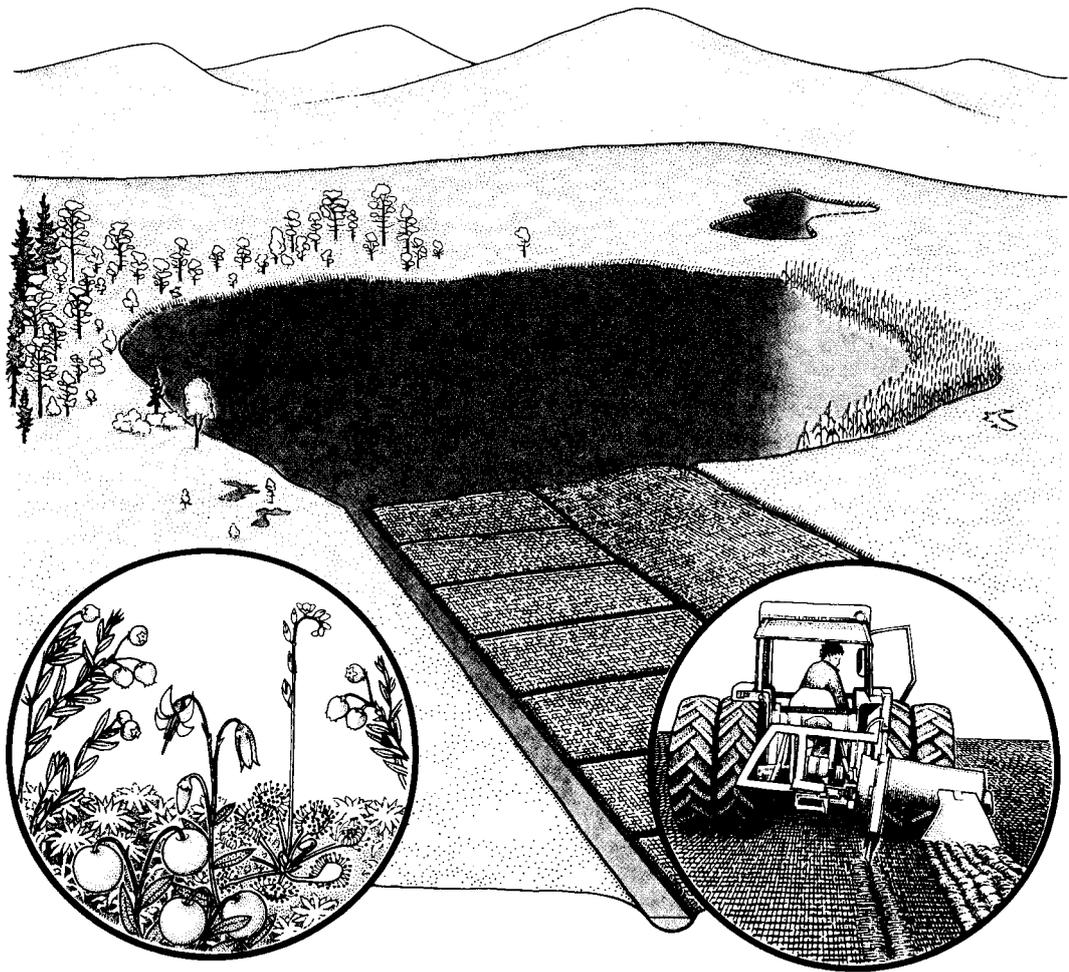


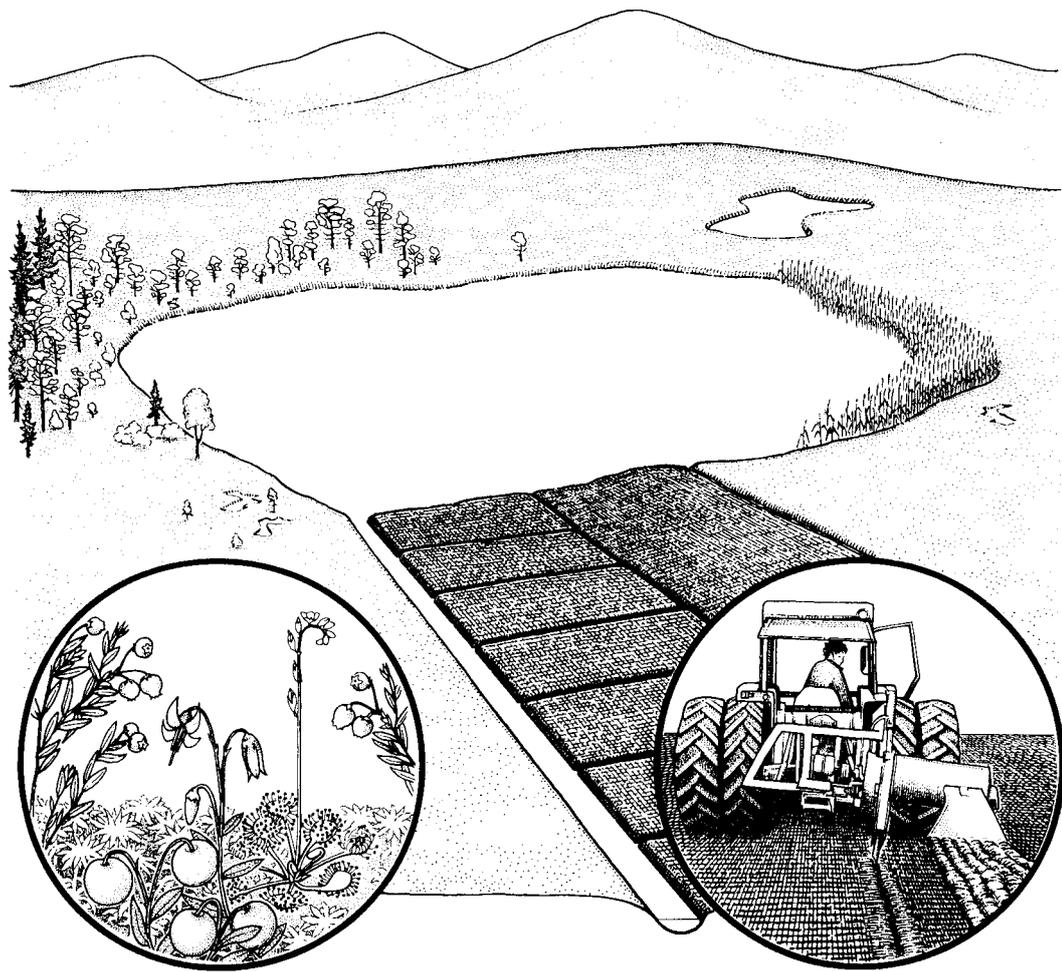
# FEUCHTGEBIETE

GEFÄHRDUNG · SCHUTZ · RENATURIERUNG



Herausgeber Reinhard Böcker und Alexander Kohler

GEFÄHRDUNG · SCHUTZ · RENATURIERUNG



Herausgeber Reinhard Böcker und Alexander Kohler

*Herausgeber*

Prof. Dr. R. Böcker

Prof. Dr. A. Kohler

Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie –320–

Universität Hohenheim

70593 Stuttgart

*Titelzeichnung*

Wolfgang Lang

*Druck und Bindung*

F & T. Müllerbader, Filderstadt

© Verlag Günter Heimbach 1994

Asternweg 11, 73760 Ostfildern

ISBN 3-9803862-0-1

HOHENHEIMER UMWELTTAGUNG | 26 |

**FEUCHTGEBIETE**  
GEFÄHRDUNG · SCHUTZ · RENATURIERUNG

Herausgeber  
Reinhard Böcker und Alexander Kohler

Januar 1994

*Tagungskommission*

Prof. Dr. U. Arndt  
Prof. Dr. R. Böcker  
Prof. Dr. A. Kohler (Vorsitz)  
Prof. Dr. H. Rahmann  
Prof. Dr. G. Scherhorn  
Prof. Dr. H. Schreiber

*Beratend*

Prof. Dr. W. Konold

*Redaktion*

Prof. Dr. R. Böcker  
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie -320-  
Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

Günter Heimbach  
Asterweg 11, 73760 Ostfildern

Vorwort der H

*Wolfgang Hau*  
Eröffnung und

*Harald B. Sch*  
Grüßwort .....

*Alexander Koh*  
Feuchtgebiete -  
Einführung in d

*Joachim Quast*  
Wechselwirkun  
- Analysen und

*Sven Björk*  
Erfahrungen üb

*Jörg Pfadenhau*  
Renaturierung v

*Peter Poschlod*  
Gedanken über  
von Regen-(Ho

*Reinhard Böcke*  
*Peter Poschlod,*  
*Ulrike Schucke*  
Monitoring für  
Teil 1: Einführu

## INHALTSVERZEICHNIS

Vorwort der Herausgeber .....	11
<i>Wolfgang Haubold</i> Eröffnung und Begrüßung .....	13
<i>Harald B. Schäfer</i> Grußwort .....	15

## VORTRÄGE

<i>Alexander Kohler</i> Feuchtgebiete – Gefährdung, Schutz, Renaturierung Einführung in das Tagungsthema .....	19
<i>Joachim Quast</i> Wechselwirkungen von Feuchtgebieten und Landschaftswasserhaushalt – Analysen und Management .....	27
<i>Sven Björk</i> Erfahrungen über Gewässerrestaurierungen – Möglichkeiten und Grenzen .....	45
<i>Jörg Pfadenhauer</i> Renaturierung von Niedermooren – Ziele, Probleme, Lösungsansätze .....	57
<i>Peter Poschlod</i> Gedanken über die Möglichkeiten und Grenzen der Renaturierung von Regen-(Hoch-)mooren .....	75
<i>Reinhard Böcker, Wolfgang Jansen, Giselher Kaule, Jörg Pfadenhauer, Peter Poschlod, Hinrich Rahmann, Heinrich Reck, Armin Schopp-Guth, Ulrike Schuckert</i> Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzacher Ried Teil 1: Einführung und Grundlagen .....	93

*Ulrike Schuckert, Dieter Gremer, Angela Deuschle, Peter Poschlod,  
Reinhard Böcker*  
Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzacher Ried  
Teil 2: Vegetation ..... 99

*Wolfgang Jansen, Hinrich Rahmann*  
Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzacher Ried  
Teil 3 Monitoring der Fauna  
Teil 3.1 Erfolgskontrolle im Haidgauer Torfstichgebiet ..... 111

*Heinrich Reck, Wolfgang Jansen, Matthias Buchweitz, Sabine Geißler,  
Gabriel Hermann, Giselher Kaule, Hinrich Rahmann, Roswitha Walter*  
Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzacher Ried  
Teil 3 Monitoring der Fauna  
Teil 3.2 Gesamtkonzept Fauna ..... 125

*Josef H. Reichholf*  
Renaturierung von Feuchtgebieten:  
Zu welchem Zustand? ..... 145

*Burkhard Frenzel*  
Moore als Umweltindikatoren in klimatischen Grenzgebieten ..... 155

#### POSTER

*Gaby Zintz, Klaus Zintz*  
Anthropogene Belastung eines Voralpensees (Argensee, Landkreis Ravensburg)  
und Wege zu seiner Restaurierung ..... 169

*Arnold Tomschi, Klaus Zintz*  
Rasante Eutrophierung eines Hochwasserrückhaltebeckens  
(HRB Herrenbachtal, Lkr. Göppingen) ..... 173

*W. Jansen, M. Koch, J.Tham, A. Butke, H. Rahmann*  
Vorkommen und Verbreitung aquatischer Makroinvertebraten im Wurzacher Ried  
(Lkr. Ravensburg) ..... 177

*Beate Baier, Berthold Kappus, Jürgen Böhmer, Hinrich Rahmann*  
Gewässeruntersuchungen im Einflußbereich von Altdeponien ..... 181

*Klaus Zintz,  
Annette Könn  
Gefährdet da  
Einfluß des A*

*Uschi Bauer,  
Einfluß des s  
am Beispiel o*

*Sabine Fiedl  
Phosphat-Mo*

*Friedrich Rü  
Stickstoffhau  
Allgäuer Sen*

*Dorothea Sta  
Standortdyna*

*Barbara May  
Verwendung  
im Gebiet der*

*Klaus Schmie  
Seeumfassene  
der Uferzone*

*Karin Heimb  
Veränderung  
des Erdinger*

*Charlotte Blu  
Veränderung  
(Münchener I*

*Martin Hänse  
Potamogeton  
gefährdete W*

99	<i>Klaus Zintz, Thomas Müller, Sabine Enke-Zörlein, Günter Heimbach, Annette König, Barbara Kolb, Hinrich Rahmann</i> Gefährdet das regelmäßige Ablassen von Fischweihern deren Biozönose? Einfluß des Ablassens von Weihern auf die Libellen-Biozönose	185
111	<i>Uschi Bauer, Peter Poschlod</i> Einfluß des sommerlichen Ablassens auf die Phytozönose des Weiherbodens am Beispiel des Gloggereweiher	191
125	<i>Sabine Fiedler</i> Phosphat-Mobilität in Abhängigkeit vom Redoxpotential	197
145	<i>Friedrich Rück, Christophe Homevo-Agossa, Karl Stahr</i> Stickstoffhaushalt im Randbereich einer als Grünland bewirtschafteten Allgäuer Senke	201
155	<i>Dorothea Stasch, Friedrich Rück, Karl Stahr</i> Standortdynamik in Niedermooren des Langenauer Riedes	205
169	<i>Barbara Mayer, Horst Tremp, Alexander Kohler</i> Verwendung von Wassermoosen als Versauerungsindikatoren im Gebiet der Recht- und Rotmurg (Nordschwarzwald)	209
173	<i>Klaus Schmieder</i> Seeumfassende Bestandsaufnahme der submersen Makrophytenvegetation der Uferzone des Bodensees – Konzeption und Zielsetzung	213
177	<i>Karin Heimberger, Georg-Heinrich Zeltner, Alexander Kohler</i> Veränderungen von Flora und Vegetation in den Fließgewässern des Erdinger Mooses (Münchener Ebene) von 1973 bis 1992	217
181	<i>Charlotte Blumenthal, Georg-Heinrich Zeltner, Alexander Kohler</i> Veränderungen von Flora und Vegetation im Fließgewässersystem der Moosach (Münchener Ebene) von 1970 bis 1992	223
	<i>Martin Hänsel, Georg-Heinrich Zeltner, Alexander Kohler</i> <i>Potamogeton coloratus</i> in den Fließgewässern der Friedberger Au. – Eine gefährdete Wasserpflanzenart unter 20jähriger Beobachtung (1972 bis 1992).	229

<i>Roland Fritz, Georg-Heinrich Zeltner, Alexander Kohler</i> Flora und Vegetation der Brenz und der Hürbe (Ostalb) – Ihre Entwicklung von 1987 bis 1993 .....	233
<i>Anke Kelber, Georg-Heinrich Zeltner, Alexander Kohler</i> Die Makrophytenvegetation der Pegnitz (Mittelfranken) .....	239
<i>Jochen Riesbeck, Georg-Heinrich Zeltner, Alexander Kohler</i> Flora und Vegetation der Blau und der Herrlinger Lauter .....	247
<i>Angela Deuschle, Peter Poschlod</i> Monitoring feiner Veränderungen in Moorkomplexen – Mikrokartierung von Vegetationsmosaik-Komplexen .....	253
<i>Siegfried Roth, Peter Poschlod</i> Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchungen im Osterried bei Laupheim I. Hydrologisch-entwicklungsgeschichtliche und vegetationskundlich-ökologische Charakterisierung .....	263
<i>Heiner Biewer</i> Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchungen im Osterried bei Laupheim II. Vegetation und Flora .....	271
<i>Siegfried Schneider, Peter Poschlod</i> Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchungen im Osterried bei Laupheim III. Die generative Diasporenbank in unterschiedlich genutzten Flächen .....	277
<i>Heiner Biewer, Andrea Köttner, Peter Poschlod</i> Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchungen im Osterried bei Laupheim IV. Stand der Pflege und Überlegungen zur zukünftigen Pflege- und Entwicklungsplanung aus vegetationskundlicher Sicht .....	287
<i>Susanne Kellermann, Ingo Koska, Peter Poschlod</i> Nährstoffgehalte im Hangzugwasser und Nährstoffentzüge über die Biomasse entlang eines Gradienten zwischen Intensivgrünland und Streuwiese (Schwarzen, Württembergisches Allgäu) .....	297
<i>Thomas Trabold</i> Agrartechnik in der Pflege von Feuchtgebieten .....	305

	<i>R. Walser, M. Sala, Hans Güde</i>	
..... 233	Experimentelle Untersuchungen zum Makrophytenabbau	
	Stoffbilanzierungen zum Abbau von Makrophytenbiomasse .....	309
	 <i>Rainer Luick, Alois Kapfer</i>	
..... 239	Möglichkeiten der Renaturierung von Maisäckern .....	317
	 <i>Josef Kiechle, Rainer Luick, Annelie Pier</i>	
..... 247	Zeitliche und räumliche Funktionen von Wiesenrandstreifen .....	321
	 <i>Karl-Friedrich Schreiber, Klaus Handke, Manfred Köhler, Wolfgang Kundel</i>	
..... 253	Gräben in der Bremer Wesermarsch	
	Bedeutung – Gefährdung – Schutz/Entwicklung .....	325
	 <i>upheim</i>	
..... 263	<i>gische</i>	
	 <i>upheim</i>	
..... 271		
	 <i>upheim</i>	
..... 277		
	 <i>pheim</i>	
..... 287		
	 <i>.....</i>	
..... 297		
	 <i>.....</i>	
..... 305		

## Vorwort der Herausgeber

Nach all den zahlreichen Tagungen und Veröffentlichungen über Feuchtgebiete in den vergangenen zwei Jahrzehnten müßte man eigentlich annehmen, daß dieses Thema sowohl aus wissenschaftlicher Sicht wie auch vom Standpunkt der Naturschutzpraxis aus erschöpfend abgehandelt worden sei. Obwohl zahlreiche Bilanzen und Daten über den Schwund und die Beeinträchtigung von Feuchtlebensräumen regional wie global vorliegen, zählen diese immer noch zu den am meisten gefährdeten Ökosystemen. Trotz großer Anstrengungen auf internationaler und nationaler Ebene bestehen nach wie vor noch große Vollzugsdefizite. In mitteleuropäischen Regionen ist es jetzt notwendig, Erfahrungen über Renaturierungsmaßnahmen in gestörten Ökosystemen zusammenzufassen und kritisch zu sichten. Außerdem erscheint es uns wichtig aufzuzeigen, in welcher Weise derartige Maßnahmen längerfristig wissenschaftlich begleitet werden können. Das Vortragsprogramm der diesjährigen Tagung war hauptsächlich Fragen der Renaturierung semiterrestrischer Lebensräume gewidmet. In einem Übersichtsreferat von Prof. Björk, Schweden, sollten aber auch die langjährigen Erfahrungen über Gewässerrestaurierungen behandelt werden. Die Posterbeiträge umfaßten ein weites Spektrum der Feuchtgebietsforschung mit Beiträgen von Hohenheimer und auswärtigen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern.

Die Herausgeber möchten allen, die zum Gelingen der diesjährigen Tagung und des Tagungsbandes beigetragen haben, ihren herzlichen Dank aussprechen. Wir freuen uns besonders, daß der Umweltminister des Landes Baden-Württemberg, Herr Harald Schäfer, wiederum sein Grußwort an die Tagungsteilnehmer gerichtet und die Arbeit der angewandt-ökologisch orientierten Disziplinen an der Universität Hohenheim gewürdigt hat. Die Zusage des Ministers, trotz schwieriger Wirtschaftslage auch in den kommenden Jahren die Arbeiten der Hohenheimer Wissenschaftler zu fördern, ermutigt uns in unserem Bestreben, nicht nur qualifizierte ökologische Grundlagenforschung zu leisten, sondern diese auch immer für praktische Maßnahmen aufzubereiten.

Wir haben den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Institutes für Landschafts- und Pflanzenökologie für ihren großen Einsatz bei der Vorbereitung und Durchführung der Tagung besonders zu danken. Stellvertretend danken wir Frau Patricia Schick und Frau Kristina Mäurle für ihre engagierte Arbeit.

Herrn Günter Heimbach haben wir für die sorgfältige Arbeit bei der Herstellung des Bandes zu danken. Ebenso danken wir der Druckerei Müllerbader.

Leider ist es in diesem Jahr erstmalig nicht gelungen, einen Sponsor für einen Druckkostenzuschuß außerhalb der Universität Hohenheim zu finden.

Reinhard Böcker

Alexander Kohler

## Eröffnung und Begrüßung

Wolfgang Haubold

Der Gruß der Universität gilt heute den Ehrengästen und Gästen der Umwelttagung, vor allem Ihnen, Herr Minister Schäfer, für Ihr Interesse an unserer Arbeit.

„Nachdem auf der vergangenen Umwelttagung der Versuch gemacht wurde, ein Gesamtkonzept für die Entwicklung zukünftiger Kulturlandschaften zu entwerfen, ist die Tagung 1994 wieder einem spezielleren Thema gewidmet: Feuchtgebiete, zu denen Moore, Sümpfe, Gewässer, aber auch das Wattenmeer zählen, gehören zu den gefährdetsten Lebensräumen in unseren Landschaften.“

Mit diesem Zitat aus der Einladung ist der Rahmen für den heutigen Tag abgesteckt, aber auch erkennbar, daß in Zukunft noch andere Teilaspekte aus dem Generalthema vom Jubiläumsjahr aufgenommen werden. Herr Minister Töpfer, Professor Succow und Sie, sehr geehrter Herr Minister Schäfer, hatten vor einem Jahr Zukunftskonzepte vorgestellt, in die das heutige Thema eingebunden war. Ich erinnere mich auch an schöne Bilder und an Planungen über Mecklenburgs Seenplatte; inhaltlich werden die Fachkollegen die Aussagen von 1993 aufnehmen.

Für die Universität stellt sich in Zeiten knapper werdender Ressourcen bei der Zukunftsplanung die Frage nach den Zielen unserer Umweltforschung und der Akzeptanz unserer Arbeit in der Öffentlichkeit. Lassen sich Forschungsergebnisse und vermittelte Kenntnisse in wichtigen Berufsfeldern anwenden, haben unsere Absolventen auch gute Chancen auf dem Arbeitsmarkt.

Ich freue mich und bin auch sehr glücklich, daß bei der Evaluierung und Bewertung unserer Forschungen durch den Wissenschaftsrat in Hohenheim die hohe Kompetenz in Ökosystemforschung und Ökotoxikologie, Tropenökologie und globaler Klimaforschung hervorgehoben und die gute Zusammenarbeit zwischen den Fachgebieten Biologie, Naturwissenschaften und Agrarwissenschaften unter Einbindung ökonomischer Fächer für die Umweltökonomie und Umweltpolitik anerkannt wird. Auch diese Tagung zeigt die gute Brücke zwischen den Fakultäten Biologie und Agrarwissenschaften und die Brücke über Landes- und Bundesgrenzen hinweg. Stellvertretend für viele auswärtige Kollegen gilt ein besonderer Gruß Prof. Sven Björk aus Schweden. Wir haben im Gespräch mit der Forschungsabteilung des Ministeriums für Wissenschaft und Forschung die Forschungskonzepte dargelegt und bitten alle, uns bei den Aufgaben im eigenen Land Baden-Württemberg, in Deutschland und den vielen Ländern der Dritten Welt zu helfen. Als zusätzliche Herausforderung ist uns nach der Wiedervereinigung und der Öffnung nach Osteuropa die Hilfe für diese Gebiete zugewachsen. Die wissen-

schaftliche Begleitung der Entwicklung der Landwirtschaft in diesen Gebieten muß die pflegliche Nutzung der Landschaft berücksichtigen. Es wird nicht leicht sein, den osteuropäischen Ländern in ihrer Notlage solche Gedanken nahe zu bringen. Eine große Hilfe für die Umweltforschung wäre dabei für Hohenheim die Finanzierung der zweiten Baustufe des ersten Bauabschnitts des Ökologiekomplexes. Ich will diesen Wunsch bildlich verdeutlichen, weil sonst Mißverständnisse entstehen und man uns undankbar nennen könnte.

Es sind drei Bauabschnitte für den Ökologiekomplex vorgesehen. Der erste wird den Biobau im Westen, der zweite im Süden und der dritte im Osten einrahmen. Vom ersten Bauabschnitt sind zwei der drei Spangen (Quergebäude) im Rohbau fertiggestellt, der letzte für die Ökologie vorgesehene Gebäudeteil am unteren Ende ist zwar fertig geplant und genehmigt, es fehlen jedoch noch 17 Millionen. In diesem Teil soll auch das Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie untergebracht werden, das bisher in der über 200 Jahre alten Bausubstanz des Schlosses arbeitet, das Institut also, das die Thematik der heutigen Tagung vor allem bearbeitet. Auf diesen Teil bezieht sich also unser dringender Wunsch. Wir wissen, daß in der derzeitigen Wirtschaftslage nicht mit den anderen Bauabschnitten begonnen werden kann.

Hohenheimer Journalistik-Studentinnen und Studenten haben mit Arbeiten, die die Thematik der letztjährigen Umwelttagung aufgriffen, vier von elf Preisen des Bundesumweltministers gewonnen. Ich gratuliere den so ausgezeichneten Studierenden sehr herzlich. Ich erhoffe mir auch in diesem Jahr eine anschauliche Schrift über das Thema von unseren Studierenden der Journalistik. Allen Teilnehmerinnen und Teilnehmern wünsche ich einen großen Gewinn beim Zuhören und Diskutieren und freue mich auf einen „kunstvollen“ Abschluß mit einer Gemäldeausstellung im Schloß.

Prof. Dr. Wolfgang Haubold  
Präsident der Universität Hohenheim

70593 Stuttgart

**Grul  
der U**

Harald

Meine

für die  
spreche  
Zum ei  
der 25.  
des neu

Zum an  
menspi  
ders gu  
insgesa

– Die  
nim  
gewi  
– Die  
– Auch  
mer  
– Die  
wie

Aber tr  
ge wick  
Klimas  
Müllbe  
sowie r

Dies si  
Vorjah

Und m  
ten De  
Luxus  
Herren

## Grußwort zur Eröffnung der 26. Umwelttagung der Universität Hohenheim am 28. Januar 1994

Harald B. Schäfer

Meine sehr verehrten Damen und Herren,

für die Einladung, auf dieser 26. Umwelttagung der Universität Hohenheim ein Grußwort zu sprechen, bedanke ich mich. Ich komme dieser Einladung gerne nach:

Zum einen gibt sie mir Gelegenheit, Rückschau zu halten auf die Arbeit eines Jahres, das seit der 25. Tagung vergangen ist, und als Umweltminister eine Standortsbestimmung zu Beginn des neuen Jahres vorzunehmen.

Zum anderen denke ich, daß sich an dem von Ihnen gewählten Tagungsthema das Zusammenspiel einer wirkungsvollen Umwelt- und Naturschutzpolitik mit der Wissenschaft besonders gut aufzeigen läßt. Meine Damen und Herren – die Rückschau zeigt: Das Jahr 1993 war insgesamt ein schwieriges Jahr für Baden-Württemberg und für Deutschland.

- Die wirtschaftlichen Schwierigkeiten haben weiter zugenommen, die Arbeitslosigkeit nimmt bedrohliche Ausmaße an. Mehr Menschen denn je sind arm und auf Sozialhilfe angewiesen. Auch Baden-Württemberg ist in voller Härte betroffen.
- Die Gefahr des Rechtsextremismus ist keineswegs gebannt.
- Auch weltweit gab es im Jahr nach Rio keine durchgreifenden Maßnahmen gegen die immer dramatischer werdende ökologische Krise.
- Die Defizite der öffentlichen Haushalte sind weiter gewachsen, dies gilt für unser Land wie für alle anderen – und das hat Auswirkungen auch auf den Umweltbereich.

Aber trotz dieser schwierigen Gesamtsituation ist es uns gelungen, auch im Jahre 1993 einige wichtige Projekte der Umweltpolitik auf den Weg zu bringen. Als Beispiele möchte ich die Klimaschutz- und Energieagentur nennen, das Sondermüllforum, das Pilotprojekt zu kalten Müllbehandlungsverfahren, die Einschaltung atomkritischer Gutachter bei der Kernenergie sowie neue Modellprojekte zur umweltorientierten Unternehmensführung.

Dies sind nur einige wenige Stichpunkte aus einem Jahr, in dem sich viele der bereits in den Vorjahren sichtbar gewordenen Probleme in Deutschland weiter verschärft haben.

Und mit der Verschärfung der wirtschaftlichen Probleme einher geht eine Renaissance des alten Denkens, welches die zwingenden Zukunftsaufgaben des Umweltschutzes umdeutet in Luxusgüter, die in wirtschaftlich schwierigen Zeiten überflüssig seien. Meine Damen und Herren, das Gegenteil ist der Fall und durch harte Fakten und Zahlen belegt!

Umweltschutz ist zu einem zentralen Wirtschaftsfaktor geworden, der Arbeitsplätze schafft. Umweltschutz sichert in Deutschland derzeit 500.000 Arbeitsplätze bei ca. 60 Milliarden DM Umsatz! Es wird erwartet, daß der Umweltgütermarkt bis zur Jahrtausendwende auf 100 Milliarden DM wächst. Mit Steigerungsraten von 6 – 8% – und das während der Rezession – ist Deutschland Weltmarktführer im Bereich Umweltechnik. Wir brauchen gerade jetzt nicht weniger, sondern mehr Umweltschutz, als Grundlage für eine zukunftsorientierte Wirtschaft. Daß die Schritte auf diesem Weg sich nach den veränderten finanziellen Möglichkeiten richten müssen, ist selbstverständlich. Von den Mitteleinsparungen und Stellenstreichungen ist auch der Haushalt des Umweltministers betroffen. Allerdings ist es bisher möglich gewesen, Abstriche an der Substanz notwendiger Aufgaben zu vermeiden – und mit kleinen Schritten soll es auch im vor uns liegenden Jahr weiter vorangehen. In diesem Sinne haben wir uns beispielsweise für dieses Jahr vorgenommen:

- ein neues Konzept für die Umsetzung großflächiger Naturschutzziele auf den Weg zu bringen,
- ein Klimaschutzkonzept Baden-Württemberg mit einer Vielzahl von Einzelmaßnahmen vorzulegen,
- den Ozonversuch in Heilbronn durchzuführen,
- zusammen mit den 200 wichtigsten Sonderabfallerzeugern im Lande ein Aktionsprogramm Kreislaufwirtschaft zu erarbeiten.

Meine Damen und Herren, es sind nicht nur die großen Reformen und strategischen Projekte, die uns einer zukunftsfähigen Wirtschaft und Gesellschaft näherbringen. Auch und gerade kleine Schritte legen das Fundament auf dem Weg zu einer solchen ökologisch orientierten Gesellschaft.

Doch damit, meine Damen und Herren, lassen Sie mich nun zum eigentlichen Thema dieser Tagung kommen: der Gefährdung, dem Schutz und der Renaturierung von Feuchtgebieten.

Feuchtgebiete gehören – und ich sage damit nichts Neues – zu den wichtigsten und zu den gefährdetsten Biotopen. Insbesondere in manchen Kulturlandschaften – so beispielsweise in Oberschwaben, wo der Schwerpunkt der auf dieser Tagung vorgestellten Ergebnisse liegt – sind sie die wichtigsten naturnahen Biotope überhaupt.

Gerade in solchen, durch menschliche – bäuerliche – Nutzung geprägten Kulturlandschaften stehen die Feuchtgebiete aber auch seit Jahrhunderten in einer Art Symbiose mit den Nutzungsansprüchen des Menschen.

Diese Symbiose nun hat sich durch die geänderten und i.d.R. intensivierten Nutzungsansprüche in der Landwirtschaft zur Konkurrenz gewandelt. Ein großer Teil der Feuchtgebiete hat diesen Konkurrenzkampf nicht bestanden, er ist aus der Landschaft verschwunden, in entwässertes Intensivgrünland oder Acker umgewandelt. Um was es uns heute bei unseren Schutz- und Renaturierungsbemühungen geht – um das Thema der Tagung aufzugreifen – ist der Rest, der kleine Rest dessen, was als landschafts- und naturgeschichtliches Erbe der Eiszeiten noch vor wenigen Jahrzehnten vorhanden war.

Mit der Schaffung des § 16 NatschG im Jahre 1975 hat Baden-Württemberg damals Zeichen

gesetzt zum Schutz der Feuchtgebiete und als Reaktion auf ihren enormen Schwund. Mit dem § 16 wurden Eingriffe in Feuchtgebiete gesetzlich verboten.

Dies war jedoch nur ein erster Schritt; es zeigte sich nämlich rasch, daß eine klare Definition dessen, was diese geschützten Feuchtgebiete ausmacht, nicht vorhanden war. Besonders problematisch waren die landwirtschaftlich genutzten Feuchtwiesen. Hier prallten die gegensätzlichen Auffassungen aufeinander.

In dieser Zeit, als es darum ging, den Begriff „Feuchtgebiet“ auch wissenschaftlich auszufüllen, wurde die Grundlage für die andauernde fruchtbare Zusammenarbeit zwischen der Universität Hohenheim und der Umwelt- und Naturschutzverwaltung des Landes gelegt. Wir haben seit damals einiges erreicht. Mit der Landschaftspflegerichtlinie konnten wir das Instrument schaffen, das die Finanzierung der Feuchtgebietspflege vor allem durch Landwirte ermöglicht. Inzwischen gehen jährlich insgesamt ca. 20 Mio DM Naturschutzmittel in die Landschaftspflege einschließlich Abschluß von Bewirtschaftungsverträgen mit Landwirten.

Über die Bereitstellung von ca. 120 Mio DM für Grunderwerb seit der Gründung des Umweltministeriums im Jahre 1987 ist es gelungen, wichtige Feuchtgebiete zu Naturschutzzwecken zu erwerben und anderen Nutzungsansprüchen zu entziehen. Mit dem Seensanierungsprogramm haben wir in interdisziplinärer Zusammenarbeit zwischen Wasserwirtschaft, Naturschutz und Landwirtschaft begonnen, die wichtigsten Seen und Weiher in Oberschwaben samt ihren Einzugsgebieten zu sanieren. Mit dem § 24a des Biotopschutzgesetzes von 1992 haben wir den Schutz der Feuchtgebiete schließlich erheblich verbessert und auf die anderen schutzwürdigen Biotope im Land ausgedehnt.

Über diese Aktivitäten zum Schutz und gegen die Gefährdung der Feuchtgebiete sind wir in den letzten Jahren zu dem dritten thematischen Schwerpunkt der heutigen Tagung gekommen, der Renaturierung von Feuchtgebieten.

Das Wurzacher Ried, das in den heute vorgesehenen Vorträgen einen inhaltlichen Kernpunkt darstellt, ist ein ausgezeichnetes Beispiel dafür, wie über die bloße Erhaltung verbliebener Feuchtbiotope hinaus in den vergangenen Jahren auch die Renaturierung gestörter Biotope zur Aufgabe geworden ist. Und gerade an diesem Beispiel wird deutlich, wie wichtig die Zusammenarbeit von Wissenschaft und Naturschutzpraxis ist.

Bei einer Moorlandschaft von der herausragenden biologischen, artenschützerischen und landschaftsökologischen Bedeutung des Wurzacher Riedes müssen alle Maßnahmen, mit denen man in diesen einmaligen Lebensraum eingreift, sowohl fachlich fundiert entwickelt sein als auch entsprechend qualifiziert begleitet werden. Das Land hat die Entwicklung der Konzeption durch Bereitstellung entsprechender Finanzmittel ermöglicht. Und auch das maßnahmenbegleitende Monitoring wird durch das Umweltministerium finanziert. Sowohl bei der Maßnahmenkonzeption als auch bei der Monitoring-Entwicklung liegt ein Schwerpunkt der wissenschaftlichen Arbeit hier in Hohenheim.

Dabei bin ich mir bewußt, daß der gesetzte finanzielle Rahmen nicht alle fachlichen Wünsche befriedigen kann – übrigens auch die meiner Naturschutzverwaltung nicht. Aber an der Situation der beschränkten Finanzen kann auch der Umweltminister nicht vorbei. Ich habe dies eben bereits ausgeführt.

Aber gerade leere Kassen zwingen auch dazu, Schwerpunkte und Akzente zu setzen. Die Erhaltung der Feuchtgebiete in der Landschaft und die Förderung der angewandten wissenschaftlichen Forschung als Grundlage hierzu gehören dazu.

Meine Damen und Herren, ich gehe davon aus, daß die fruchtbare und erfolgreiche Zusammenarbeit auf dem Feld der angewandten Umwelt- und Naturschutzforschung, die sich über Jahre zwischen der Universität Hohenheim und der Umweltverwaltung herausgebildet hat, auch in den kommenden, finanziell angespannteren Jahren Ihre Fortsetzung finden wird. In diesem Sinne wünsche ich Ihnen für die Tagung einen guten Verlauf.

Harald B. Schäfer  
Minister für Umwelt Baden-Württemberg

zente zu setzen. Die Er-  
r angewandten wissen-

nd erfolgreiche Zusam-  
forschung, die sich über  
ung herausgebildet hat,  
setzung finden wird. In

## Feuchtgebiete – Gefährdung, Schutz, Renaturierung Einführung in das Tagungsthema

Alexander Kohler

### Zum Begriff Feuchtgebiet/Feuchtbiotop

Es ist für mich immer wieder überraschend, wie viele Unklarheiten zum Begriff „Feuchtgebiet“ bzw. „Feuchtbiotop“ in der Öffentlichkeit, aber auch bei Fachleuten immer noch bestehen, und dies, nachdem jahrzehntelang dieses Thema Gegenstand von Tagungen, Vereinbarungen und Maßnahmen auf internationaler wie auf regionaler Ebene war.

Der Begriff Feuchtgebiet/Feuchtbiotop wird häufig einfach mit dem Begriff „Biotop“ gleichgesetzt, wobei darunter ein kleines, stehendes Gewässer verstanden wird. Andere bezeichnen mit dem Begriff nur semiterrestrische Lebensräume, wie Moore, Sümpfe und Streuwiesen und klammern Oberflächengewässer wie Seen, Weiher, Bäche, Flüsse etc. oder gar salzwasserdominierte Lebensräume ganz aus.

Es ist zuzugeben, daß der Begriff Feuchtgebiet (engl. wetland) sprachlich und inhaltlich nicht gerade besonders treffend und präzise ist, aber er ist anlässlich einer internationalen Konvention aus dem Jahre 1971, der sogenannten Ramsar-Konvention festgelegt worden (MATTHEWS, 1993; KOHLER, 1987). Dieses internationale Übereinkommen ist bis heute das einzige weltweite Abkommen zum Schutze natürlicher Ressourcen auf globaler Ebene. Es ist aus der Erkenntnis heraus entstanden, daß Feuchtgebiete zu den am meisten gefährdeten Lebensräumen unserer Erde zählen, daß diese im globalen Wasserkreislauf, ferner als Rast-, Brut- und Nahrungsplätze vieler Wasser- und Sumpfvögel eine bedeutende Rolle spielen und nur durch internationale, grenzüberschreitende Maßnahmen geschützt und gefördert werden können. Bis heute ist etwa die Hälfte der Staaten der Vereinten Nationen der Ramsar-Konvention beigetreten. Der Geltungsbereich dieser Konvention erstreckt sich somit derzeit auf etwa 75 % der Landfläche der Erde (MATTHEWS, 1993).

Da die Inhalte der Begriffe „Feuchtgebiet“ und „Feuchtbiotop“ sich weitgehend decken, möchte ich sie im folgenden synonym verwenden. Allgemein kann man Feuchtgebiete/Feuchtbiotope definieren als

***Lebensräume bzw. Landschaftsausschnitte, deren Erscheinungsbild und Standorte sowie deren Pflanzen- und Tierwelt wenigstens einen Teil des Jahres wesentlich vom Faktor Wasser geprägt sind.***

(BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN, 1986; GRABHERR, 1988).

Nach der Ramsar-Konvention zählen hierzu:

*Feuchtwiesen, Moor- und Sumpfgebiete oder Gewässer, die natürlich oder künstlich, dauernd oder zeitweilig, stehend oder fließend, Süß-, Brack- oder Salzwasser sind, einschließlich solcher Meeresgebiete, die eine Tiefe von 6 Metern bei Niedrigwasser nicht übersteigen* (MATTHEWS, 1993).

Die Ramsar-Liste gibt eine sehr weit gefaßte Klassifikation der Feuchtgebiete, nach der drei Hauptkategorien unterschieden werden (Tab. 1).

### **Bedeutung und Gefährdung von Feuchtgebieten**

Die Beziehungen des Menschen zu Feuchtgebieten waren wohl seit jeher von recht ambivalentem Charakter. Feuchtlandschaften wurden als unheilvolle Orte, als Brutstätten von Krankheiten und als Hemmnisse für zivilisatorische Entwicklungen angesehen. Andererseits ist darauf hinzuweisen, daß viele Hochkulturen in oder am Rande von Feuchtzonen entstanden sind (HOFMANN, 1993).

Die Urbarmachung von Feuchtgebieten galt bis in unser Jahrhundert hinein als menschliche Kulturleistung ersten Ranges. So sind die meisten größeren Feuchtgebiete im Laufe der Geschichte, vor allem in den vergangenen Jahrhunderten weltweit verschwunden: In Mazedonien sind z. B. zwischen 1930 und 1985 rund 94 % der Sumpf- und Marschländer und über ein Drittel der Seen trockengelegt worden (HOFMANN, 1993). Auch in mitteleuropäischen Regionen ist in jüngerer Zeit ein starker Schwund der Feuchtgebiete zu verzeichnen: In Bayern wurden z. B. in den vergangenen 150 bis 200 Jahren 75–80 % der Auwälder und 80 % der Hoch- und Übergangsmoore zerstört (SCHREINER, 1988).

Erst in den vergangenen Jahrzehnten hat man die globale Bedeutung der Feuchtgebiete für die menschliche Existenz und als Lebensraum zahlreicher Tier- und Pflanzenarten erkannt. Als erste haben Ornithologen den Schutz dieser Lebensräume auf internationaler Ebene gefordert. Neben ihrer Bedeutung für den Artenschutz kommen den Feuchtgebieten weltweit auch andere wichtige Funktionen im Landschaftshaushalt und für den Menschen zu: Ich nenne nur die Stichworte Grundwasserneubildung, Wasserversorgung, Verbesserung der Wasserqualität, Retentionsflächen und Hochwasserschutz, CO<sub>2</sub>-Senken, Landschaftsästhetik und Erholung, Umwelterziehung, und nicht zuletzt dienen sie der ökologischen, hydrologischen sowie der vegetations- und klimageschichtlichen Forschung (MATTHEWS, 1993).

Ich möchte am Beispiel von Forschungsergebnissen unseres Institutes aus dem Landkreis Ravensburg zeigen, in welchem Ausmaß Feuchtgebiete bei uns in jüngerer Zeit zurückgegangen sind.

Bis in die 50er Jahre stellten kulturbedingte Feuchtgebiete, die sogenannten Streuwiesen für die Landwirtschaft wertvolle Nutzflächen dar. Diese wurden einmal, höchstens zweimal im Jahr gemäht. Das Mähgut wurde als Einstreu in den Ställen verwendet. Auf diese Weise sind Lebensräume entstanden, in denen zahlreiche hochgradig gefährdete Blütenpflanzen gedeihen konnten, die einer Vielzahl an Kleintieren Grundlage für ihre Fortpflanzung und

Ernährung geboten haben. Weil im Zuge des Agrarstrukturwandels die Einstreu in den landwirtschaftlichen Betrieben nicht mehr gebraucht wurde, wurden große Flächen dieser Streuwiesen in mehrschüriges und mehrfach gedüngtes Intensivgrünland umgewandelt. Ein

Tab. 1:

## Die Klassifikation der Feuchtgebiete für die Ramsar-Liste

(nach MATTHEWS, 1993)

### Marine und Küsten-Feuchtgebiete

A	Seichte marine Gewässer	(12)	266 700 ha
B	Marine Sublitoralzone	(1)	1 900 ha
C	Korallenriffs	(3)	95 100 ha
D	Felsküsten	(19)	30 500 ha
E	Sand- und Kiesstrände (inkl. Dünen)	(9)	160 200 ha
F	Flußmündungen (Ästuare)	(34)	1 409 000 ha
G	Gezeitenschlickflächen	(37)	2 880 100 ha
H	Salz-Marschen	(9)	93 500 ha
I	Mangroven/Gezeiten-Wald	(13)	579 300 ha
J	Küsten-Brackwasser- und Salzwasserlagunen	(85)	1 849 900 ha
K	Süßwasserlagunen	(17)	202 400 ha
L	Deltas	(22)	2 343 600 ha

### Binnen-Feuchtgebiete

M	Permanent wasserführende Bäche, Flüsse und Ströme	(19)	1 351 100 ha
N	Saisonal oder periodisch wasserführende Bäche, Flüsse und Ströme	(2)	697 000 ha
O	Dauernd wasserführende Süßwasser-Seen	(104)	3 969 500 ha
P	Saisonal oder periodisch wasserführende Süßwasser-Seen	(7)	159 600 ha
Q	Dauernd wasserführende Salz- oder Brackwasser-Seen und Marschen	(20)	2 078 700 ha
R	Saisonal oder periodisch wasserführende Salz- oder Brackwasser-Seen und Marschen	(10)	83 200 ha
S	Dauernd wasserführende Süßwasser-Marschen und Teiche	(38)	1 966 700 ha
T	Saisonal oder periodisch wasserführende Süßwasser- Marschen und Teiche	(7)	938 500 ha
U	Moore	(47)	2 535 500 ha
V	Alpine und Tundren-Feuchtgebiete	(15)	8 509 500 ha
W	Gebüschdominierte Feuchtgebiete	(1)	188 600 ha
X	Baumdominierte Feuchtgebiete (inkl. Auwälder)	(15)	3 802 900 ha
Y	Süßwasserquellen (inkl. Oasen)	(2)	9 500 ha
Z	Geothermische Feuchtgebiete	(1)	5 200 ha

### Feuchtgebiete aus zweiter Hand

1.	Fisch- und Krevettenteiche (Aquakultur)	(8)	19 000 ha
2.	Landwirtschaftliche Teiche und kleine Speicher	(0)	0 ha
3.	Bewässerungsflächen (inkl. Reisfelder)	(0)	0 ha
4.	Saisonal überschwemmtes Agrarland	(5)	5 500 ha
5.	Salinen	(6)	12 000 ha
6.	Wasserspeicher, Stauseen	(21)	183 700 ha
7.	Schotter-, Ziegel- und Sandgruben	(0)	0 ha
8.	Abwasserbehandlungsflächen	(1)	200 ha
9.	Kanäle	(0)	0 ha

**Total** **590** **36 702 500 ha**

Die Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Anzahl der Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung, die bisher in die Ramsar-Liste aufgenommen wurden; dahinter sind deren Fläche in ha angegeben.

kleinerer Teil wurde aufgeforstet oder ist brachgefallen. Dadurch kam es zu einem drastischen Rückgang dieser für den Artenschutz hochwertigen Feuchtgebietsflächen. Im württembergischen Allgäu sind z. B. seit 1919 Flächenverluste an Streuwiesen von bis zu 90 % zu verzeichnen (A BT, 1991; KOHLER et al., 1989).

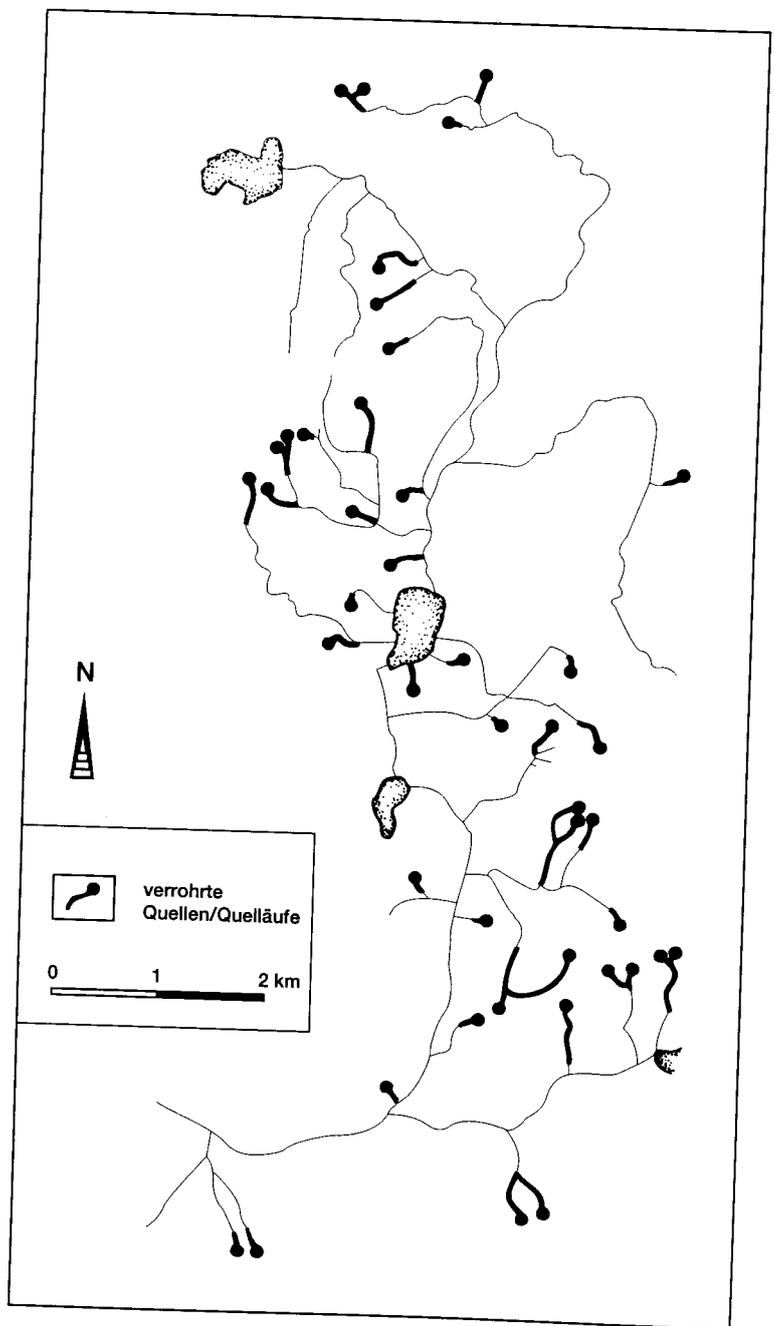
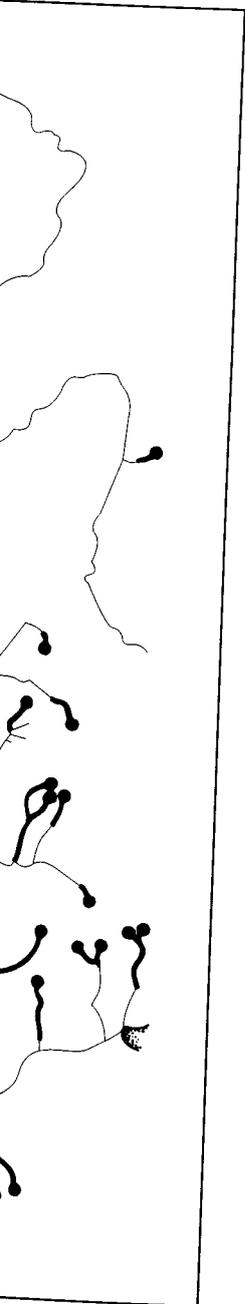


Abb. 1:  
Verrohrte Quellen und  
Quellläufe im Oberlauf  
der Wolfegger Ach  
(nach SEIFFERT et al., 1993)

kam es zu einem dra-  
uchtgebietsflächen. Im  
Streuwiesen von bis zu



Als ein weiteres Beispiel für den Schwund von Feuchtgebieten im Landkreis Ravensburg kann der Rückgang von Fischweihern und anderen stehenden Gewässern angeführt werden: Nach Untersuchungen von KONOLD (1987) sind seit Anfang des letzten Jahrhunderts gebietsweise, z. B. bei Blitzenreute, Wasserflächenverluste bis zu 90 % zu verzeichnen.

Die Zerstörung eines Feuchtgebietstyps durch wasserbauliche Maßnahmen wird auch in einer neuen Untersuchung aus unserem Institut deutlich (SEIFFERT et al., 1993): Im Oberlauf der Wolfegger Ach ist der Großteil der Quellen und Quellläufe als Feuchtlebensräume durch Verrohrung zerstört worden (Abb. 1).

Der Gefährdungsgrad einzelner Feuchtgebiets-Typen in Mitteleuropa kann auch anhand der verschollenen und gefährdeten Gefäßpflanzenarten gekennzeichnet werden: KORNECK & SUKOPP (1988) weisen für die alten Bundesländer 24 Pflanzenformationen aus und geben eine Rangfolge für deren Gefährdungsgrad an.

Aus dieser Aufstellung (Tab. 2) wird deutlich, daß die Vegetation oligotropher Gewässer, ferner der Schlammböden sowie der oligotrophen Moore und Moorwälder ganz oben in der

**Tab. 2:**

Rangfolge der Gefährdung heimischer Pflanzenformationen<sup>1</sup> nach dem Anteil verschollener und gefährdeter Gefäßpflanzenarten; nur Hauptvorkommen (nach KORNECK & SUKOPP, 1988)

	Anteil verschollener und gefährdeter Arten		Rangfolge  $\bar{x}$ %
	am Artenbestand der Formation %	an der Gesamtzahl verschollener und gefährdeter Arten %	
<b>1. Vegetation oligotropher Gewässer</b>	81,3	4,2	42,8
<b>2. Schlammbodenvegetation</b>	64,1	2,3	33,2
<b>3. Oligotrophe Moore und Moorwälder</b>	56,6	9,6	33,1
4. Trocken- und Halbtrockenrasen	41,0	21,1	31,1
<b>5. Halophytenvegetation</b>	41,6	3,0	22,3
6. Ackerunkraut- und kurzlebige Ruderalvegetation	35,1	9,5	22,3
<b>7. Feuchtwiesen</b>	36,9	7,5	22,2
<b>8. Vegetation eutropher Gewässer</b>	33,4	6,0	19,7
9. Alpine Vegetation	26,9	8,6	17,8
10. Xerotherme Staudenvegetation	31,3	2,5	16,9
11. Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen	27,8	4,9	16,4
12. Außer-alpine Felsvegetation	25,6	2,6	14,1
13. Kriechpflanzen- und Trittrrasen	23,0	2,4	12,7
14. Xerotherme Gehölzvegetation	17,8	2,4	10,1
15. Vegetation der Küstendünen	18,9	0,3	9,6
<b>16. Vegetation der Quellen und Quellläufe</b>	18,1	0,5	9,3
17. Mesophile Fallaubwälder einschl. Tannenwälder	15,1	3,4	9,3
<b>18. Feucht- und Naßwälder</b>	15,3	1,7	8,5
19. Bodensaure Laub- und Nadelwälder	15,2	1,4	8,3
20. Nitrophile Staudenvegetation	11,9	3,1	7,5
21. Halbruderale Queckenrasen	14,3	0,6	7,5
<b>22. Zweizahn-Gesellschaften</b>	13,3	0,5	6,9
23. Frischwiesen und -weiden	9,8	0,8	5,3
24. Subalpine Hochstauden- und Gebüschvegetation	9,6	1,0	5,3

<sup>1</sup>Ausgesprochene Feuchtgebietsformationen sind fett hervorgehoben

Gefährdungsskala stehen. Aber auch die Feuchtgebietsformationen der Salzböden, wie sie z. B. die Salzwiesen an der Küste darstellen, ebenso wie der Feuchtwiesen und der eutrophen Gewässer nehmen in der Gefährdungsskala noch vordere Plätze ein.

### Schutz und Renaturierung von Feuchtgebieten

Die ausgewählten Beispiele zum Rückgang und zur Gefährdung von Feuchtgebieten dürften zeigen, daß auch in Mitteleuropa dem Schutz und der Förderung von Feuchtgebieten besondere Aufmerksamkeit zu widmen ist. Auch für die Feuchtlebensräume gilt, daß sich hier Naturschutz konkret und unmittelbar nach vier grundlegenden Methoden bzw. Strategien betreiben werden kann (ERZ, 1980):

1. Der konservierende Naturschutz zielt auf den strengen Schutz und die Erhaltung bestimmter Feuchtgebiete, wobei Störungen durch den Menschen weitestgehend zu vermeiden sind. Diese Schutzkategorie ist vor allem für sehr naturnahe und hochempfindliche Feuchtgebiete wie z. B. für Hochmoore angebracht.
2. Der pflegende oder entwickelnde Naturschutz wendet innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten in unseren Kulturlandschaften Methoden an, die z. B. der früheren Nutzung entsprechen, wobei aber Naturschutzziele im Vordergrund stehen. Hier kann als Beispiel die Mahd von Streuwiesen angeführt werden.
3. Der regenerierende Naturschutz konzentriert sich auf die Wiederherstellung eines schutzwürdigen Zustandes von gestörten und zerstörten Gebieten mit geschädigten Pflanzen- und Tierpopulationen. Hier können Renaturierungsmaßnahmen von Mooren und die Restaurierung von Gewässern genannt werden.
4. Der gestaltende oder kreative Naturschutz befaßt sich mit der Neugestaltung von Gebieten oder Biotopen. Hier kann auf die Neuschaffung von Feuchtgebieten z. B. als Ausgleichsmaßnahme bei Naßabbau von Sand und Kies hingewiesen werden.

Das Vortragsprogramm der diesjährigen Tagung soll hauptsächlich den Strategien des regenerierenden Schutzes von Mooren, aber auch von Gewässern gewidmet sein. Die Posterausstellung bietet aber ein weit breiteres Spektrum der Feuchtgebietsforschung, sowohl was die Biotoptypen als auch was die Strategien ihres Schutzes betrifft.

Ich halte es für zweckmäßig, zum Thema des regenerierenden Feuchtgebietsschutzes abschließend noch einige Definitionen sinnverwandter Begriffe anzuführen:

Unter **Renaturierung** versteht man ganz allgemein die Überführung von anthropogen veränderten Lebensräumen in einen naturnäheren Zustand (PFADENHAUER, 1981).

Dagegen versteht man unter **Regenerierung** (im engeren Sinne) die gezielte Wiederherstellung eines Zustandes, der dem Ausgangszustand möglichst nahekommt (PFADENHAUER, 1981). Der Begriff Renaturierung stellt also den weitergefaßten Begriff dar.

Unter **Rekultivierung** versteht man dagegen Maßnahmen, mit deren Hilfe man ausgebeutete Flächen wie Abgrabungen oder Deponien für land- und forstwirtschaftliche Folgenutzungen, aber auch für ökologische Zwecke wieder herrichtet und in die umgebende Kulturlandschaft integriert (PFADENHAUER, 1981).

Im Zusammenhang mit der Renaturierung von Gewässern werden oft die Begriffe Restaurierung und Sanierung verwendet.

Unter *Restaurierung* werden alle Maßnahmen verstanden, die im Gewässer selber stattfinden, welche deren Beschaffenheit verbessern sollen, z. B. die Entfernung von Faulschlamm etc. (SCHARF, 1988). Demgegenüber spricht man von *Sanierung* eines Gewässers, wenn in dessen Einzugsgebiet Maßnahmen getroffen werden, die der Zufuhr von schädigenden Faktoren in das Gewässer entgegenwirken, z. B. die Reinigung von Abwässern (SCHARF, 1988).

### Schlußbemerkungen

Die heutige sehr kritische Situation der Feuchtgebiete und ihrer Lebensgemeinschaften erfordert besondere Anstrengungen von Seiten der Wissenschaft, der Politik und aller für die Natur verantwortlichen Organisationen und Personen. Menschliche Aktivitäten, der Einsatz von immer mehr Technik und die Belastung durch Siedlungsabfälle haben dazu geführt, daß Feuchtgebiete zu den bedrohtesten Lebensräumen der Erde zählen. Es gilt, sich immer wieder der Verantwortung zu stellen, die den Schutz, die Pflege und die Wiederherstellung von Feuchtgebieten auch unter Verwendung technischer Maßnahmen möglich machen. Diese Tagung soll neuere Ergebnisse der Feuchtgebietenforschung einer breiteren Öffentlichkeit zugänglich machen. Die hier vorgestellten und diskutierten Methoden und Resultate mögen, so hoffen die Veranstalter, in der Praxis des Natur- und Umweltschutzes soweit wie möglich umsetzbar sein.

### Literatur

- ABT, K.-H., 1991: Landschaftsökologische Auswirkungen des Agrarstrukturwandels im Württembergischen Allgäu. – Schriftenreihe Studien zur Agrarökologie 1, Verlag Dr. Kovač, Hamburg; 144 S.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN, 1986: Feuchtgebiete. 4. Auflage, München; 46 S.
- ERZ, W., 1980: Naturschutz – Grundlagen, Probleme und Praxis. – In: Buchwald/Engelhardt (Hrsg.), Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt, Band 3; 560–637.
- GRABHERR, G., 1988: Feuchtgebiete erhalten – Abgrenzungen und Wert von Feuchtgebieten. In: Feuchtgebiete, Österreichische Gesellschaft für Ökologie; 8–14.
- HOFMANN, L., 1993: Vorwort. – In: Matthews, G. V. T., Feuchtgebiete – Schutz und Erhaltung im Rahmen der Ramsar-Konvention. – Grüne Reihe, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, Band 3; 7–8.
- KOHLER, A., 1987: Bedeutung von Feuchtgebieten für ökologische Forschung und Naturschutz. – In: H. Weisser und A. Kohler (Hrsg.): Feuchtgebiete – Ökologie, Gefährdung, Schutz. – Ökologie und Naturschutz 1, Verlag Josef Margraf, Weikersheim; 33–57.
- KOHLER, A., K.-H. ABT & H. ZELESNY, 1989: Das Grünlandgebiet des Württembergischen

- Allgäu aus der Sicht der Landschaftsökologie. – Informationen für die Landwirtschaftsberatung in Baden-Württemberg, 6; 49–69.
- KONOLD, W., 1987: Oberschwäbische Weiher und Seen. – Beih. Veröff. Naturschutz, Landschaftspflege Bad. Württ. 52; 634 S.
- KORNECK, D. & H. SUKOPP, 1988: Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. – Schr. Reihe Vegetationskunde 19, Bonn-Bad Godesberg, 210 S.
- MATTHEWS, G. V. T., 1993: Feuchtgebiete – Schutz und Erhaltung im Rahmen der Ramsar-Konvention. – Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien; 232 S.
- PFADENHAUER, J., 1981: Grundlagen, Möglichkeiten und Grenzen der Moor-Renaturierung. Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Sonderreihe Umweltagung Universität Hohenheim, Nr. 31; 75–82.
- SCHREINER, J., 1988: Feuchtbiopte in Bayern – Richtlinien und Praxis. – In: Feuchtgebiete, Österreichische Gesellschaft für Ökologie; 15–25.
- SEIFFERT, P., K. SCHWINEKÖPER, W. KONOLD & A. KOHLER, 1993: Das Einzugsgebiet der Wolfegger Ach im Wandel der Landbewirtschaftung – Potentialanalyse und praxisorientierte Entwicklungsprognose für den Naturschutz. – Studie im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg (unveröff.).

Prof. Dr. Alexander Kohler  
Universität Hohenheim  
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie -320-  
70593 Stuttgart

## Wechselwirkungen von Feuchtgebieten und Landschaftswasserhaushalt – Analysen und Management

Joachim Quast

### 1. Einleitung

Die Wechselwirkungen zwischen Feuchtgebieten und Landschaftswasserhaushalt sind vor allem durch die geomorphologischen und klimatischen Bedingungen einer Region geprägt. Hinzu kommen in ganz entscheidendem Maße die anthropogenen Einflüsse, seien es gezielte wasserwirtschaftliche Eingriffe oder unbewusste Folgen menschlicher Tätigkeit in der Region.

Die folgenden Aussagen gelten großgebietlich für das Nordostdeutsche Tiefland mit dem Glogau-Baruther-Urstromtal als südlicher Begrenzung (Linie Forst – Cottbus – Baruth – Tangerhütte), der Elbaue und der Trave als westlicher Begrenzung (Linie Tangerhütte – Boizenburg – Lübeck) sowie der Ostsee im Norden und der Oder und der Neiße im Osten (Abb. 1). Diese durch verschiedene glaziale Stadien geprägte Lockergesteinsregion gehört zu den niederschlagsärmsten und gleichzeitig feuchtgebietsreichsten Landschaftsräumen in Deutschland. Im klimatischen Übergangsbereich nach Osteuropa gelegen kommt mit einem potentiellen Verdunstungsanspruch von etwa 600 mm/a noch ein weiterer regionalspezifischer Kontrast hinzu.

Diese Situation fordert Fragen nach dem Wirkungsgefüge hydrologischen Verhaltens und den Möglichkeiten nachhaltiger wasserwirtschaftlicher Einflußnahmen heraus.

### 2. Naturräumliche Situation

Das Nordostdeutsche Tiefland ist vor allem durch die verschiedenen Stadien der Weichselkaltzeit geprägt. Die südlichste Eisrandlage nördlich des Baruther Urstromtales kennzeichnet das Brandenburger Stadium der Weichselkaltzeit. In ähnlicher Ausrichtung von Südost nach Nordwest folgen nördlich die Endmoränenwälle, Grundmoränenplatten und Urstromtäler der Frankfurter Staffel (Linie Frankfurt/Oder – Schwerin), der Pommerschen Staffel (Linie Oderberg – Wismar), der Rosenthaler Staffel (Linie Pasewalk – Demmin) und weiterer kleinerer Staffeln. Der Elbebereich sowie das zugehörige Elde- und Sude-Einzugsgebiet sind saalekaltzeitlich geprägt. Das betrachtete Gesamtgebiet umfaßt etwa 60 000 km<sup>2</sup>.

In den Flußtäälern von Warnow, Recknitz, Trebel, Tollense, Peene, Ücker, Randow, Welse,

Rhin, Havel, Dosse, Dahme, Nuthe sowie in weiteren Verlandungs- und Durchströmungsgebieten gibt es insgesamt 500 000 ha flach- und tiefgründige Niedermoore.

Etwa 5 000 Seen größer 1 ha und mit einer Gesamtfläche von über 90 000 ha finden sich vor allem im Bereich der Mecklenburger Seenplatte, der Rheinsberger Seen, der Ruppiner Seen, der Havelseen, der Feldberger Seenplatte, der Uckermark sowie im Spree- und Dahmegebiet südöstlich Berlins.

Eine Besonderheit der nordostdeutschen Moränenlandschaften sind die Sölle, kleine, meist runde, allgemein wasserführende Hohlformen eiszeitlicher Herkunft. Mit Gletscherschutt abgedeckte kleine Toteisblöcke sind postglazial abgeschmolzen. In den Hohlformen sammelt sich das Niederschlagswasser der Kleineinzugsgebiete der kuppigen Endmoränen. Zum Teil liegen die Sölle auch inmitten von Grundmoränenplatten. Sölle sind allgemein nicht an Vorfluter angebunden. Im Untergrund stehen zumeist sehr gering durchlässige Geschiebemergelschichten an. Wir sprechen von „Binnenentwässerungsgebieten“. Solche Binnenentwässerungsgebiete nehmen in der betrachteten Region eine Fläche von rund 200 000 ha ein. Sie sind insbesondere konzentriert im Bereich der Endmoränen des Pommerschen Stadiums der Weichselkaltzeit. Gegenwärtig existieren noch etwa 40 000 wasserführende Sölle, Anfang des Jahrhunderts sollen es noch mehr als doppelt so viele gewesen sein. Viele tausend Sölle sind zwischen 1960 und 1975 im Zuge sogenannter Flurmeliorationen zielgerichtet verfüllt worden. Insbesondere in Waldgebieten sind aus Söllen vielfach kleine Kesselmoore entstanden, z. B. gehäuft im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin.

An den Rändern der Grundmoränenplatten (z. B. Lebuser Platte, Barnim, Teltow), an den Unterhängen vieler Flußtäler (z. B. Warnow, Nebel, Tollense, Oder, Stöbber u. a.) und auch an Unterhängen in kuppigen Endmoränen gibt es mindestens 1 000, meist flächige Quellbiotope.

Einen wesentlichen Anteil an den Feuchtgebieten des Betrachtungsraumes haben die Elbaue, die Oderaue und die Auen oder auenähnlichen Standorte an der Neiße, der Spree (z. B. Spreewald) und anderen kleineren Flüssen und Bächen. Insgesamt gibt es in der Region etwa 250 000 bis 300 000 ha Fluß- und Bachauen.

Der heutige Feuchtgebietsanteil des gesamten Nordostdeutschen Tieflandes beträgt in den vorgezeichneten Grenzen etwa 1 Mill. ha von 6 Mill. ha (ca. 17 %).

Die an die Feuchtgebiete angrenzenden Flächen, die als Wassereinzugsgebiet für die unmittelbare Speisung der Feuchtflächen in Frage kommen, sind im südwestlichen Teil des Betrachtungsgebietes (südlich der Frankfurter Eisrandlage) vor allem Sander. Nördlich dieser Linie herrschen sandig-lehmige Böden vor, die im Liegenden vielfach Geschiebemergel-Stauschichten aufweisen. Das Relief dieser potentiellen Einzugsgebiete erhebt sich 5–50 m über die Feuchtgebiete.

### 3. Hydroklimatische Verhältnisse

Das Nordostdeutsche Tiefland gehört zu den niederschlagsärmsten Regionen in Deutschland. Im Übergangsbereich zum mehr kontinentalen Klima Osteuropas gelegen, ist eine Abnahme des langjährigen Mittels der Niederschläge von 650 mm (max. 700 mm) im Bereich der Elbe bis auf 500 mm und 450 mm an der mittleren und unteren Oder zu verzeichnen. Im Trocken-



Abb. 1: Übersicht

strömungsge-  
inden sich vor  
uppiner Seen,  
Dahmegebiet

kleine, meist  
scherschnitt ab-  
armen sammelt  
nen. Zum Teil  
n nicht an Vor-  
Geschiebemer-  
nennenentwässe-  
000 ha ein. Sie  
n Stadiums der  
Sölle, Anfang  
e tausend Sölle  
richtet verfüllt  
moore entstan-

ow), an den Un-  
a.) und auch an  
ige Quellbioto-

s beträgt in den

et für die unmit-  
ten Teil des Be-  
Nördlich dieser  
eschiebemergel-  
ebt sich 5-50 m

n in Deutschland.  
st eine Abnahme  
Bereich der Elbe  
nen. Im Trocken-

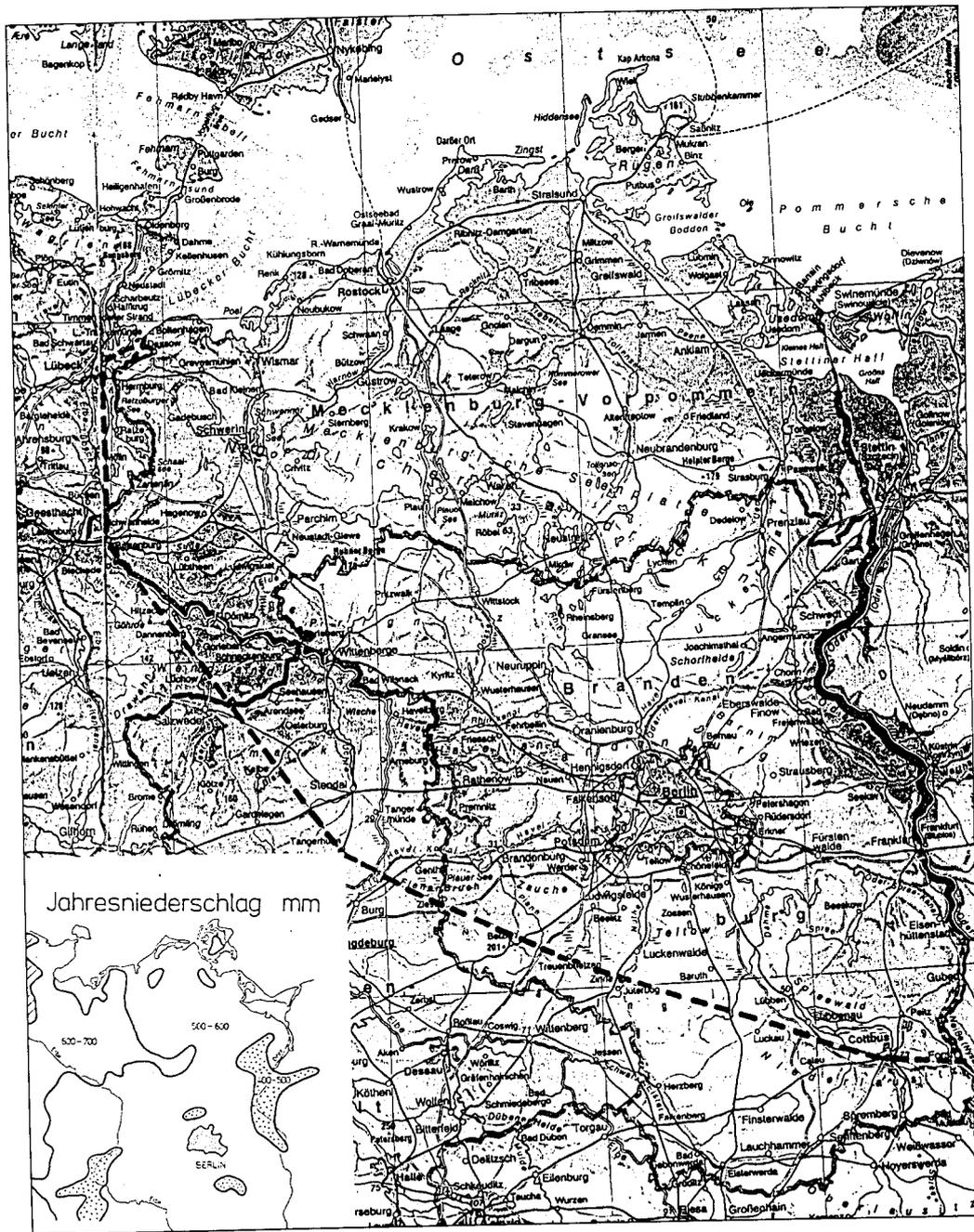


Abb.1:  
Übersichtskarte Nordostdeutsches Tiefland

jahr 1992 betrug die Jahressumme des Niederschlags an der Meßstation des ZALF Münchenberg bei Seelow im Oderbruch 299 mm.

Der potentielle Verdunstungsanspruch der Atmosphäre liegt im Gesamtgebiet im langjährigen Mittel bei 600 mm/a. Die reale Verdunstung der Seen und vieler Feuchtgebiete entspricht etwa diesem Wert.

Die klimatische Wasserbilanz bzw. die Grundwasserneubildungsrate der Feuchtgebiete ist allgemein negativ. Bei separater Betrachtung des Sommerhalbjahres ergeben sich vielfach Negativbilanzen von 100–150 mm. Die negative Gebietswasserbilanz der Feuchtgebiete wird durch Gebietsabflüsse nach unterhalb (100–200 mm/a) noch verstärkt. Das heißt, Feuchtgebiete können in Nordostdeutschland nur dann existieren, wenn es erhebliche Einspeisungen aus oberhalb gelegenen Einzugsgebieten gibt und gleichzeitig der Abfluß nach unterhalb klein gehalten werden kann.

Die erforderliche Speisung wird bewirkt durch:

- a. positive Wasserbilanzen und Grundwasserneubildungsraten von 100–200 mm auf angrenzenden höher gelegenen Sandern oder sandig lehmigen Standorten
- b. Oberflächenzuflüsse zu Söllen aus den angrenzenden kuppigen Kleineinzugsgebieten
- c. Hochwasserzuflüsse aus den Oberlauf-Einzugsgebieten für die Auen am Mittel- und Unterlauf der Flüsse

Aus dieser generellen hydrologischen Situation wird bereits deutlich, daß Schutz und Renaturierung der vielfältigen Feuchtgebiete in Nordostdeutschland fast immer an einen maximalen Wasserrückhalt in der Landschaft gebunden sind. Wasserableitungen/Entwässerungen für bestimmte Nutzungsziele (z. B. Grünlandnutzung der Moore; Schutz vor Ausuferungen/Überflutungen oder Regulierungsmaßnahmen für die Schifffahrt) gefährden in jedem Fall den Bestand von Feuchtgebieten. Daraus ergibt sich erheblicher wasserwirtschaftlicher Handlungsbedarf für feuchtgebietserhaltende Maßnahmen.

Dies soll an Beispielen mit Schwerpunktsetzung auf die besonders komplizierte Situation der Niedermoore diskutiert werden.

## 4. Beispiele

### 4.1. Auen

#### 4.1.1. Unteres Odertal und Oderbruch

Diese Abschnitte der Oderaue erstrecken sich von Lebus (unterhalb Frankfurt/Oder) über Küstrin (Warthe-Zufluß) und Hohensaaten bis Stettin (Oderbruch: 60 km lang, 14–15 km breit, 835 km<sup>2</sup>; Unteres Odertal: 60 km lang, 4–6 km breit, 330 km<sup>2</sup>, davon 220 km<sup>2</sup> auf deutschem Staatsgebiet). Über 10 bis 30 m mächtigen Sanden und Kiesen (von der Oder gespeister Grundwasserleiter) gibt es eine 0,5 bis 3,0 m dicke Auenlehm-/Auentondeckschicht, teilweise mit Sanddurchragungen. Am flach auslaufenden Auenrand schließen mit steilen Hängen die 30–40 m höher gelegenen Grundmoränenplatten an. Von diesen Hängen gibt es Grund- und Quellwasserzuflüsse zur Aue, die im Bereich der Unterhänge den Feuchtgebietscharakter bestimmen, für das Wasserregime in der Aue selbst aber unbedeutend sind. Als Feuchtgebiet wird die Oderaue fast ausschließlich durch die Frühjahrshochwässer der Oder dominiert. Die Frühjahrsabflüsse der Oder, ergänzt durch die rechtsseitigen Zuflüsse aus dem Warthe- und Netzeinzugsgebiet sind im allgemeinen in jedem Jahr ausreichend für eine Überflutung

der gesamten (nicht eingedeichten/gedölkerten) Aue (Abb. 2). Merbliche Sedimentablagerungen im Überflutungsbereich der Aue gibt es erst ab MHW der Oder. Bei diesen Wasserständen erfolgt auch ein Rückstau in das Warthegebiet, so daß durch Abflußverzögerung der Warthe große Flächen des Warthebruchs langfristig unter Wasser gesetzt werden und erst mit mehrwöchiger Verzögerung ablaufen können, wodurch eine positive Wirkung für die Feuchtgebiete an Warthe und Netze entsteht und gleichzeitig das Oderbruch und das Untere Odertal langanhaltend erhöhte Zuflüsse bekommen. (Eine solche Rückwirkung des Hochwassers im Hauptstrom auf die Überflutungsdauer in den Niederungen der Nebenflüsse, wie sie früher auch für die Untere Havel durch Rückstau von der Elbe üblich war, gibt es heute durch Verlegen der Havelmündung nach stromabwärts nicht mehr.)

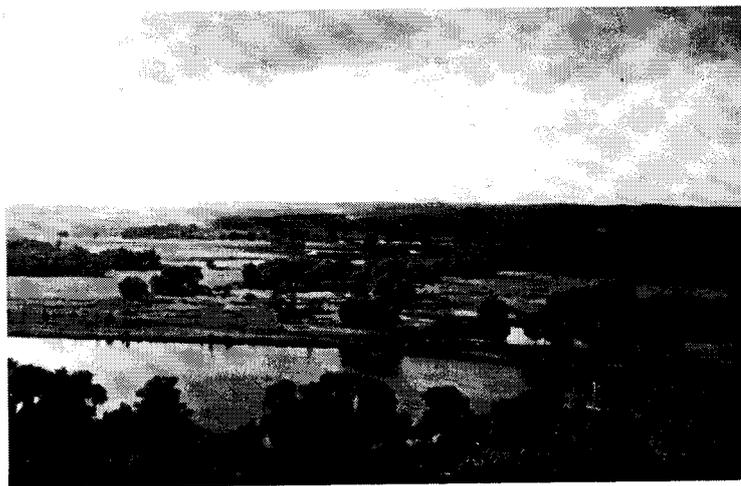


Abb. 2:  
Oderaue an der Unteren  
Oder  
Foto: Krüger

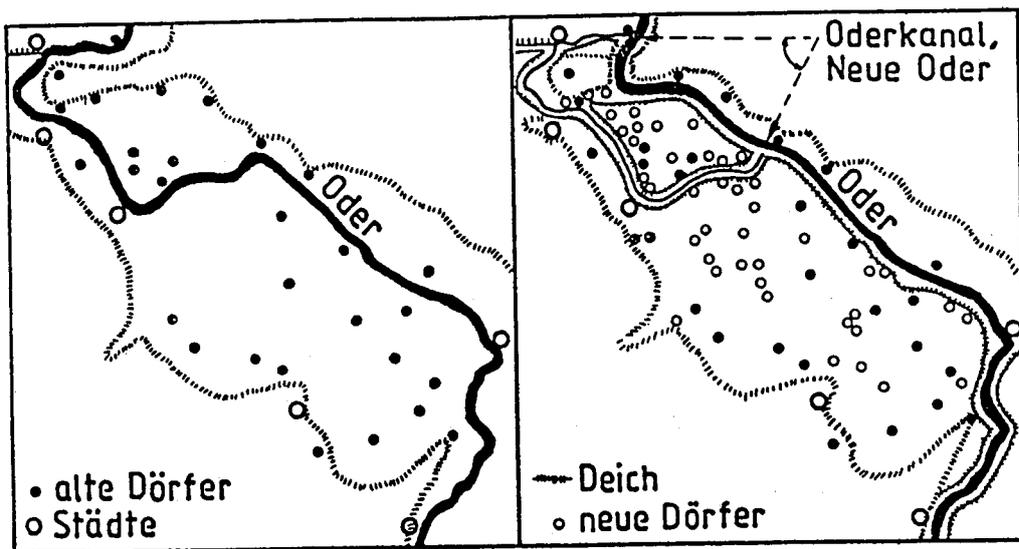


Abb. 3:  
Einpolderung des Oderbruchs und Kanalisierung der Oder um 1750

Die Oderaue ist seit über 300 Jahren schrittweise eingepoldert und landwirtschaftlich genutzt worden. Besonders wichtig ist hier die um 1750 vollendete vollständige Eindeichung von über 70 000 ha im Oderbruch und dessen Kolonisierung unter Friedrich II. (Abb. 3). Das 3–5 m unter MW der Oder gelegene Oderbruch unterliegt einem ständigen Drängewasserzustrom aus der Oder, der je nach Wasserstand 5–12 m<sup>3</sup>/s beträgt. Der Auencharakter ging im Polder verloren. Der Feuchtgebietscharakter kann aber durch das Entwässerungsregime beeinflusst werden. Gegenwärtig werden 60 000 ha zu guten Bedingungen ackerbaulich genutzt.

An der Unteren Oder war die Eindeichung weniger konsequent. Es herrschte Graslandnutzung vor. Im Raum Schwedt gibt es einige Flutpolder für den Hochwasserrückhalt. Durch die Grenzlage sind in der Aue der Unteren Oder nach 1945 kaum Eingriffe erfolgt. Das Gebiet gehört heute zu den wenigen naturnahen Auenlandschaften Mitteleuropas. Im Zuge der Einrichtung des Deutsch-polnischen Nationalparks „Untere Oder“, werden die Nutzung weiter extensiviert, teilweise Deiche zurückgenommen und auch die Flutpolder nach Hochwässern nicht mehr künstlich entwässert.

Eine Rücknahme der Deiche steht im Oderbruch nicht zur Debatte. Im 120 km<sup>2</sup> großen Vorlandbereich erfolgt eine Anpassung der Nutzung an den Nationalpark. Im Polder werden vor allem in Deichnähe in größerem Umfang Feuchtgebiete renaturiert.

Eine vordringliche wasserwirtschaftliche Aufgabe besteht in der Reduzierung schädlicher Stofffrachten im Oderwasser, um feuchtgebietschädigende Stoffakkumulationen im Überflutungsbereich zu vermindern.

Mit der Bearbeitung solcher Problemstellungen ist im Rahmen der deutsch-polnischen Zusammenarbeit zum Schutze der Oder begonnen worden.

#### 4.1.2. Auenähnlicher Standort „Spreewald“

Der Spreewald, gegliedert in Ober- und Unterspreewald umfaßt 480 km<sup>2</sup> (Abb. 4). Die naturräumliche Charakteristik entstand durch Mäandrieren der Spree in einer gefällearmen Ebene. Für die regelmäßige Überflutung zeichneten die Frühjahrs- und Sommerhochwässer der Spree verantwortlich. Die Schwebstofffracht der Spree war mehr sandig als tonig (Cottbuser Schwemmsandfächer). In der Spreewaldniederung kam es zu Torfbildung, vorrangig Erlenbruchtorf mit 30 bis 80 cm Mächtigkeit. Kennzeichnend für den Spreewald ist das weitverzweigte System von 300 Nebenarmen und Fließsen (z. T. künstlich angelegt).

Die häufigen Überflutungen, insbesondere die Sommerfluten wirkten stark negativ auf die landwirtschaftliche Nutzung und die Besiedlung des Spreewaldes. Noch 1925 galt der Spreewald wegen der häufigen Vernichtung der Ernten als Notstandsgebiet. Mit Generalmeliorationsplänen von 1927 wurde für das Gebiet des Spreewaldes eine HW-Regulierung realisiert. Nach dem Krieg wurden mit den Speichern Spremberg, Quitzdorf und Bräsinchen HW-Rückhaltebecken geschaffen, um die Wasserstände im Spreewald möglichst konstant bei 40–60 cm unter Flur zu halten und allenfalls Winterüberflutungen zuzulassen. Heute dienen diese Speicher und ein hinzukommender Speicher im Tagebaurestloch Lohsa II vor allem der Niedrigwasseraufhöhung der Spree, da deren Wasserführung durch schrittweisen Wegfall der Sumpfungswässer aus der Tagebauregion gefährdet ist.

haftlich genutzt  
 ndeichung von  
 (Abb. 3). Das  
 rängewasserzu-  
 arakter ging im  
 ungsregime be-  
 aulich genutzt.

ie Graslandnut-  
 halt. Durch die  
 lgt. Das Gebiet  
 n Zuge der Ein-  
 Nutzung weiter  
 h Hochwässern

m<sup>2</sup> großen Vor-  
 der werden vor

ng schädlicher  
 ionen im Über-

polnischen Zu-

Abb. 4). Die na-  
 fällearmen Ebe-  
 hochwässer der  
 onig (Cottbuser  
 rarrangig Erlent-  
 ist das weitver-

negativ auf die  
 5 galt der Spre-  
 Generalmeliora-  
 erung realisiert.  
 chen HW-Rück-  
 t konstant bei  
 n. Heute dienen  
 II vor allem der  
 sen Wegfall der

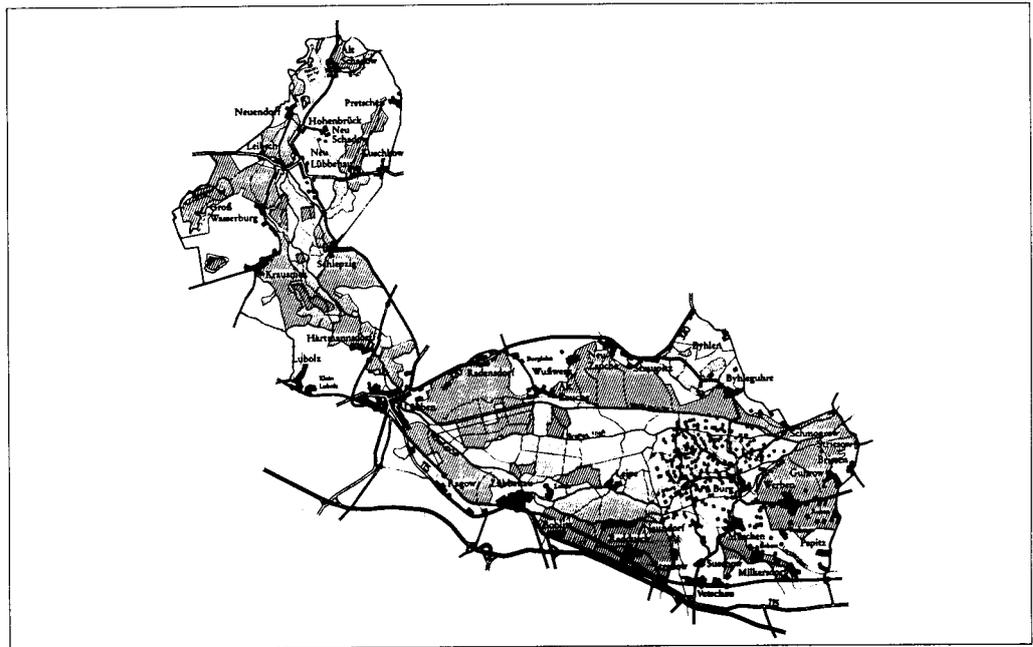


Abb. 4: Gliederung des Spreewalds in Ober- und Unterspreewald

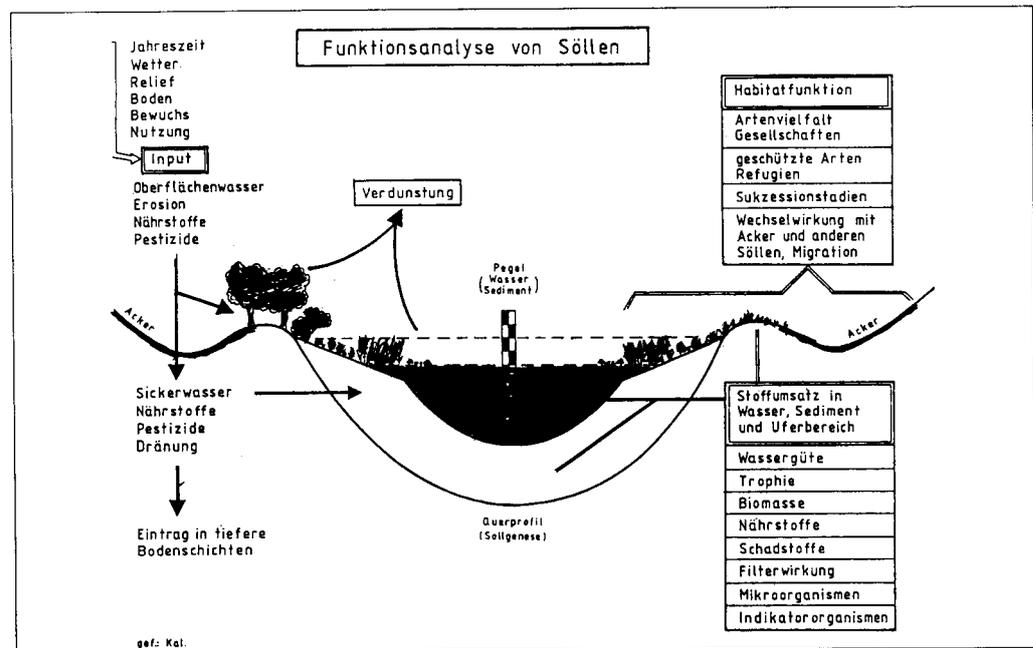


Abb. 5: Sölle, Untersuchungsschwerpunkte im Soll und im Einzugsgebiet

Der Spreewald, inzwischen ein Biosphärenreservat von europäischem Rang, bedarf heute und in Zukunft eines präzisen Wasser-Managements, um als intaktes Feuchtgebiet mit ähnlichem Charakter erhalten zu bleiben.

#### 4.2. Sölle

Als Feuchtgebiete haben Sölle allgemein nur lokale Bedeutung. Bei gehäuftem Auftreten (z. B. im Choriner Endmoränenbogen: 25 Sölle auf 100 ha) wirken sie aber nicht nur als Einzelbiotop, sondern haben Trittsteinfunktion für den Biotopverbund. Die Sölle sind meist durch flache und stark wechselnde Wasserstände gekennzeichnet. In niederschlagsreichen Jahren ufern sie aus, vielfach reichen die Überflutungsbereiche bis zum nächsten Soll. Es bilden sich seenartige Landschaften, die nur sehr allmählich bis auf die Sollkontur zurückgehen. Nach mehreren trockenen Jahren trocknen die Sölle aus. In anschließenden Feuchtperioden erfolgt jedoch sehr zügig eine Wiederbesiedlung.

Die hydrologische Charakteristik läßt darauf schließen, daß Sölle überwiegend durch Oberflächenzuflüsse nach Starkniederschlägen gefüllt werden. Die Entleerung erfolgt vorwiegend durch Verdunstung von der freien Wasserfläche. Die Versickerung in den Untergrund wird durch Speerschichten auf ein Minimum beschränkt. Eine gewisse Rückwirkung auf den Landschaftswasserhaushalt kann, wie bei anderen Feuchtgebieten auch, durch Erhöhung der Luftfeuchtigkeit in der angrenzenden bodennahen Atmosphäre unterstellt werden. In jedem Fall kann aber der Landschaftswasserhaushalt in Verbindung mit der jeweiligen Landnutzung durch Stoff- und Sedimenteinträge die noch vorhandenen Sölle in ihrer Feuchtgebietenfunktion erheblich gefährden.

Die frühere Nutzungsform der Flächen um die Sölle war meist Dauergrünland als Weide/Koppel. In der DDR-Großflächenwirtschaft wurden fast alle Flächen um die Sölle, soweit diese nicht ohnehin verfüllt wurden, als Acker genutzt. Vermehrte Erosion und Einträge in die Sölle waren die Folge. Die feuchtgebietengefährdende, nicht standortgerechte Nutzung muß zurückgenommen werden. Zumindest ein Bereich in unmittelbarer Nähe der Sölle, möglichst aber die Fläche des gesamten kuppigen Kleineinzugsgebietes sollte in Dauergrünland umgewandelt werden. Aufforstung kommt aus landschafts-ästhetischen Gründen nur in Ausnahmefällen in Frage (Abb. 5).

#### 4.3. Seen

Hinsichtlich ihrer Entstehung handelt es sich bei den Seen Nordostdeutschlands um Gletscherzungen-Seen (z. B. Tollense-See) oder um Flußseen (Havelseen) und auch flache Restseen in Verlandungs-/Vermoorungsgebieten (z. B. Galenbecker See). Bei den meisten der in Flußsysteme eingebundenen Seen wird der Wasserspiegel durch Stauanlagen gehalten oder reguliert. Gefährdungen für die Feuchtgebietenfunktion der Seen ergeben sich insbesondere dann, wenn die Seen mit Hilfe dieser Stauanlagen als Speicher genutzt werden. In der DDR war dies lange Jahre üblich, um Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung oder aber auch für die Niedrigwasseraufhöhung der Wasserstraßen zu speichern. Schäden gab es vor

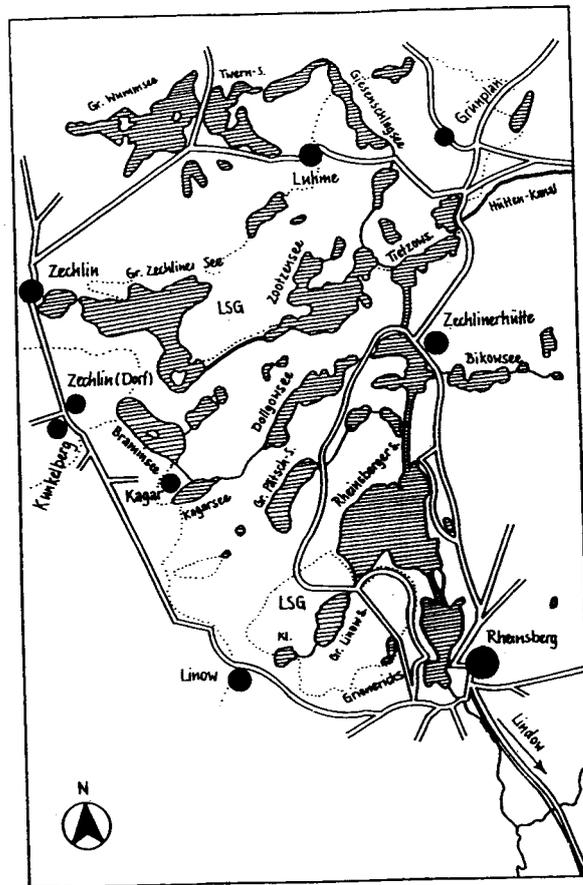
bedarf heute  
biet mit aue-

allen an den Schilf- und Gelegürteln der Seen, die entweder überstaut wurden oder trocken fielen (Abb. 6).

Im Interesse des Naturschutzes wird heute zu Recht eine solche Speicherbewirtschaftung nicht mehr gestattet. Das bedeutet gleichzeitig aber auch, daß z. B. Zusatzwasser für den sommerlichen Einstau in unterhalb liegenden Niedermooren wie dem Rhinluch nicht mehr zur Verfügung steht.

#### 4.4. Niedermoore

Moore leben vom Wasser. Wo Wasserüberfluß vorhanden ist, können sich Moore bilden. Für die 500 000 ha Niedermoorstandorte Nordostdeutschlands kommt dieser Wasserüberfluß vor allem aus den an die Moorniederungen angrenzenden, vielfach größeren höhergelegenen Einzugsgebieten mit guten Versickerungs- bzw. Abflußbedingungen (Abb. 7). Die Moorniederungen selbst haben in Nordostdeutschland dagegen zumeist eine negative klimatische Wasserbilanz, d. h. die Jahressumme der Verdunstung des Feuchtgebietes ist größer als die Jahresniederschlagssumme.



**Abb. 6:**  
Rheinsberger Seenlandschaft (oberhalb  
des Rhinluchs)

Quelle:  
Kalbe, L.: Brandenburgische Seenland-  
schaften. Haude & Spener, Berlin 1993.

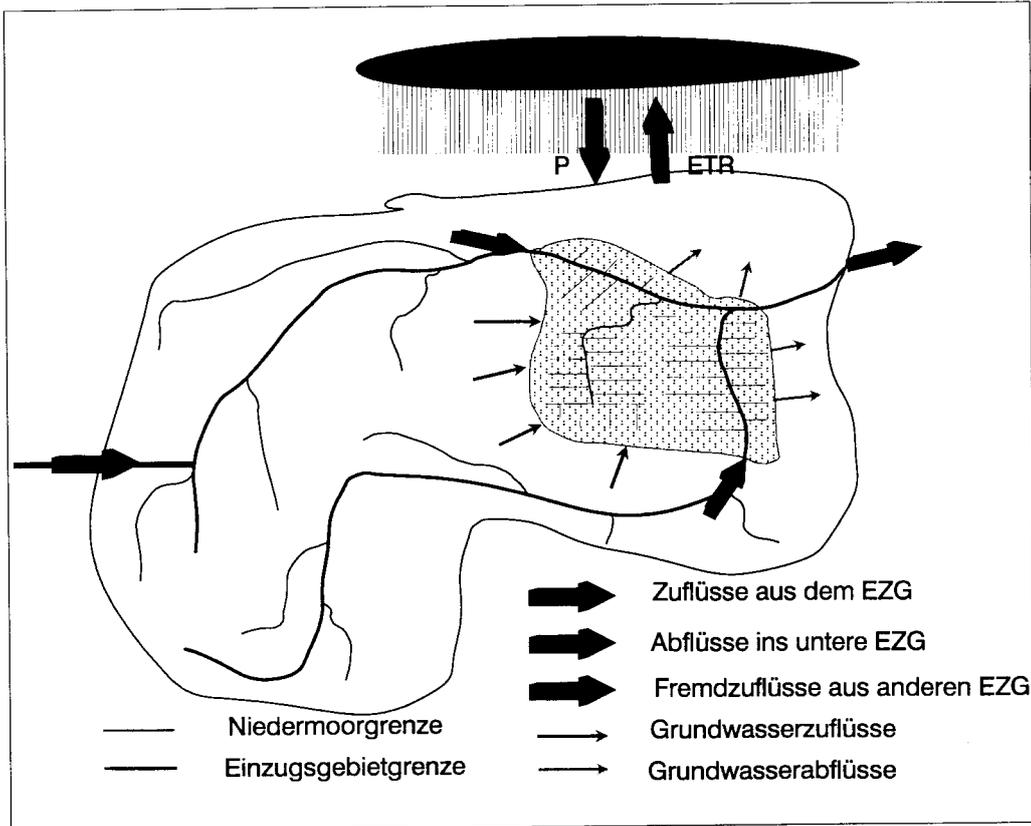


Abb. 7: Typische Einbindung eines Niedermooses in ein größeres Einzugsgebiet

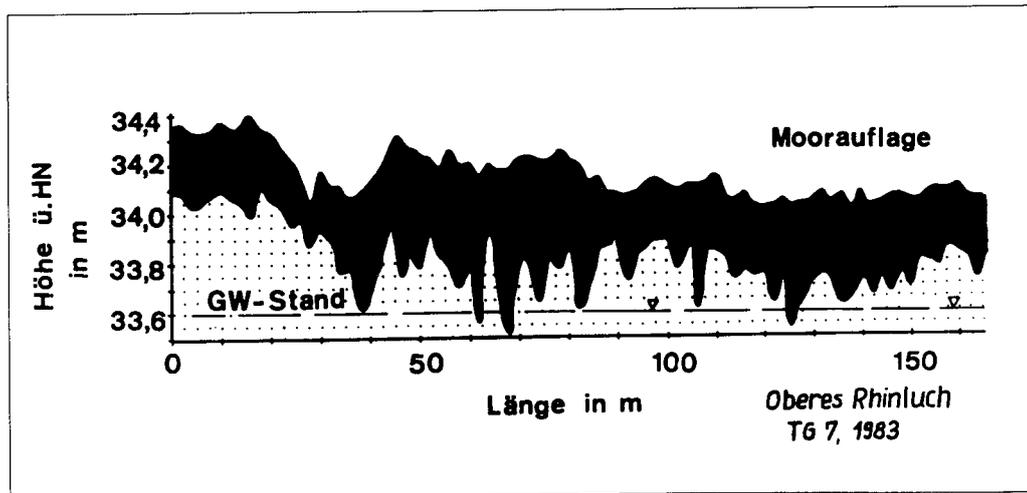


Abb. 8: Relief eines degradierten Niedermooses

Intakte wachsende Niedermoore wirken für das Einzugsgebiet entsorgend im Sinne von Wasser- und vor allem Stoffsenken. Im Moorkörper selbst, vor allem aber auch bei Überflutung der Moore im Winter oder nach sonstigen Perioden hoher Niederschläge bewirken Moore einen sehr nachhaltigen Wasserrückhalt in der Landschaft. Der Gebietsabfluß wird durch die hohen Fließwiderstände der Moorvegetation und des Moorkörpers stark gedämpft und verzögert. Im Zuflußwasser gelöste Stoffe werden als Nährstoffe durch die Moorvegetation genutzt oder auch direkt akkumuliert.

Das Feuchteregime intakter Niedermoore ist bestimmend für die Herausbildung typischer Biozönosen und hat nicht zuletzt auch Rückwirkungen auf das Mikroklima der Moorniederungen. In der Gesamtheit ihrer Wirkungen ist den Niedermoorfeuchtgebieten nach heutigen – und wohl auch künftigen Maßstäben – ein zweifelsfrei sehr hoher ökologischer und landeskultureller Stellenwert beizumessen.

Die heutigen Niedermoore erbringen diese Positivwirkungen für den Landschaftshaushalt aber nur noch in sehr eingeschränktem Maße. Die gesellschaftliche Wertung und Wertigkeit von Sümpfen und Mooren war über Jahrhunderte vorwiegend negativ: gefährlich, unheimlich, menschen- und siedlungsfeindlich. Erst ein entwässertes Moor konnte wirtschaftlich genutzt werden, vor allem als Grünlandstandort für die Landwirtschaft oder auch für den Abbau von Brenntorf.

Seit dem frühen 18. Jahrhundert wurden in Brandenburg-Preußen auf der Grundlage königlicher Landentwicklungspläne die Urbarmachung und Kolonisierung der großen Torfmoore im Rhinluch, im Havelländischen Luch und später auch im Warthebruch, im Netzebruch und in Vorpommern (Friedländer Große Wiese) als hochgesteckte Staatsziele betrieben. Gleichrangig mit der Eindeichung und Melioration des 80 000 ha großen Oderbruches rangierten die meliorierten, vorrangig also entwässerten großen Niedermoore in der durch Friedrich II. geprägten Kategorie der „im Frieden gewonnenen Provinzen“. Für die Bedingungen dieser Zeit und die Notwendigkeiten des Aufbaus leistungsfähiger Wirtschaftsstrukturen in einem ansonsten mit vorwiegend ärmlichen Sandböden ausgestatteten Land sind diese meliorativ-wasserwirtschaftlichen Maßnahmen uneingeschränkt ein Segen gewesen.

Mehr oder weniger gut verträglich blieben auch die in der Folgezeit durchgeführten Meliorationen, einschließlich der Brenntorfgewinnung, und der im heutigen Sinne extensiven Grünlandnutzung bis zum Beginn dieses Jahrhunderts. Aus den früher wilden, stark verbuschten Mooren waren zum großen Teil durch Nutzung freigehaltene Kulturlandschaften mit großer Artenvielfalt geworden. Der Feuchtgebietscharakter mit seinen positiven Wirkungen blieb noch weitgehend erhalten, obwohl Moorsackungen und beginnende Degradierungserscheinungen bereits sichtbar wurden. Diese Warnsignale verkennend, wurden die Moormelioration und -nutzung in den dreißiger Jahren und nach dem Krieg weiter intensiviert und dann in der DDR ab 1960 in das Extremum der intensiven Saatgraslandproduktion mit kurzen Umbruchfristen (3–5 Jahre) und Maiszwischennutzung gesteigert (Abb. 8).

Zu tiefe und zu häufige Entwässerungen führten in Verbindung mit unangemessenen, bodenschädigenden Bewirtschaftungstechnologien und weitgehender Ausräumung der Landschaft zu einer alarmierenden Eskalation der Boden- und Naturraumschädigung. Der Feuchtgebietsscharakter der Niedermoore ging weitgehend verloren. Aus den vormaligen Stoffsenken

waren Stoffquellen mit erheblichen Nährstoffausträgen geworden. Die Fähigkeit der Moore zum Landschaftswasserrückhalt ging verloren. Die Entwässerungsabflüsse in ohnehin abflußreichen Perioden erhöhten die Hochwasserspitzen im Unterlauf der Flüsse. Die bodenhydrologischen Eigenschaften der Torfböden für Infiltration, Bodenwasserspeicherung und kapillare Nachlieferung verschlechterten sich zusehens. Torfmineralisierung und Torfschwund nahmen verstärkt zu, die Bodenfruchtbarkeit sank, die Regulierbarkeit des Wasserhaushaltes verschlechterte sich. Zum Ausgleich der Entwässerungsabflüsse und für die notwendige Unterflurbewässerung in der Vegetationsperiode wurden je nach Witterung 100 – 200 mm Zusatzwasser benötigt, die von außen zugeleitet werden mußten. Mit großem Aufwand und z. T. auch mit Schäden für die oberhalb liegenden Seen konnten mit dieser für Nordostdeutschland typischen wechselseitigen Grundwasserregulierung (GWR) Grundwasserstände von 0,5 – 0,8 m u. Flur gehalten werden (Abb. 9). War die Einstaumenge größer als der Entwässerungsabfluß, wurden auch Nährstoffausträge verhindert.

Wiederholte Initiativen von Wissenschaftlern und Landwirten zur Durchsetzung standortgerechter bodenschonender Nutzungsstrategien für die Niedermore scheiterten in der DDR in den 80er Jahren an finanziellen und Produktionszwängen.

Unter den veränderten landwirtschaftlichen Rahmenbedingungen im wiedervereinigten Deutschland stellte sich deshalb sogleich die Frage nach den Möglichkeiten für den nachhaltigen Erhalt der Niedermore und die Wiederherstellung ihrer Feuchtgebietsfunktion. Zu diesen Fragestellungen wird seit 1991 in einem BMFT-Verbundprojekt „Ökosystemmanagement Niedermore“ gearbeitet. Beispielsgebiete für Nordostdeutschland sind das Obere Rhinluch (Brandenburg) und die Friedländer Große Wiese (Mecklenburg-Vorpommern) (Abb. 10 u. 11). Zur Durchsetzung notwendiger neuer Strategien gibt es Initiativen auf Landesebene.

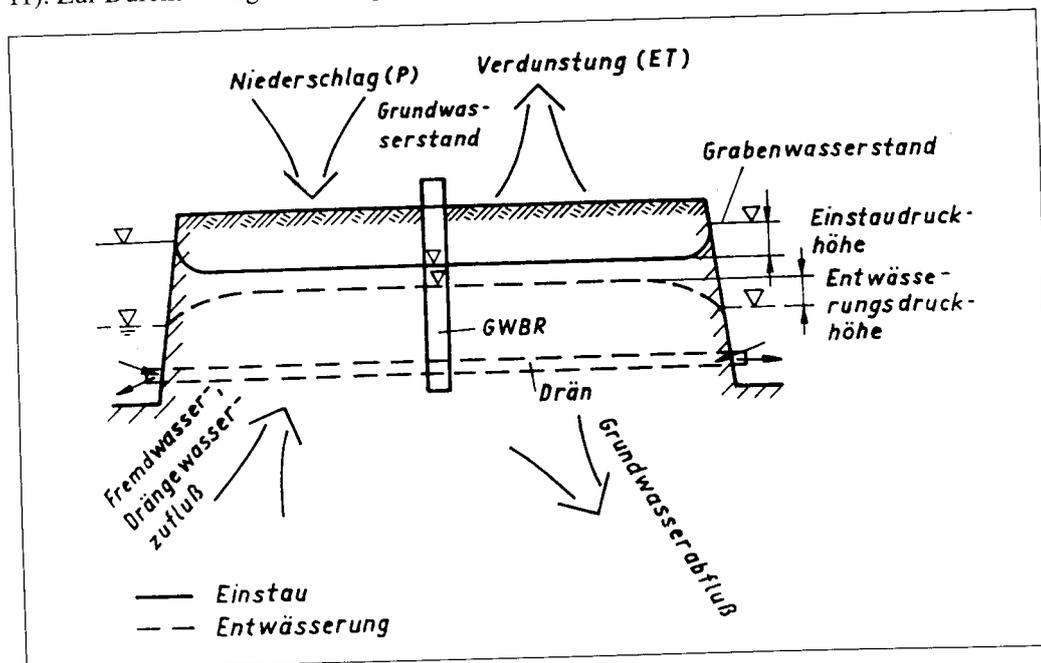


Abb. 9: Prinzip der wechselseitigen Grundwasserregulierung auf Niedermoorstandorten

t der Moore  
 ohnehin ab-  
 ie bodenhy-  
 ung und ka-  
 orfswund  
 erhaushaltes  
 notwendige  
 0 - 200 mm  
 Aufwand und  
 für Nordost-  
 wasserstände  
 als der Ent-

g standortge-  
 der DDR in

ervereinigten  
 den nachhal-  
 ktion. Zu die-  
 amagement  
 ere Rhinluch  
 ) (Abb. 10 u.  
 desebene.

stand  
 udruck-  
 ässe-  
 sdruck-

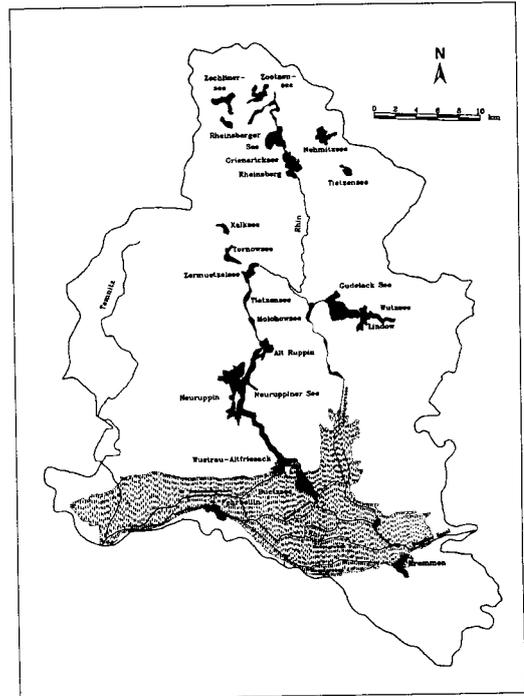


Abb. 10:  
 Oberes Rhinluch mit Einzugsgebiet

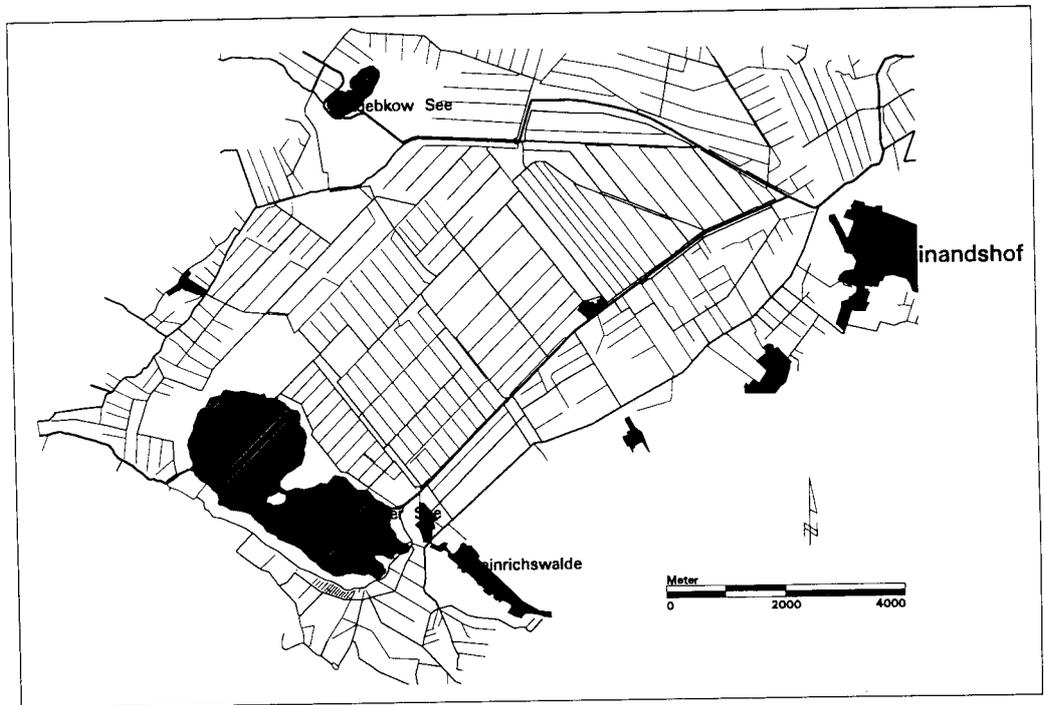


Abb. 11:  
 Friedländer Große Wiese

**Welche Erkenntnisse gibt es nun bisher zur möglichen Renaturierung und zur Wiedererlangung der Feuchtgebietsfunktion für die Niedermoore Nordostdeutschlands?**

Aus der Voraussetzung von Wasserüberfluß für die Moorbildung folgt der inzwischen hinlänglich belegte Umkehrschluß: Wenn Moore entwässert werden und das organische Substrat unter Lufteinfluß gerät, beginnt die Sackung, Mineralisierung und Verdichtung des Moorkörpers und damit eine Degradierung des Moorbodens. Das heißt, die Zielstellung/das Leitbild „Intaktes wachsendes Niedermoor“ schließt landwirtschaftliche Nutzung mit Entwässerungserfordernis aus! Diesem Extrem steht auf der anderen Seite für eine sich wirtschaftlich tragende Grünlandnutzung die Forderung nach Trittfestigkeit bzw. Befahrbarkeit der Flächen mindestens von Mitte Mai bis Ende September gegenüber (Abb. 12). Eine zumindest zeitweise Entwässerung auf 0,5 – 0,8 m u. Flur ist dafür unabdingbar.

Es müssen Kompromißlösungen zwischen landwirtschaftlichen und ökologisch-naturschützerischen Zielstellungen gefunden werden. Und es müssen hydrologisch-wasserwirtschaftliche Kompromißlösungen gefunden werden. Unter Wasserwirtschaft ist dabei stets „die zielgerichtete Ordnung aller Einwirkungen auf Grund- und Oberflächenwasser“ zu verstehen. So sind also gleichermaßen die Schadwirkungen durch Entwässerung Folgen wasserwirtschaftlicher Maßnahmen wie auch die Minderung dieser Negativwirkungen wiederum nur durch gegenläufige wasserwirtschaftliche Maßnahmen erreicht werden kann.

Niedermoorgebiet	Rhinluch	Friedländer Große Wiese
Fläche	23 000 ha	8 800 ha
Gefälle	0,012 %	0,003 %
Niederschlag (1951–1980)	519 mm/a	530 mm/a
Klimatische Wasserbilanz	- 24 mm/a	- 6 mm/a
Einzugsgebiet	Rhin	Zarow
Gesamtfläche	1 400 km <sup>2</sup>	620 km <sup>2</sup>
Niederschlag (1951–1980)	570 mm/a	555 mm/a
Klimatische Wasserbilanz	112 mm/a	121 mm/a

**Tabelle:**  
Gebietskennwerte „Rhinluch“ und „Friedländer Große Wiese“

Die hydrologische Hauptfragestellung „Gibt es ein für die Wiedervernässung der Moore hinreichendes natürliches Wasserdargebot?“ kann auch für die heutige hydroklimatische Situation prinzipiell bejaht werden (s. Tabelle). Das Wasserdargebot der einspeisenden Einzugsgebiete reicht aus, um die Niedermoore ganzjährig naß zu halten, einen Moorschwind zu verhindern und zusätzlich auch noch einen minimalen Landschaftsabfluß zu garantieren. Dieses ursprünglich natürliche hydrologische Verhalten der Niedermoore im Zusammenspiel mit dem Landschaftswasserhaushalt des Einzugsgebietes müßte durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen eingestellt werden. Die gezielte Zuleitung von Wasser von außerhalb für Zusatzbewässerung entfällt künftig aus Kostengründen oder wegen ökologischer Restriktionen.

Abb.  
Zielk

Abb.  
Typis  
deut

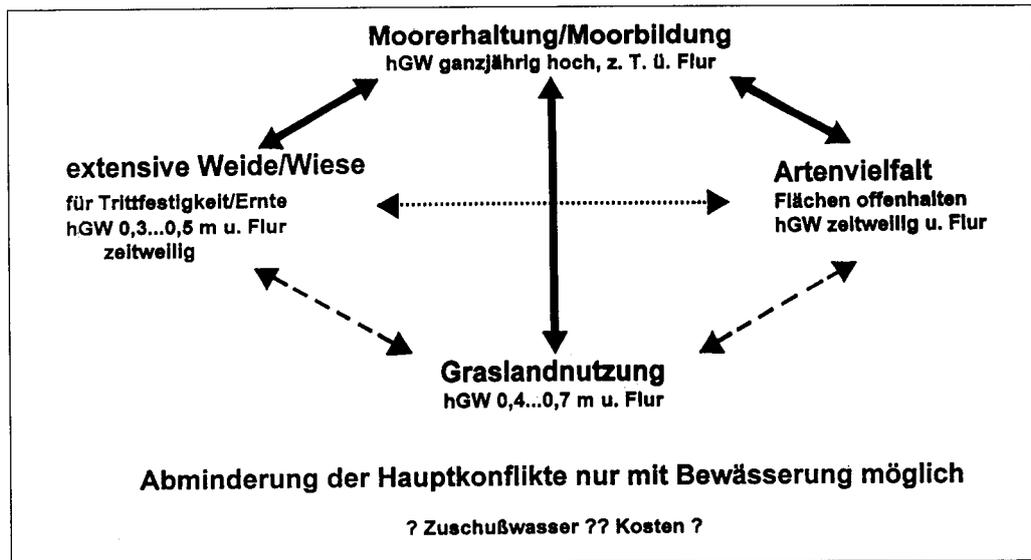


Abb. 12: Zielkonflikte zum Wasserhaushalt von Niedermooren

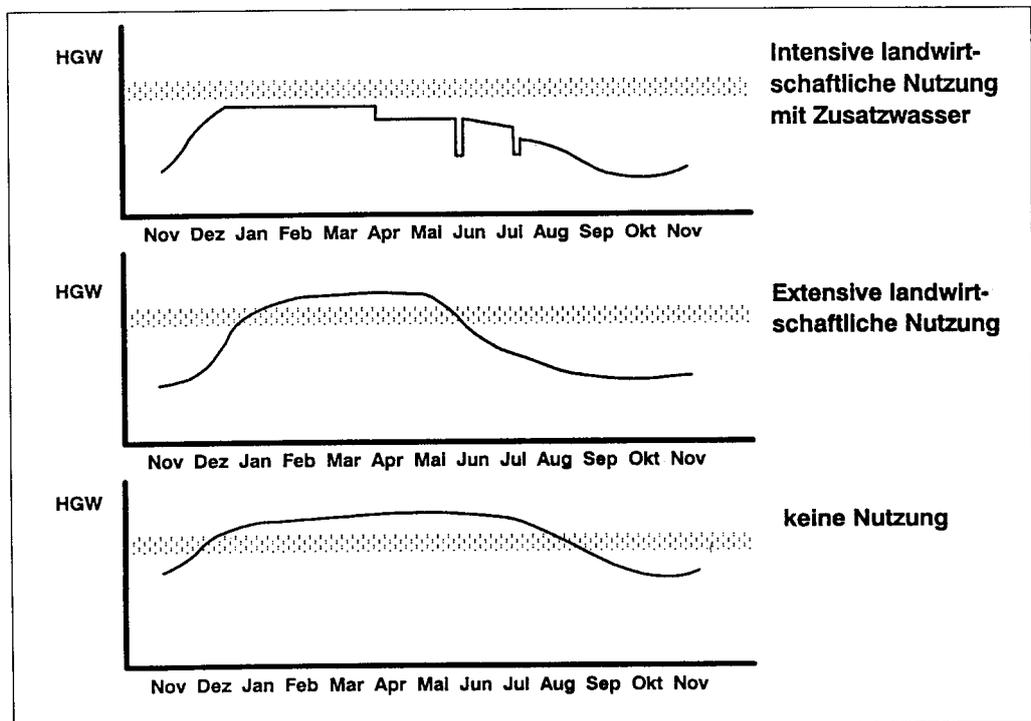


Abb. 13: Typische Grundwasserganglinien bei verschiedenen Nutzungsformen der Niedermoore in Nordostdeutschland

Wieder-  
nds?

ischen hin-  
he Substrat  
s Moorkör-  
das Leitbild  
wässerungs-  
haftlich tra-  
der Flächen  
mindest zeit-

gisch-natur-  
wasserwirt-  
dabei stets  
ser“ zu ver-  
gen wasser-  
n wiederum

ße Wiese
a
6
/a
/a
y
²
/a
/a

er Moore hin-  
ische Situati-  
n Einzugsge-  
rschwund zu  
antieren. Die-  
mmenspiel mit  
irtschaftliche  
lb für Zusatz-  
riktionen.

Es bleibt folgende Kompromißlösung:

- Maximaler Flächenüberstau im Winter und im Frühjahr
- Minimierung des Gebietsabflusses so, daß Wasserstände unter Flur erst Ende Juni/Anfang Juli auftreten können und die nachfolgende, relativ schnell verlaufende Grundwasserabsenkung durch Evapotranspiration auf Beträge  $< 1,0$  m u. Flur begrenzt bleibt.

Die Wasserbewirtschaftung für die Niedermoorflächen muß in jedem Fall auf die spezifische Weg-Zeit-Charakteristik der Einzugsgebietszuflüsse abgestimmt werden.

Einer großflächig gleichmäßigen Wiedervernässung stehen entgegen:

- Reliefunregelmäßigkeiten infolge Moorsackung und -mineralisierung
- Unzulänglichkeiten und Vernetzungen des Regulierungssystems (Gräben, Staue)
- die Eigentumsverhältnisse und die Nutzungsrechte, insbesondere auch der Rechtsanspruch auf Entwässerung
- ökonomische Beschränkungen hinsichtlich des Flächenerwerbs für Wiedervernässung/Renaturierung.

Die Arbeiten in den Beispielsgebieten „Oberes Rhinluch“ und „Friedländer Große Wiese“ haben ergeben, daß für das Auffinden nachhaltiger Sanierungslösungen eine Optimierung vielschichtiger naturräumlicher, landwirtschaftlicher, wasserwirtschaftlicher und sozioökonomischer Fragestellungen erforderlich wird. In jedem Fall wird ein einheitliches Ökosystemmanagement für zusammenhängende Niedermoorkomplexe benötigt.

Die gegenwärtige Rechts- und Nutzungssituation in den Niedermoorgebieten ist absolut unbefriedigend: Der Naturschutz verfügt kaum über eigene Flächen, die vernäßt werden könnten. Der Flächenerwerb durch die Landesregierungen wird aus Kostengründen auf geringe Flächenanteile begrenzt bleiben müssen. Umso wichtiger wird die Reservierung solcher Flächen, die von der Treuhand in Landeseigentum rückübertragen werden. Die Aufgaben der Wasser- und Bodenverbände, die durch die geltenden Verbandsgesetze auf die Gewässerunterhaltung und Entwässerung begrenzt sind, müssen auf eine feuchtgebietsgerechte Wasserbewirtschaftung erweitert werden. Seit 1990 erfolgt in fast allen Niedermoorgebieten fast keinerlei Wasserregulierung mehr. Die Staue bleiben größtenteils dauernd geöffnet, die Moorböden werden maximal entwässert. Die Moordegradierung und die Verwilderung der Flächen sind gegenwärtig extrem. Angedachte Verbesserungen über eine extensive Standortnutzung versprechen kaum Erfolg, da Frühjahrsentwässerung erforderlich bleibt und anschließend eine starke Austrocknung und Degradierung der Böden nicht verhindert werden kann, wenn Zusatzbewässerung entfällt (Abb. 13).

Die Landesregierungen von Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt müssen umgehend handeln, um weiteren Schaden zu vermeiden und die vorhandenen Niedermoores im größtmöglichem Umfang als ökologisch wertvolle Feuchtgebiete zu retten. Es ist aber absehbar, daß dies nicht umfassend für alle Flächen geschehen kann. Wir werden damit leben müssen, daß erhebliche Teile der nordostdeutschen Niedermoores bei Hinnahme fortschreitender Degradierung auch künftig landwirtschaftlich genutzt werden.

## 5. Literatur

- BIOSPÄHÄRENRESERVAT SPREEWALD (1992): Poster, Hrg.: Leitung des Biosphärenreservats Spreewald.
- KALBE, L. (1983): Brandenburgische Seenlandschaften. – Haude u. Spener, Berlin 1983
- KALETTKA, Th. (1983): Biotop- und Habitatfunktionen von Ackersöllen. – unveröffentlichte Literaturstudie, ZALF Müncheberg
- MEIER, L. (1993): Wasserwirtschaftliche Aspekte von Feuchtgebieten. – Literaturrecherche für ein Merkblatt des DVWK (unveröffentlicht)
- QUAST, J.; DIETRICH, O.; DANNOWSKI, R. (1993): Die Folgen von Entwässerung und Nutzung von Niedermooren für den Landschaftshaushalt. – In: Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Niedermoore, 1993; 11–14. Nachdruck in: Ökologie, Informationsschrift des Bundesverbandes Ökologie, 4/1993, S. 44–47
- ZENKER, TH.; SCHNOCK, A. (1993): Betrachtungen zum Grundwasserhaushalt des Oberen Rhinluchs und seines Einzugsgebietes. – Diplomarbeit, FU Berlin, Institut für Geographische Wissenschaften.

Prof. Dr. J. Quast  
Zentrum für Agrarlandschafts-  
und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V.,  
Institut für Hydrologie  
Eberswalder Straße 84  
15374 Müncheberg

## **Erfahrungen über Gewässerrestaurierungen – Möglichkeiten und Grenzen**

Sven Björk

### **Einzugsgebiete und Gewässer**

Der schwedische Verfasser August Strindberg läßt im 1887 erschienenen Roman „Die Leute auf Hemsö“ („Hemsöborna“) den Bauer Carlsson und den Fischer Gusten die Zusammenhänge in der Natur erklären: „Paßt auf, die Landwirtschaft muß sozusagen ein Kreislauf sein, alles muß zirkulieren. Das eine ergibt sich aus dem anderen«, genau „wie beim Fischen“ (STRINDBERG 1984). Diese Verhältnisse waren für jeden Bauern seit uralten Zeiten eine selbstverständliche Ingredienz seines Kreislaufdenkens, grundlegend für erfolgreiche und dauerhafte Produktion. Die Landwirtschaft zeichnete sich durch ziemlich verlustfreie Nährstoffrücktransportsysteme aus und stellte keine Belastung für die Gewässer dar. Die naturgemäße Beziehung zwischen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen waren dort gültig, wo nicht Industrien und Städte punktuell schwere Verunreinigungssituationen verursachten.

Die weitgehende Urbanisierung und Industrialisierung der Land- und Waldwirtschaft haben flächendeckend durchgreifende Veränderungen in den Binnengewässern verursacht. Je länger man sich mit kulturbelasteten Seeökosystemen befaßt, desto deutlicher wird das Gefühl, daß man sich auf einer schiefen Ebene befindet, denn die Ökosysteme werden durch neue Arten von Beeinflussung einem immer stärker degradierenden Druck ausgesetzt.

Daß ökologisch „alles zusammenhängt«, wußten schon Strindbergs Bauer und Fischer. Daß die Ökosysteme der Binnengewässer von den Einzugsgebieten abhängig sind, weiß man seit den Anfängen der Limnologie, und Prozesse, die für die rasanten oder saltanten internen Belastungen der Seen verantwortlich sind, haben OHLE (1955, 1965, 1971) und THOMAS (1955, 1963) klargelegt. Die Möglichkeiten und Grenzen einer nachhaltigen Restaurierung von Seen sind von den Verhältnissen sowohl an Land wie auch in den Gewässern abhängig.

### **Sanierung und Restaurierung**

Von Anfang an wurde in der Forschung, die sich mit den Möglichkeiten beschäftigt, degradierte Seeökosysteme wiederherzustellen, klar ausgesagt, daß es zweckmäßig ist, korrigierende Maßnahmen direkt in den einzelnen Seeökosystemen erst dann einzuleiten, nachdem die externe Belastung mit Nährstoffen wieder regionallimnologische Normalwerte aufweist. Die Beseitigung von Punktquellen im Einzugsgebiet war eine notwendige Voraussetzung, um die restaurierenden Maßnahmen auf Dauer erfolgreich zu machen. Also zuerst Sanierung, dann Restaurierung.

## Wiederherstellen von Seen durch externe Maßnahmen: Sanierung

Der Vätternsee, der oligotrophe, zweitgrößte See Schwedens (1 856 km<sup>2</sup>, größte Tiefe 128 m), hat ein Einzugsgebiet, das nur 2,3mal so groß ist wie die eigene Seefläche. Die Erneuerungszeit des Wassers wird auf 60 Jahre geschätzt. Bis in die dreißiger Jahre betrug die Sichttiefe im freien Wasser ca. 17 m. Während der fünfziger und sechziger Jahre fand eine rapide Eutrophierung statt. Die Transparenz ging auf 7 Meter zurück, die Mündungsgebiete der Zuflüsse wurden als „polysaprob“ bezeichnet.

Da der Vättern – ebenso wie der Bodensee – für die Wasserversorgung, Fischerei und Erholung außerordentlich wichtig ist, wurde schon 1957 ein Vätternschutzverband gegründet, u.a. mit dem Ziel, dem See eine Sichttiefe von 10-15 m zurückzugeben. Die Bemühungen, die externe Belastung zu reduzieren, hat zur Verwirklichung dieses Ziels geführt, wobei eine weitere Zielsetzung darin liegt, die heutige (1990) Gesamtposphorkonzentration von ca. 6 µg l<sup>-1</sup> nicht höher werden zu lassen (VÄTTERNVÅRDSFÖRBUNDET 1990).

Die externe Belastung des Vätternsees hatte also nur eine Direkteinwirkung auf die Nährstoffkonzentration des Wassers und damit auf die Planktonprimärproduktion und war so kurzfristig, daß keine interne Belastung durch die Sedimente hervorgerufen wurde. Nachdem die Zufuhr von Nährstoffen aus dem Einzugsgebiet reduziert worden war, hat sich das Seeökosystem unmittelbar wieder auf das niedrige Produktionsniveau eingestellt. Die Adsorptionsfähigkeit der Sedimente bezüglich Phosphat wurde nicht überschritten, sondern war groß genug, um die während der Einleitungsperiode zugeführten Mengen zu binden. Die Kette von Prozessen, die im Seeboden die interne Belastung und rasante Eutrophierung hervorrufen, wurde also nicht ausgelöst.

Eine völlig entgegengesetzte Entwicklung ist am Paranoa-See (40 km<sup>2</sup>, größte Tiefe 37 m) bei Brasilia abgelaufen. Dieser Stausee wurde 1960 mit Wasser gefüllt, um die Lebensbedingungen der Einwohner der neuen Hauptstadt Brasiliens zu verbessern. Das Wasser in den intakten Fließgewässern hat in dieser Gegend eine Leitfähigkeit der Größenordnung 5 µS · cm<sup>-1</sup>, d.h. es handelt sich um nahezu destilliertes, sehr nährstoffarmes Wasser, in dem sich eine für oligotrophe Seen typische Planktongesellschaft entwickelt hat. Durch Abwasserzufuhr wurde der See schnell in ein von starken Wasserblüten geprägtes Gewässer verwandelt. Von rekreativen Zwecken war keine Rede mehr.

Ende der siebziger Jahre haben sich unter den toten Bäumen, die noch immer auf dem Seeboden stehen, fast keine organischen Sedimente abgelagert (BJÖRK 1979). Hätte man damals das Gewässer von der Abwasserzufuhr befreit, wäre eine sofortige Rehabilitierung eingetreten. Der Lago Paranoa wurde jedoch weiterhin als Vorfluter für Abwässer genutzt, und Ende der achtziger Jahre war der Seeboden mit Ausnahme des Zentralteils mit organogenen Sedimenten bedeckt (SOMLYÓDY 1987). Damit ist ein Wiederherstellen des Seeökosystems wesentlich schwieriger geworden, da die Voraussetzungen gegeben sind, daß zur externen Nährstoffzufuhr auch eine interne Belastung hinzukommt.

## Restaurierungsmethoden

Die Restaurierungsmethoden, die heute zur Verfügung stehen, lassen sich praktisch in zwei Gruppen einteilen, und zwar erstens in die ökosystem-chirurgische und zweitens in die ökosystem-medizinische. Selbstverständlich müssen allen Eingriffen sehr genaue limnologische Untersuchungen vorangestellt werden, um sichere Diagnosen und Prognosen aufstellen zu können.

Die erste Gruppe umfaßt vor allem die technischen Methoden der Saugbaggerung, die sich limnologisch gesehen sehr gut bewährt haben. Die Bewegungen des Saugmundstücks sind nunmehr computergesteuert, wobei die notwendigen physikalischen und chemischen Parameter des Sediments fortlaufend registriert werden. In der Horizontalebene wird die Position kontinuierlich mit Lasertechnik sehr genau festgestellt. Zusammenfassend ermöglicht die neue Technologie die quantitative Entfernung der oberflächensedimente, die das Ökosystem intern belasten. Da diese Sedimente ohne Seewasserbeimischung pumpbar sind, können sie z.B. direkt auf Äcker und Wiesen verregnet werden.

Um die quantitativ gesehen stark entwickelte Makrophytenvegetation in eutrophen Flachseen, vor allem in abgesenkten Seen, kontrollieren zu können, steht heute eine Reihe von Amphibien- und Pontongeräten zur Verfügung. Mäh-, Wurzelfilz- und Bodenarbeiten können bei allen aktuellen Wassertiefen durchgeführt werden.

Auch in der anderen Methodengruppe, der ökosystem-medizinischen, wurden in Bezug auf die Steuerung der Internbelastung an Ort und Stelle große Fortschritte erzielt. Injektionen von Calciumnitrat und Eisenverbindungen in die oberflächenschicht des Sediments, um sauerstoffzehrende organische Substanzen zu mineralisieren und Phosphat zu binden, wurden erfolgreich durchgeführt (RIPL 1978). Eisenarme Sedimente sind auch durch Zusatz von Eisenoxid nährstoffbindungsfähig geworden, und durch Zusatz wäßriger Lösungen von Eisenchlorid wird Phosphat aus der Wassersäule ausgefällt (RIPL & WOLTER 1992). Durch Zusatz von Natriumkarbonat können versauerte Seen mit Dauereffekt restauriert werden, wobei die Ionenaustauschkapazität der Sedimente genutzt wird (LINDMARK 1984). Maßgeschneiderte Methoden der Hypolimnionbelüftung ohne oder in Kombination mit Substanzen, welche Nährstoffe ausfällen, stehen für verschiedenste Seetypen zur Verfügung.

Es kann festgestellt werden, daß es limno-technisch gesehen Möglichkeiten gibt, Seeökosysteme zu steuern und zu restaurieren. Die Grenzen für einen nachhaltigen Erfolg sind von den Verhältnissen im Einzugsgebiet abhängig.

### Der restaurierte See in seinem Einzugsgebiet

In eutrophierten Seen führen die restaurierenden, internökosystemaren Eingriffe zu Kettenreaktionen, die als Endresultat eine Wiederherstellung des Gleichgewichts zwischen Produktion und Destruktion/Mineralisation haben. In abgesenkten Seen, wo die Bodenschäden vor einer Wasserstandsanhhebung behandelt worden sind, ist die Weiterentwicklung des Ökosystems natürlich u.a. von der gegebenen Wassertiefe abhängig.

Wie bereits erwähnt, wird in der Restaurierungsforschung von Anfang an darauf hingewiesen, daß ein See erst nach externer Entlastung erfolgreich behandelt werden kann. Restaurierende Eingriffe zeigen zwar sofort positive Ergebnisse, aber die Nachhaltigkeit dieser Eingriffe kann erst nach Jahrzehnten sicher beurteilt werden.

Die ersten, sorgfältig kontrollierten Projekte wurden um 1970 mit sehr ermutigenden Resultaten durchgeführt. Wenn man heute (1994) den Zustand der wiederhergestellten Seeökosysteme beurteilt, führt dies zu Überlegungen über fortlaufende, großskalige Veränderungen der Landschaft, die sich in den Seen widerspiegeln. Um 1970 bedeutete Entlastung, daß Abwasser nicht mehr in den See geleitet wurde. Die Entlastung beschäftigte sich mit Punktquellen, weil die Bedeutung der diffusen Stofftransporte noch nicht klar war. Eine andere Grundregel bestand darin, daß ein Seeökosystem mit steuernden Eingriffen einmal mit Dauereffekt behandelt werden sollte.

#### **Zwei Beispiele – Die Seen Trummen und Lillesjön**

Bis 1969 betrug die Sichttiefe im ehemaligen Vorfluter Trummen (1 km<sup>2</sup>) bei Växjö in Zentralsüdschweden 15-20 cm, obwohl der See schon 11 Jahre zuvor von der Abwasserzufuhr befreit wurde. Die Ursache für den schlechten Zustand des Ökosystems lag in einer sehr starken internen Nährstoffbelastung. 1970-71 wurde durch Saugbagger die belastende Sedimentschicht entfernt, wodurch das Ökosystem sofort wiederhergestellt und die Stadt Växjö um einen Badensee bereichert wurde.

Im limnologischen Managementplan des restaurierten Sees wurde vorgeschlagen, das Wasser der Zuflüsse in Hinblick auf die Nährstoffzufuhr kontinuierlich zu kontrollieren. Es wurde unter anderem empfohlen, Fällungsbecken zu bauen, um die Phosphorkonzentration, falls notwendig, reduzieren zu können. Diese Maßnahmen sind aber bis jetzt noch nicht durchgeführt worden. Inzwischen sind große Teile des Einzugsgebietes urbanisiert worden. Eine Folge davon war, daß die externen Belastungen durch diffuse Einträge von Nährstoffen wieder größer geworden sind. Die Phytoplanktonbiomasse hat daher zugenommen. Der See fungiert aber immer noch als Nährstoff-Falle, im Gegensatz zur Situation vor der Restaurierung, als der Trummen eine Phosphorquelle für die stromabwärts gelegenen Seen war.

Das Trummen-System dient als wertvoller Indikator des Zustands und des Geschehens in seinem Einzugsgebiet. Eine sektorisierte Betrachtungsweise der Land- und Gewässerökosysteme ist in Verbindung mit Restaurierungsmaßnahmen in Seen und Feuchtgebieten nicht möglich, wenn nachhaltige Ergebnisse angestrebt werden. Das übergeordnete Problem sind die Einzugsgebiete sowie die Schaffung ortsgebundener Kreislaufsysteme, die das Land so nährstoffdicht wie möglich machen (cf. RIPL 1992, 1993). Wiederholte restaurierende Eingriffe in Seen haben den Charakter von kosmetischen Versuchen, um das Bild einer Landschaft, an das man sich gewöhnt hat, zu renovieren. Mit umweltverträglicher Landnutzung hat dies a priori nichts zu tun.

Nachdem die Spätentwicklung des Trummensees beschrieben und von den Stadtbehörden erkannt wurde, sind Vorbereitungen getroffen worden, um die Nährstoffzufuhr aus dem Einzugsgebiet zu reduzieren.

Der durch Abwasser hypertrophierte und fast ganz sauerstofffreie Lillesjön (4,2 ha), der

ebenfalls im oligotrophen, mittleren Südschweden liegt, wurde nach der Entlastung durch internmedizinische Behandlung zum Badeseerestauriert (RIPL 1976). Das nur 1 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet ist teilweise bebaut, teilweise mit Nadelwald bedeckt. Da die Gegend gleichzeitig ein Wasserschutzgebiet ist, ist das Reinhalten von Grund- wie auch Oberflächenwasser gesichert. Die Umgestaltung des Sees vom belasteten Gewässer zum Badeseer wurde 1975 durchgeführt. Nach zwei Jahrzehnten ist das Seeökosystem nach wie vor im selben guten Zustand. Nachdem sich die innere Nährstoffbelastung regionallimnologisch gesehen normalisiert hat, wird die weitere Entwicklung des Ökosystems in großem Umfang vom sanierten Einzugsgebiet gesteuert. Unter der Voraussetzung, daß die externe Belastung gering bleibt, werden die guten Resultate bestehen bleiben.

### Der abgesenkte See Hornborgasjön

Die Methoden und Möglichkeiten, den abgesenkten Flachsee Hornborgasjön (Einzugsgebiet 616 km<sup>2</sup>) dauerhaft zu restaurieren, wurden mehrfach beschrieben (BJÖRK 1972a, 1972b, 1985a, 1985b). In dem mit Schilf und Seggen überwachsenen See war es möglich, den schilfbedeckten Teil zu offenem Wasser mit Unterwasser- und Litoralvegetation zu restaurieren. Dabei konnte nach Wasserstandsanhhebung ein gutes Drittel des ursprünglich ca. 30 km<sup>2</sup> großen Sees wiederhergestellt werden. Da der Hornborgasee ein sehr typisches, eutrophes Akkumulationsbecken ist, in dem sich die Produkte der hochproduktiven Helophyten-Gesellschaften anreichern, ist für die Nachhaltigkeit der Restaurierungsmaßnahmen selbstverständlich ausschlaggebend, wie sich diese Vegetation qualitativ und quantitativ entwickelt. Diese Verhältnisse können durch den Wasserstand gesteuert werden.

Im abgesenkten See waren die feuchtesten Teile mit *Phragmites* und die trockeneren mit *Carex*-Beständen bedeckt. Nach einer Wasserstandsanhhebung läßt sich der dichte Seggenwurzelfilz vom Boden loslösen und der an der Wasseroberfläche flottierende, mit Gytija vermengte Filz (Plaur) wird wieder mit *Carex*, *Phragmites* und *Schoenoplectus* überwachsen. Unter dem Plaur ist das Wasser sauerstofffrei, was eine interne Belastung mit aus dem Boden gelösten Stoffen verursacht. Da sich die Plaurdecke mit den Wasserstandsschwankungen bewegt, muß das offene Wasserökosystem auch Kapazität genug haben, diese Belastung während Niedrigwasserperioden zu verdauen. Im offenen Wasser entsteht eine Zonierung mit *Phragmites* landwärts und *Schoenoplectus* seewärts.

Nach Erarbeitung der limno-technischen Restaurierungsmethoden war es möglich, einen präzisierten Plan vorzulegen (Plan/73, cf. BJÖRK 1972 a, SWANBERG 1972, VILBORG 1973), mit dem Ziel, eine dauerhafte Wiederherstellung des Hornborgasees als Vogelschutzgebiet sicherzustellen. Durch die vorbereitenden Restaurierungsarbeiten wurde der kalkreiche Gytjaboden von Grobdetritus gereinigt und eine Wasserstandsanhhebung in zwei Schritten vorgeschlagen, zuerst um einen Meter und nach 5–10 Jahren um einen weiteren halben Meter. Durch diese Maßnahmen wurden gute Bedingungen für die Entwicklung der Bodenfauna wie auch der Unterwasservegetation geschaffen. Zudem wurden Voraussetzungen für kraftvolle Wasser- und Eisbewegungen geschaffen, die sich auf das Ökosystem stark alterungshemmend auswirken. Plan/73 erfüllte die Direktive der Regierung vom 30. Juni 1965, nach der die Zukunft des Hornborgasees vom Naturschutzgesichtspunkt aus gesichert werden sollte. Am 1. Juni 1977 beschloß die Regierung, den Hornborgasee nach Plan/73 zu restaurieren.

Die Verhältnisse in Seeökosystemen sind nicht statisch, sondern ändern sich im Laufe der Zeit. In seichten Seen gehen Veränderungen natürlich schneller vonstatten als in tiefen Seen. Ganz besonders rasch läuft die Alterung, d.h. der Verlandungsprozeß, in hochproduktiven Akkumulationsbecken wie im Hornborgasee ab.

Es gibt keine Möglichkeit, die ökologischen Bedingungen des ursprünglichen (d.h. vor den Wasserstandssenkungen) Hornborgasees wiederherzustellen, weil die von den Absenkungen hervorgerufenen Schäden der seggenbewachsenen Gebiete zu schwer sind. Die Voraussetzung für das Seebecken des nach Plan/73 behandelten Sees, zu einem attraktiven Gebiet für eine qualitativ und quantitativ reiche Vogelfauna zu werden, liegt in der Kombination einer dauerhaft von Helophytenvegetation freien, nicht grobdetritusangereicherten Wasserfläche und umliegenden, ausgedehnten (mehr als das Doppelte der Wasserfläche) hochproduktiven Feuchtgebieten.

Der Seeteil muß sowohl Herz als auch Niere des ganzen Gebietes darstellen, um einen nachhaltigen Kreislauf und Stoffwechsel im komplexen Ökosystem zu gewährleisten, wodurch eine schnelle Anreicherung von Sediment und Torf verhindert wird. Im Fall Hornborgasee muß die erste Wasserstandsanhhebung groß genug sein, um eine schocktherapeutische Wirkung zu haben, so daß die Helophytenvegetation in der notwendigen offenen Wasserfläche hauptsächlich auf die Litoralzone begrenzt wird. Eine in kleinen Schritten über längere Zeit durchgeführte Anhebung fördert die Ausbreitung perennierender und sich vegetativ vermehrender Helophyten. Ausschlaggebend für die Ausbreitung sind auch Perioden mit Niedrigwasserstand während der Vegetationsperiode. Je größer die Fläche mit Helophytenvegetation, desto größer die Bedeutung der Transpiration für den Wasserstand in Zeiträumen mit wenig Wasserzufuhr. Wird die von Helophytenvegetation freie Fläche zu klein, werden Wasser- und Eisbewegungen als Agentien zur Hemmung der Alterung des Gewässers ausgeschlossen.

Obwohl dem Hornborgasee durch die Absenkung sehr schwere, irreparable Schäden zugefügt wurden, gibt es Möglichkeiten, mit Hilfe bewährter Methoden (BJÖRK 1972 a) das Gebiet entsprechend dem Regierungsentscheid von 1965 den See im Sinne des Naturschutzes sicherzustellen. Die Grenze zwischen Erfolg und Mißerfolg wird bei dieser Art von Restaurierungsobjekt von der Wassertiefe bestimmt. Selbstverständlich bedeutet jede Anhebung des Wasserstands eine gewisse Verlängerung der Lebensdauer des Ökosystems einschließlich der Anwesenheit von Wasservögeln. Aber je geringer die Anhebung, desto kurzfristiger das Ergebnis. Dies zeigte sich schon durch die 1954 innerhalb eines 12 km<sup>2</sup> großen eingedeichten Teils des Hornborgasees durchgeführte Wasserstandsanhhebung um ca. 80 cm. Dadurch wurden unmittelbar die Wachstumsbedingungen der vorhandenen, flächenmäßig großen, aber lichten *Phragmites*-Bestände sehr stark verbessert. Eine etwas größere Wassertiefe hätte die Wachstumsbedingungen für *Schoenoplectus* verbessert. Für die Wasservogelfauna brachte die Anhebung nur eine ephemere Verbesserung.

Die Verlandung verläuft nicht linear, sondern zuerst langsam im Vergleich zu der danach folgenden Eskalation der Prozesse. Durch Ausnutzung der in jedem einzelnen System spezifischen Bedingungen ist es aber möglich, sogar ein Akkumulationssystem wie im Fall Hornborgasee – aus der Sicht menschlicher Zeitrechnung – dauerhaft wiederherzustellen.

Nachdem sich ein solches System nach einer halben Maßnahme eingependelt hat, sind die Möglichkeiten, es erneut zu verjüngen, praktisch aussichtslos geworden.

Sehr bedauernswert ist, daß die ganzheitliche Betrachtungsweise im Hinblick auf die Bedeutung des Zeitfaktors bei der Handhabung der dynamisch empfindlichen Ökosysteme der Binnengewässer in weiten „Naturschutz«-Kreisen immer noch fehlt. Nachdem die Beamten des staatlichen Naturschutzamtes in Schweden beauftragt worden sind, Plan/73 in die Tat umzusetzen, entwickelte sich eine Fülle von nicht-professionellen Gesichtspunkten zur Behandlung des Hornborgasees, wobei gleichzeitig die Sache politisch infiziert wurde. Einer der Leitgedanken für die Wiederherstellung des Sees lag u.a. darin, daß ökologisch gesehen eine Wassertiefe von mehr als 40 cm für viele Enten „verschwendetes“ Wasser ist. Achtundzwanzig Jahre nach der Entscheidung, die Möglichkeiten einer dauerhaften Restaurierung des Sees zu untersuchen, wurde beschlossen, den Wasserstand über vier Jahre hinweg um jährlich 20 cm anzuheben. Änderungen in der Methodik, den Schilfwuchs zu entfernen, hatten zur Folge, daß der Gytjabaden von Grobdetritus nicht gereinigt wurde.

### Vertiefung und Wasserzuleitung zum Westsee/China

Im Vergleich zu den Nährstoffmengen im reaktiven Sediment sind in einem Seeökosystem, das an interner Nährstoffbelastung leidet, die Nährstoffmengen im freien Wasser relativ gering. Durch Zuleitung von sauerstoffreichem Wasser mit niedrigeren Nährstoffkonzentrationen als im Seewasser können die Verhältnisse im See, zumindest vorübergehend, einigermaßen verbessert werden. Oft steht für eine solche Verdünnung nur Trinkwasser zur Verfügung. Bei den Überlegungen bezüglich der Wasserzuleitung als einer verbessernden Maßnahme wird der Steuerung der Erneuerungszeit des Wassers im See eine wichtige Rolle zugeschrieben.

Der Westsee (Xihu See) in der vor 2200 Jahren gegründeten Stadt Hangzhou, im subtropischen Südostchina, ist das Zentrum dieses Fremdenverkehrsortes mit jährlich ca. 20 Millionen Besuchern. Der heute 5,6 km<sup>2</sup> große See (Einzugsgebiet 21 km<sup>2</sup>, Erneuerungszeit ca. 9 Monate) wurde während der Tang- (618-907), Song- (960-1279) und Ming-Dynastien (1368-1644) mehrmals ausgegraben, um der fortlaufenden Verlandung entgegenzuarbeiten (SHEN 1990). Schon Anfang des 12. Jahrhunderts überschritt die Einwohnerzahl der Stadt Hangzhou die Millionengrenze (heute 1,2 Millionen und Groß-Hangzhou ca 5,5 Millionen). Zudem ist die mehr als tausendjährige Kulturgeschichte des Westsees gut dokumentiert. So berichtet der berühmte Poet und Gouverneur von Hangzhou Su Dongpo, daß der See im Jahre 1071 durch Wasservegetation so stark verlandet war, daß 20-30 % der Fläche als Felder genutzt wurden. Mehr als die Hälfte der Seefläche war in trockenen Jahren ohne Wasser (LIN 1990). Aus diesem Grund organisierte Su Dongpo als Gouverneur 1090 ein Wiederherstellungsprojekt, wobei 200 000 Arbeiter die offene Wasserfläche und die Wassertiefe vergrößerten. Mit dem ausgegrabenen Bodenmaterial wurde u.a. die durch den See führende 2,8 km lange Su Chaussee gebaut. Die Gebiete im See, die von Wasserpflanzen (*Lotus*) freigehalten werden sollten, wurden genau markiert. Der Westsee wurde so wieder für Wasserversorgung, Bewässerung etc. nutzbar (GRIMES 1983, SHEN 1990). Während der letzten 1000 Jahre wurden mindestens 28 wiederherstellende Maßnahmen durchgeführt, von denen sechs als groß (z.B. die von Su Dongpo organisierte) zu bezeichnen sind (LIN 1990). Durch diese und viele andere

Eingriffe wurde dem See der Ruf zuteil, eine kostbare Perle eines Gebietes zu sein, das Marco Polo 1280 als das schönste und prachtvollste Stadtparadies der Erde beschrieben hat.

Typisch für die Zeit wurde dann der Westsee in diesem Jahrhundert als Vorfluter exploitiert. Schon in den vierziger Jahren hat das Plankton eine beginnende Eutrophierung indiziert, und in den fünfziger Jahren wurden die hypertrophen Verhältnisse, die immer noch das Ökosystem charakterisierten, hervorgerufen. Um zu versuchen, diese umweltbelastenden Schäden zu beseitigen, sind auch in letzter Zeit zahlreiche technische Maßnahmen durchgeführt worden. So wurden z.B. in den Jahren 1953-1958 7.250.000 m<sup>3</sup> Bodenmaterial mit Baggereimern ausgegraben (LENG 1990). Diese Methode wird immer noch praktiziert (mittlere Tiefe derzeit ca. 1,5 m).

Seit 1982 ist der See von Abwässern größtenteils entlastet. In der Hoffnung, den See endgültig wiederherzustellen, wurde im September 1986 ein großes Wasserzuleitungsprojekt eingeleitet. Durch einen 3,2 km langen Tunnel und eine Rohrleitung wird periodisch Wasser vom Fluß Qiantang in den See gepumpt. Bei einer Kapazität von 300 000 m<sup>3</sup> pro Tag (3,5 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>) ist es möglich, das Wasser im ganzen See innerhalb von 33 Tagen zu erneuern. Das Problem ist jedoch, daß die heutige Qualität des Flußwassers für eine Verbesserung im See nicht geeignet ist. Als Grundregel gilt, daß Wasser gepumpt wird, wenn die Sichttiefe im Fluß nicht geringer ist als 70 cm. Diese Forderung wird während ca. 120 Tagen im Jahr erfüllt. Über die zeitmäßigen Veränderungen im Einzugsgebiet des Flusses und die damit verbundene Nährstoffbelastung des Wassers liegen keine Daten vor. Stichproben vom August 1991 zeigen, daß der Gesamtphosphorgehalt des Flußwassers zu diesem Zeitpunkt doppelt so hoch war wie im Seewasser und die Nitratkonzentration ca. elfmal so hoch. Bei Windstille betrug die Sichttiefe im See 30 cm, bei windigem Wetter infolge Detritustrübung weniger.

Der Westsee wurde ursprünglich als eine Lagune abgeschnürt und hat sich dann als Süßwasserfeuchtgebiet, wahrscheinlich mit *Lotus* als häufig vorkommender Pflanze, entwickelt. Die Stratigraphie umfaßt minerogene marine Sedimente, die von Torf überlagert sind. Seit Beginn der Abwasser-Einleitungsperiode haben sich in jüngster Zeit lose Faulschlammsedimente auf dem Torf abgelagert. Bei den mengenmäßig umfangreichen Ausbaggerungen, die mit Baggereimern durchgeführt wurden, sind Torf und marine Sedimente entfernt worden, während die wäßrigen Faulschlammsedimente im See zurückgeblieben sind und zumindest stellenweise meterdicke Ablagerungen bilden. Die starke Methanentwicklung in diesen Sedimenten bewirkt eine intensive Zufuhr von Nährstoffen aus dem Boden ins Wasser.

Das Seeökosystem ist von starker sowohl äußerer wie auch innerer Belastung geprägt. Unter den externen Nährstoffquellen, die vollständig beseitigt werden müssen, ist nun auch das Flußwasser zu berücksichtigen. Die starke interne Belastung (HAN & ZHANG 1990) könnte in diesem seichten See zumindest flächenweise durch Präzisionssaugbaggerung eliminiert werden. Sorgfältige limnologische Untersuchungen sind erforderlich, um feststellen zu können, ob eine Kombination von Präzisionssaugbaggerung und limnologisch internmedizinischen Methoden zur Ausfällung und Bindung von Nährstoffen möglich ist. Da die nächste Umgebung des Sees dicht besiedelt und dazu noch bergig ist, gibt es hier keine Möglichkeiten, herausgepumpte Sedimente zu deponieren. Der Tunnel, durch den seit 1986 Flußwasser zum See gepumpt wird, bietet jedoch Möglichkeiten, die Faulschlammsedimente aus dem Seebecken zu entfernen, z.B. auf Prahme zu laden oder entlang des Flusses Qiantang weiterzupumpen.

Es ist eindeutig dokumentiert, daß vor der Einleitungsperiode und vor dem Bedecken des Torfbodens des Westsees mit internbelastendem Sediment in den letzten Jahrzehnten das See-Ökosystem nicht von hoher Planktonproduktion und Trübung geprägt war. Nach örtlichen Angaben war jedoch die Helophytenvegetation (*Lotus*) quantitativ wesentlich stärker als heute. Weder der natürliche Zufluß von Wasser und Nährstoffen aus dem kleinen Einzugsgebiet noch die Nährstoffe im internen Ökosystemkreislauf haben eine Eutrophierung hervorgerufen. In der Entwicklungsgeschichte des Sees wird von Dürreperioden mit niedrigem Wasserstand berichtet. Das heutige Management des Sees ist auf die Auffassung gegründet, daß die Zeit für die Erneuerung des Wassers verkürzt werden müsse. Nur unter der Voraussetzung, daß das Nährstoffkapital, das im See beweglich ist, dadurch nicht vergrößert wird, ist diese Methode erfolgreich. Der Zufluß von kleinen Wassermengen ist kein Nachteil, vorausgesetzt, daß die Nährstoffkonzentrationen in diesem Wasser nicht hoch sind.

Laut Dokumenten aus dem Jahre 822 konnte der Westsee aufgrund von Baumaßnahmen schon damals als künstliches Gewässer angesehen werden (WANG & al.). Mit den riesigen Ausbaggerungsprojekten, die über 1000 Jahre hinweg durchgeführt worden sind, wird der Sukzession und Verlandung dieses Akkumulationsbeckens entgegengearbeitet. Bis vor der Einleitungsphase war es möglich, das Ökosystem attraktiv zu bewahren. Unter der Voraussetzung, daß die das System steuernden Faktoren, die ihrerseits von der Beziehung Land-Gewässer abhängig sind, vollauf berücksichtigt werden, gibt es nach wie vor Möglichkeiten, den See wiederherzustellen.

In Bezug auf die für die Entwicklung von seichten Akkumulationsbecken ökologisch wichtigen Umstände wie Wassertiefe, Makrophytenproduktion, Sukzession und Verlandung bietet ein Vergleich zwischen dem Westsee und dem Hornborgasee interessante Aspekte, was Maßnahmen zur Hemmung der Alterung betrifft. Im Westsee wurde der Verlandung über 1000 Jahre hinweg durch Bodenvertiefung entgegengearbeitet, im Hornborgasee werden Verlandungsprozesse durch die geringe heutige Wasseranhebung eingeleitet.

### Restaurierung von Gewässern in der Industrielandschaft

Global gesehen ist die Stellung der Ökologie in der Gesellschaft außerordentlich schwach und hat oft noch nicht einmal die Stufe des Bierdosenrecyclings überschritten, ganz einfach deshalb, weil die ökonomischen Steuermechanismen in der wirtschaftlichen Expansionsstrategie der industrialisierten Welt mit ökologischen Grundgesetzen nicht vereinbar sind (cf. RIPL 1992, 1993). Durch rasante Urbanisierung ist der allgemeine gesunde Menschenverstand im Umgang mit der Natur weitgehend verloren gegangen, und umfangreiche Völkerwanderungen führen zu ökologischer Verfremdung. In allen Bestrebungen, den Boden, d.h. die Einzugsgebiete für Urbanisierung und industrialisierte Land- und Forstwirtschaft auszunutzen, wurden die Ökosysteme der Fließgewässer in Transportsysteme umgewandelt, um das Oberflächenwasser aus abgesenkten Seen und trockengelegten Feuchtgebieten möglichst schnell zu entfernen. Im Rahmen der industrialisierten Forstwirtschaft, z.B. in Schweden, umfaßt die gegenwärtige Phase die brutale Entwässerung der Wälder, und in der tibetanschen Hochebene wurden vor kurzem die Feuchtgebiete regional trockengelegt. Quantitativ gesehen resultiert die heutige umfangreiche Veränderung der Binnengewässer in abnormen

Schwankungen zwischen Dürre- und Flutperioden; aus qualitativer Sicht ist eine Degradierung der Ökosysteme der Restgewässer selbstverständlich.

Auch wenn die Punktquellen der Nährstoffzufuhr zu den Restgewässern beseitigt werden, stellt die diffuse Zufuhr aus der mächtigen Bodenzone, in der das Wasser ständigen Schwankungen unterliegt, eine so hohe externe Belastung dar, daß die Ökosysteme nicht nachhaltig funktionieren können, auch wenn Restaurierungsmaßnahmen ergriffen werden. Nur wenn Einzugsgebiet und Gewässer in der ganzheitlichen Betrachtungsweise des biologisch abhängigen, ortsgebundenen Wasser- und Nährstoffkreislaufes als eine ökologisch untrennbare Einheit behandelt werden, kann die Lebensqualität des Menschen im Umgang mit den Gewässern gesichert werden. Jeglicher Gewässerschutz muß in erster Linie an Land betrieben werden.

### Literaturverzeichnis

- BJÖRK, S. (1972 a): Statens naturvårdsverks utredning beträffande Hornborgasjöns framtid. Den limnologiska delutredningen. Förutsättningar, metoder och kostnader för Hornborgasjöns restaurering. – Statens naturvårdsverk PM 288: 1-55.
- BJÖRK, S. (1972 b): Swedish lake restoration program gets results. – *Ambio* 1: 154-165.
- BJÖRK, S. (1979): The Lago Paranoa restoration project. – Project UNDP BRA/75/003 WHO BRA-2341: 1-45.
- BJÖRK, S. (1985 a): Lake restoration techniques. – Proc. EWPCA Internat. Congr. Lakes Pollution and Recovery, Rome: 202-212.
- BJÖRK, S. (1985 b): Scandinavian lake restoration activities. – Proc. EWPCA Internat. Congr. Lakes Pollution and Recovery, Rome: 293-301.
- GRIMES, S. (1983): West Lake reflections. – China Publications Center, Beijing: 149 S.
- HAN, W., ZHANG, G. (1990): Simulating study of the phosphorus release from the sediments of West Lake, Hangzhou. – In Y.H. XU (ed.): *The West Lake's environment*, Hangzhou Institute of Environmental Sciences, Hangzhou: 90.
- LENG, X. (1990): Administration, protection, development and utilization of West Lake. – In Y.H. XU (ed.): *The West Lake's environment*, Hangzhou Institute of Environmental Sciences, Hangzhou: 145-146.
- LIN, Z.Q. (1990): The exploitation of West Lake in ancient Hangzhou. – In Y.H. XU (ed.): *The West Lake's environment*, Hangzhou Institute of Environmental Sciences, Hangzhou: 139-140.
- LINDMARK, G. K. (1984): Acidified lakes: Ecosystem response following sediment treatment with sodium carbonate. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 772-779.
- OHLE, W. (1955): Die Ursachen der rasanten Seeneutrophierung. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 12: 373-382.
- OHLE, W. (1965): Nährstoffanreicherung der Gewässer durch Düngemittel und Meliorationen. – *Münchener Beiträge* 12: 54-83.
- OHLE, W. (1971): Gewässer und Umgebung als ökologische Einheit in ihrer Bedeutung für die Gewässereutrophierung. – *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser*, Aachen: 437-456.
- RIPL, W. (1978): Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate – A new lake restoration method. – *Ambio* 5: 132-135.

- RIPL, W. (1992): Management of water cycle: An approach to urban ecology. – *Water Pollution Res. Journ. Canada* 27: 221-237.
- RIPL, W. (1993): Management of Water Cycle and Energy Flow for Ecosystem Control – The Energy Transport Reaction (ETR) Model. – *Internat. Conf. Mathematical Modelling in Limnology, Innsbruck*. (Im Druck)
- RIPL, W., WOLTER, K.-D. (1992): Statusbericht über die Sanierungsmaßnahmen am Groß Glienicker See. – *TU Berlin, FG Limnologie*: 1-18.
- SHEN, Y. (1990): Analysis of West Lake's geological structure. – In Y.H. XU (ed.): *The West Lake's environment*, Hangzhou Institute of Environmental Sciences, Hangzhou: 17-18.
- SOMLYODY, L. (1987): Assessment of sanitary and environmental characteristics of the Sao Bartolomeu River and Lake Paranoa Basin. – *Report Project BRA/UNDP*.
- STRINDBERG, A. (1984): *Die Leute auf Hemsö*. – Winkler Verlag, München: 186 S. (Schwedischer Originaltitel, 1887: *Hemsöborna*.)
- SWANBERG, P.O. (1972): *Hornborgasjön som fågelsjö, ornitologisk utredning med förslag till åtgärder för sjöns framtid*. – Statens naturvårdsverk, Stockholm, PM 280: 1-100.
- THOMAS, E. (1955): Stoffhaushalt und Sedimentation im oligotrophen Aegerisee und im eutrophen Pfäffiger- und Greifensee. – *Mem. Ist. Ital. Idrobiol., Suppl.* 8: 357-465.
- THOMAS, E. (1963): Experimentelle Untersuchungen über die Schlamm- und Kulturbildung in unberührten und kulturbefluteten Seen der Schweiz. – *Wasser und Abwasser*: 1-21.
- VILBORG, L. (1973): *Hornborgasjöutredningen. Sammanfattning*. – Statens naturvårdsverk, Stockholm, PM 280:1, 1-34.
- VÄTTERNVÅRDSFÖRBUNDET (1990): *Vättern 90. Vattenvårdsplan för Vättern*. – Länsstyrelsen, Jönköping, 1-110.
- WANG, Z., GU, S., WU, J. (1990): Origin, developing process and age of West Lake. – In Y.H. XU (ed.): *The West Lake's environment*, Hangzhou Institute of Environmental Sciences, Hangzhou: 12-13.

Prof. Dr. Dr. h.c. Sven Björk  
Limnologisches Institut  
Universität Lund  
Box 65  
S-221 00 Lund

## Renaturierung von Niedermooren – Ziele, Probleme, Lösungsansätze

Jörg Pfadenhauer

### 1. Einleitung

Als Torflagerstätten mit einer Mindestmächtigkeit von 30 cm Torf (in entwässertem Zustand; SCHNEEKLOTH 1990) nehmen die geogenen Niedermoore innerhalb Deutschlands auch heute noch erhebliche Flächenanteile ein: Besonders moorreich sind danach die ostdeutschen Bundesländer Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern mit über 5000 km<sup>2</sup>, gefolgt von Niedersachsen und Schleswig-Holstein mit zusammen rund 3200 sowie Bayern mit 1400 km<sup>2</sup> (SCHNEIDER & SCHNEIDER 1990); in Süddeutschland konzentrieren sie sich auf das Alpenvorland südlich der Donau, so daß hier regional der Mooranteil bis über 20 % ansteigen kann (z. B. im Landkreis Weilheim-Schongau des Regierungsbezirks Oberbayern; RINGLER 1981). Definiert man hingegen eine Torflagerstätte nur dann als Moor, wenn sie im ökologischen Sinn auch die charakteristischen Moorfunktionen erfüllt, schrumpft ihre Fläche auf wenige Quadratkilometer zusammen: Von den großen Versumpfungsmooren Nord- und Ostdeutschlands sind 99 % kultiviert und werden intensiv land- und forstwirtschaftlich genutzt (SUCCOW 1988); auch die ausgedehnten Quell- und Durchströmungsmoore der Talniederungen der Donau und ihrer Nebenflüsse sind bis auf wenige, meist sekundäre Lebensräume (z. B. ehemalige Torfstiche) unter Grünland- und Ackernutzung. Lediglich in den würmeiszeitlich ausgeräumten Stamm- und Zweigbecken des Alpenrands und in manchen alpinen Quertälern sind naturbetonte (allerdings auch hier wenigstens randlich entwässerte und in extensiver Form genutzte) geogene Moore übrig geblieben.

Die Bezeichnung „ökologisch funktionsfähig“ oder „ökologisch intakt“ bezieht sich auf die Fähigkeit eines Moores,

- Lebensraum für moortypische, d.h. an Wasserüberschuß adaptierte Pflanzen- und Tierarten und deren Biozönoson zu bieten,
- als Retentionsraum für überschüssiges Fremdwasser zu dienen (d.h. von außerhalb des Moores gelegenen Einzugsgebieten Wasser aufzunehmen und zeitlich verzögert abfließen zu lassen) sowie
- Feststoffe zurückzuhalten und Nährstoffe zu binden (z. B. durch Ausfiltern von Sedimentfrachten bei Überflutungen, Speicherung von Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Kalium während der Akkumulation von Torf).

Die zuerst genannte Lebensraumfunktion setzt einen ganzjährig oder während der überwiegenden Zeit des Jahres ( $\geq 6$  Monate) dauernden oberflächennahen oder über der Bodenober-

fläche liegenden Moorwasserspiegel mit geringer Schwankungsbreite voraus. Die landwirtschaftliche Nutzbarkeit wird dadurch erheblich eingeschränkt; Formen ein- bis zwei-schüriger Wiesenutzung oder sehr extensive Beweidungssysteme treten damit in den Vordergrund, sofern nicht auf jegliche Nutzung verzichtet werden kann. Sog. moortypische Pflanzengemeinschaften ergeben sich dann aus der Kombination des trophischen Standortsniveaus, der Dauer des Wasserüberschusses und der Nutzungsweise bzw. -intensität. Damit kombinierbar ist die Retentionsfunktion von nicht oder partiell extensiv genutzten Mooren; aus nicht kultivierten, ± wassergesättigten Mooren fließt Überschußwasser wegen der Rauhgigkeit der Pflanzendecke und eines nicht selten mosaikartig gebuckelten Oberflächenreliefs langsam ab, so daß stärkere Niederschlagsereignisse in den Vorflutern zeitlich verzögert und nicht als Hochwasserwelle wirksam werden. Bäche und Flüsse mit vermoorten Einzugsgebieten haben also in der Regel ein ausgeglicheneres Abflußverhalten als solche mit nicht vermoorten. Im Überflutungsbereich von Fließgewässern gelegene Moore sind darüber hinaus Filter für Sediment- und Nährstofffrachten des Überschwemmungswassers und übernehmen damit gewissermaßen die Rolle der Gewässerreinigung; ihre Fähigkeit, organische und anorganische Substanzen zurückzuhalten, überschüssiges Nitrat und Ammonium durch Denitrifikation im anaeroben Milieu zu beseitigen und Phosphate im Wurzelraum zu fällen, macht man sich in den (eigentlich den Mooren nachempfundenen) Pflanzenkläranlagen zunutze (vgl. GELLER & al. 1991).

Die Funktion als Senke im Stoffhaushalt einer Landschaft wurde durch perfekte Meliorationen, v.a. bei der Niedermoor-Schwarzkultur (wie sie bei tiefgründigen Niedermooeren üblich war), umgekehrt: Neben dem allgemein vom Naturschutz beklagten Verschwinden moortypischer Arten (mediumwirksam v.a. für attraktive Großvögel wie Weißstorch oder Brachvogel dokumentiert) wandelten sich kultivierte und intensiv landwirtschaftlich genutzte

Nutzungstyp	a	b	c	d	e	f	g
Acker, FS 1	1,8	1580	110	30	1720	600	1120
Grünland, intensiv, FS 2	0,9	790	120	30	940	400	540
Grünland, intensiv, FS 3	0,7	610	120	30	760	300	460
Grünland, extensiv, FS 4	0,5	440	60	30	530	120	410

**Tab. 1**  
Überschlägige Stickstoffbilanzen (kg/ha · a) in Niedermoorböden des Donaumooses bei Ingolstadt (N<sub>t</sub> = 2,5%, durchschnittliche Rohdichte trocken 380 g/l).

- a = Torfmineralisation (cm · a)
- b = N-Freisetzung durch Mineralisation; Zahlen gerundet
- c = N-Düngung
- d = N-Eintrag durch Fixation und Immission
- e = Summe N-Input
- f = N-Entzug durch Ernte
- g = N-Überschuß

FS = Feuchtestufen:

FS 1 = Mittlerer Grundwasserstand (MGW) > 120 cm unter Geländeoberkante (GOK)

FS 2 = MGW 80 – 120 cm u. GOK

FS 3 = MGW 40 – 80 cm u. GOK

FS 4 = MGW während der Vegetationszeit z.T. zwischen 0 – 40 cm u. GOK

s. Die landwirt-  
bis zwei-schüri-  
en Vordergrund,  
che Pflanzenge-  
ortsniveaus, der  
mit kombinierbar  
; aus nicht kulti-  
igkeit der Pflan-  
s langsam ab, so  
d nicht als Hoch-  
nieten haben also  
oorten. Im Über-  
ter für Sediment-  
damit gewisser-  
organische Sub-  
trifikation im an-  
t man sich in den  
gl. GELLER & al.

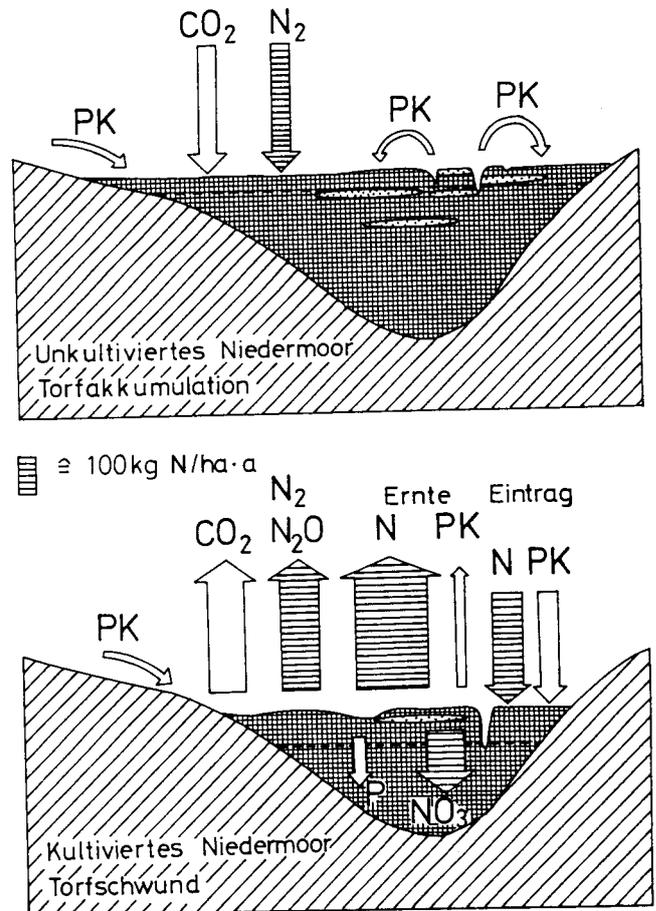
efekte Melioratio-  
dermooren üblich  
schwinden moor-  
storch oder Brach-  
chaftlich genutzte

f	g
600	1120
400	540
300	460
120	410

s bei Ingolstadt

(PK)

Moore zu Quellen für Stofffrachten und belasten damit ihre Umgebung (Abb. 1). Vor allem der als oxidativer Torfverzehr bezeichnete Verlust des stickstoffreichen Torfs bei Entwässerung und Belüftung in der Größenordnung von 0,5 bis 2 cm (je nach Klimasituation; EGGELSMANN 1990) muß rechnerisch zu Stickstoffüberschüssen von stellenweise mehr als 1000 kg N pro ha und Jahr führen (Tab. 1). Davon wird ein Teil als Nitrat in Grund- und Oberflächengewässer ausgetragen, ein Teil wird denitrifiziert und entweicht als atmosphärisches Schadgas  $N_2O$  (Lachgas) und als  $N_2$ , ein Teil wird in die organische Substanz inkorporiert (KUNTZE 1983). Wie hoch insbesondere die belastenden Austräge von Nitrat und Lachgas sind, kann derzeit nur grob geschätzt werden; vermutlich dürfte ihr Anteil jeweils höchstens ein Viertel des NÜberschusses ausmachen (FRANKEN & al. 1992). Im übrigen ist auch mit erheblichen Phosphatverlusten (aus sauren Niedermoorböden; SCHEFFER & FÖRSTER 1991) und Kohlendioxid-Ausgasungen zu rechnen; allein aus dem Donaumoos werden beispielsweise rund 650 000 Tonnen  $CO_2$  pro Jahr freigesetzt (PFADENHAUER & al. 1991).



**Abb. 1**  
Schematische Darstellung der Stoffflüsse in unkultiviertem und kultiviertem Niedermoor (Dicke der Pfeile für Stickstoff nach Daten in Tab. 1: Grünland, intensiv, Feuchtestufe 2).

## 2. Renaturierungsziele

Grundsätzlich können Umweltqualitätsziele bei der Erstellung eines Leitbilds für einen Landschaftsausschnitt nach drei verschiedenen Kriterien definiert werden, nämlich nach Objekten, nach Funktionen und nach Maßnahmen. Unter Objekten verstehen wir hier Kompartimente des Ökosystems Landschaft wie Arten, Lebensgemeinschaften, Boden, Gewässer usw.; als Umweltqualitätsziele werden danach Populationsgrößen von Ziel- bzw. Leitarten (PIRKL & RIEDEL 1991), die Artenzusammensetzung von Phyto- bzw. Biozöosen, bestimmte Grenzwerte für die Qualität von Grundwasser, Boden und Luft (z. B. maximal tolerierbarer Nitratgehalt im Trinkwasser; vgl. hierzu KLOKE 1987) genannt. Dabei orientiert man sich entweder an historischen Vorbildern oder an Ressourcenqualitäten andernorts. Beim funktionsbezogenen Vorgehen stehen bestimmte Haushaltsgrößen im Vordergrund, die erhalten oder neu (bzw. wieder-) entwickelt werden sollen. Das ist z. B. die Vermeidung lateraler Stofftransporte durch Einbau abtragsbremsender Strukturen in einer Ackerbaulandschaft, die Initiierung von Torfwachstum in Mooren, die Regulierung unerwünschter Stickstoffüberschüsse durch Eingriff in den landwirtschaftlichen Betrieb oder das Ermöglichen von Artenwanderungsprozessen.

Da die erwünschte Qualität von Objekten und Funktionen bei Renaturierungen oft nur langfristig erreichbar ist, werden häufig die Maßnahmen selbst zum Ziel: In Landschaftsplänen oder Pflege- und Entwicklungskonzepten findet sich deshalb etwa „Aushagerung“, „Wiedervernässung“, „ungestörte Entwicklung“ u.ä., während die eigentlich erstrebenswerte Ressourcenqualität nur sehr vage umschrieben wird („artenreiche Feuchtwiesen“, „Reduktion des N-Austrags“ usw.).

Das in § 1 des deutschen Naturschutzgesetzes enthaltene Renaturierungsgebot (dort als Entwicklung bezeichnet) zeigt seinen umfassenden Ansatz besonders deutlich bei Mooren, da diese – ähnlich wie Stillgewässer – einen besonderen, eigenständigen Charakter im landschaftlichen Ökosystemgefüge aufweisen und als Input/output-Systeme durch vergleichsweise eindeutige, gut nachvollziehbare Beziehungen mit ihrer Umgebung verknüpft sind. Hier geht es nicht nur um einzelne Arten und nicht nur um Bodenschutz (wobei sich im klassisch-segregierenden Verfahren Naturschutz- und Landwirtschaftsverwaltung die Aufgaben ohne Absprachen zu teilen pflegen), sondern um einen Ansatz, der übergreifend Objekt-bezogen (Gewässer-, Boden- und Artenschutz) und funktional ausgerichtet ist: Niedermoorrenaturierung hat deshalb zum Ziel, die Funktionsfähigkeit des gesamten Lebensraums im Sinn einer integrierten Naturschutzpolitik (PFADENHAUER 1991) zu verbessern, also den Torfschwund zu reduzieren, die Retentionsleistung für Fremdwasser zu erhöhen, einen umweltentlastenden Abbau überschüssiger Nährstoffe zu fördern, die Ausbreitung moortypischer Arten und Lebensgemeinschaften zu ermöglichen usw.

Wichtiger ist dabei, daß auf der Basis der regionalen Situation des jeweiligen Niedermoors Leitbilder entwickelt werden, die nicht (nur) historischen Vorbildern hinterherlaufen (im Sinne einer Moor-Regeneration), sondern unter Berücksichtigung künftiger Entwicklungen auch ungewöhnliche Strategien bei Renaturierungskonzepten und ihrer Durchführung zulassen. So könnte man sich durchaus vorstellen, daß degradierte Niedermoores als Entsorgungsräume für Nährstofffrachten aus Ballungsgebieten dienen könnten, sofern die örtliche Siedlungsstruktur

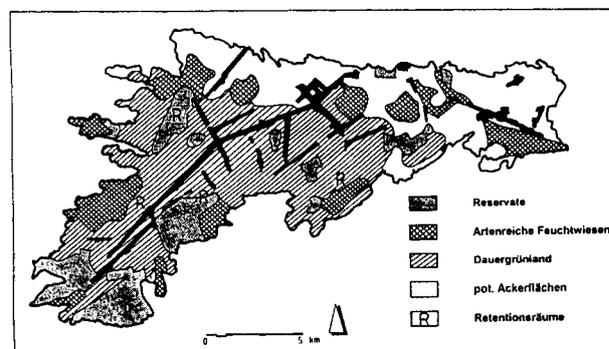
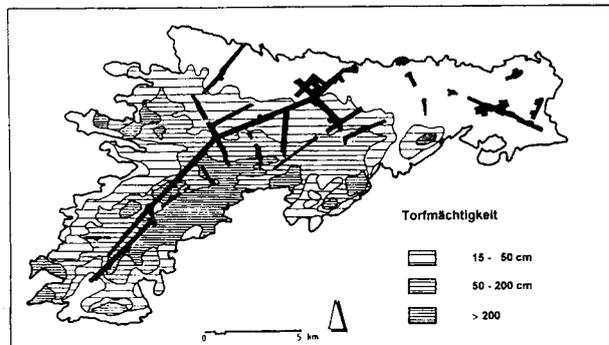
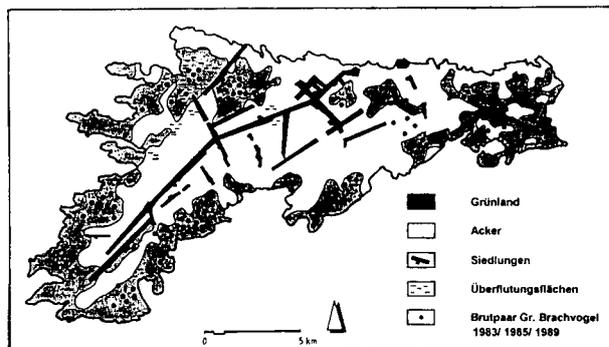
bilds für einen  
 mlich nach Ob-  
 r hier Kompar-  
 den, Gewässer  
 bzw. Leitarten  
 biozönoten, be-  
 maximal tole-  
 Dabei orientiert  
 ndernorts. Beim  
 rund, die erhal-  
 eidung lateraler  
 ulandschaft, die  
 Stickstoffüber-  
 hen von Arten-

en oft nur lang-  
 dschaftsplänen  
 ung“, „Wieder-  
 benswerte Res-  
 an“, „Reduktion

ot (dort als Ent-  
 bei Mooren, da  
 rakter im land-  
 n vergleichswei-  
 nüpft sind. Hier  
 ch im klassisch-  
 Aufgaben ohne  
 Objekt-bezogen  
 ermoorrenaturie-  
 as im Sinn einer  
 en Torfschwund  
 weltentlastenden  
 r Arten und Le-

en Niedermoores  
 erlaufen (im Sin-  
 wicklungen auch  
 ung zulassen. So  
 rgungsräume für  
 iedlungsstruktur

dies zuliebe; solche Flächen von mehreren tausend Hektar Größe hätten wegen ihres hohen Nahrungsangebots und einer weitgehenden Störungsfreiheit vermutlich eine gigantische Sogwirkung auf durchziehende Vogelarten. Die Pflanzendecke würde sich in ein Mosaik aus Röhrichten, Großseggenrieden, periodisch offenen Wasserflächen und Moorwäldern verwandeln. Partiiell würde Torfwachstum einsetzen. Andernorts, vielleicht sogar in Kombination damit, wäre der Anbau nachwachsender Rohstoffe künftig interessant. Hier bietet sich im polytrophen Milieu *Typha latifolia* an, eine Pflanze hoher Stoffproduktion und ausgezeichneter Eigenschaften als Ausgangsprodukt für die Herstellung von Dämmstoffen (GELLER mdl.). Solche Renaturierungsziele verbinden Schutz- und Nutzungsinteressen und wären auch langfristig effizient.



**Abb. 2**  
 Ableitung des Entwicklungskonzepts  
 Donaumoos bei Ingolstadt (unten)  
 aus dem Vorkommen von Acker-,  
 Grünland-, Überflutungs- und  
 Wiesenbrütergebieten (oben) sowie  
 der Torfmächtigkeit (Mitte).  
 Nach PFADENHAUER & al. (1991),  
 stark vereinfacht und schematisiert.

Weniger visionär sind die Renaturierungsziele in süddeutschen Niedermooren, wo sich großflächige Konzepte schon wegen der Besitzstruktur kaum realisieren lassen. Trotzdem ist ein integriertes Vorgehen möglich, wenn auch nicht ohne ein gut ausgestattetes Förderprogramm (s. Abschnitt 4). Ein Beispiel ist das Donaumoos bei Ingolstadt (Abb.2). Seit Beginn der Kultivierung vor rund 200 Jahren verschwanden hier rund 5000 ha Moorfläche im Norden und Osten; der verbliebene Torfkörper ist mit rund 110 km<sup>2</sup> immer noch eine der größten Torflagerstätten Süddeutschlands. Um die Siedlungsbänder entlang der alten Entwässerungskanäle ist das Moor überwiegend ackerbaulich genutzt (Kartoffeln, Mais, Wintergetreide); auf den mächtigen Torfschichten am Südrand und in Gebieten mit Hangwassereinspeisung aus der Umgebung finden sich auch heute noch ausgedehnte Grünlandflächen (überwiegend dreimal jährlich genutzte Wiesen, z.T. Saatgrasland). Torfsackung und -schwund verschlechterten v.a. im Nordwesten die Vorflut, so daß im Frühjahr und nach Starkregen große Flächen überflutet werden. Auf rund 16 km<sup>2</sup> ist mit zeitweiliger Vernässung durch Grundwasseranstieg zu rechnen. Außer einigen Brutvorkommen des Großen Brachvogels ist das Donaumoos aber äußerst arm an moortypischen Arten und Lebensgemeinschaften; mit Feuchtezeigern angereicherte Wiesen nehmen nur knapp 3,2 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche ein.

Die Konzeption für die mögliche künftige Entwicklung hatte zu berücksichtigen, daß rund 10 000 Menschen im Gebiet leben und etwa 1100 bäuerliche Betriebe noch 90 % des Donaumooses bewirtschaften (Stand 1986). Deshalb wurde vorgeschlagen, auf der überwiegenden Fläche des Gebiets eine – wenn auch extensive – landwirtschaftliche Bodennutzung beizubehalten. Vor allem in Gebieten mit Torfmächtigkeiten von > 1m soll aber Acker- in Grünlandnutzung überführt werden, um den Torfschwund wenigstens auf die Hälfte zu reduzieren (vgl. Tab. 1). In Wiesenbrüteregebieten sind zwei-schürige, kräuterreiche, relativ ertragsschwache Wiesen das Ziel; andernorts können Grünlandgebiete als Retentionsräume für Überschußwasser dienen (winterliche Überflutungen). Vorgesehen ist die Einrichtung von Reservaten durch Herausnahme der Nutzung v.a. in Gebieten mit hoher Moormächtigkeit sowie mit derzeit schon eingeschränktem Wasserabfluß.

### 3. Maßnahmen und Entwicklungsprognosen

Die in Abb. 2 dargestellten Ziele lassen sich zwar noch weiter spezifizieren (wie im Originalgutachten für das Donaumoos auch der Fall; PFADENHAUER & al. 1991); auf die Angabe von Mindeststandards wurde aber verzichtet. So werden für die als „Reservate“ ausgewiesenen Flächen Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung und Wiedervernässung im Lauf der nächsten 30 Jahre gefordert; Ziele sind also hier die Maßnahmen und nicht bestimmte Ressourcenqualitäten. Das gilt auch für die übrigen Teilgebiete des Donaumooses im Entwicklungskonzept.

Der Grund hierfür ist wohl allgemein einleuchtend: Wir sind in der Regel gar nicht in der Lage, detaillierte Eigenschaften von Lebensgemeinschaften oder ökosystemaren Funktionen exakt und in überschaubarer Zeit herzustellen. Die Diskussion um die Effizienz bestimmter Mindestgrößen für Tierpopulationen (HOVESTADT & al. 1991) oder um die Breite von Kompensationsstreifen an Gewässern zeigt diese Schwierigkeit deutlich. Statt dessen beschränken wir uns darauf, unter Berücksichtigung der regionalen Situation Renaturierungsverfahren

vorzuschlagen, die sich nach bisherigem Kenntnisstand positiv (im Sinne der Naturschutzgesetze) auf die Ressourcenqualitäten auswirken.

Zu diesen Renaturierungsverfahren gehören im wesentlichen zwei mehr oder minder wechselseitig kombinierbare Schritte, nämlich erstens die Wiedervernässung und zweitens das Einbringen moortypischer Pflanzenarten (Artenanreicherung) im Verbund mit extensiver Grünlandbewirtschaftung.

### 3.1 Wiedervernässung

Unter Wiedervernässung werden alle Maßnahmen zusammengefaßt, die zu einer ganzjährigen oder nur während des Winterhalbjahres wirksamen Wassersättigung im Wurzelraum führen. Nach EGGELSMANN (1989) sind dies Grabenanstau, Grabeneinstau, Überstauung und diverse Rieselfverfahren. Beim Grabenanstau wird der Abfluß durch Staueinrichtungen eingeschränkt; die Flächen sind dann nur im Winterhalbjahr stellenweise (nämlich in den Sackungsmulden) überflutet. Im Sommer sinkt das Grundwasser transpirationsbedingt soweit ab, daß eine extensive Wiesen- oder Weide-Nutzung möglich ist. Das Renaturierungsziel sind  $\pm$  artenreiche Sumpfdotterblumenwiesen oder weideresistente, flutrasenähnliche Pflanzenbestände.

Bei Grabeneinstau wird vor allem Wasser zurückgehalten, das aus höher gelegenen Flächen zufließt oder eingeleitet wird. Voraussetzung ist, daß genügend Fremdwasser zur Verfügung steht, das mit ausreichendem Gefälle (und entsprechend hohem Druck) in das vorhandene Graben- (oder Drän-)system eingeleitet werden kann. Hier handelt es sich also – in Umkehrung der Entwässerung – um eine echte Bewässerung, mit deren Hilfe Grundwasserschwankungen wohl auch eher als mit Grabenanstau gedämpft werden können (Abb. 3). Sofern es gelingt, den Wasserstand bis an oder knapp über die Bodenoberfläche anzuheben, könnte das Renaturierungsziel sogar Torfneubildung sein. Da der vermulmte Oberboden wegen der intensiven Vornutzung mit Phosphat und Kalium angereichert ist, dürften sich zunächst hochproduktive Röhrichte und Seggenriede etablieren (z. B. mit *Typha latifolia*, *Glyceria maxima*, *Phalaris arundinacea*, *Carex gracilis* u.a.). Welche dieser Arten jeweils zur Dominanz gelangt, hängt in erster Linie davon ab, ob sie im Ausgangsbestand vorhanden ist oder nicht. Die Bedeutung dieser „Initial floristic composition“ (EGLER 1954) für das Artenspektrum eines Sukzessionsstadiums ist ein allgemein gültiges Prinzip; es wird bei der Moorrenaturierung immer wieder beobachtet, gleichgültig, ob es sich um ungestörte Bracheentwicklung handelt (z. B. ROSENTHAL 1992) oder um Aushagerungsprozesse (KAPFER 1988). Die genannten Arten sind übrigens vielfach Phalanx-Dominanzstrategen (STÖCKLIN 1992) mit hoher klonaler Integration und der Fähigkeit, rasch individuenreiche und dichte Bestände aufzubauen. Sie verhindern dadurch häufig die Weiterentwicklung mit Gehölzen u.U. über Jahrzehnte hinweg.

Für eine geregelte Überstauung ist nach EGGELSMANN (1989) eine Art von Polderlandschaft nötig: Die durch Dämme abgegrenzten Polder müssen mit Einlaß- und Abfaßbauwerken versehen werden. Ähnlich wie bei Rieselfverfahren (mit Zuleitern und höhenlinienparallelen Rieselfrinnen) sind hier also größere Erdbewegungen nötig. Das Ziel wäre die Beendigung des Torfschwunds, eventuell in Kombination mit dem Anbau von Rohrkolben-

Röhrichte als nachwachsender Rohstoff, die in den Poldern während des Winters geerntet werden könnten. Rieselfverfahren sind denkbar zur Renaturierung von entwässerten Quellmooren auf geneigter Oberfläche.

Alle genannten Verfahren der Wiedervernässung von Niedermooren wurden bisher – im Gegensatz zu Regenmooren – noch nicht wissenschaftlich erprobt. Sie scheitern häufig schon an den Besitzverhältnissen; die kleinflächige Parzellierung der (westdeutschen) Niedermoore läßt einen Graben- oder Dränanstau oft überhaupt nicht zu, weil irgendein Anrainer Schäden am eigenen Besitz befürchtet und in den wasserrechtlichen Genehmigungsverfahren Einspruch erhebt. Deshalb beschränkt sich eine Wiedervernässung häufig auf wenig professionell ausgeführte lokale Anstaumaßnahmen mit zweifelhaftem Erfolg und geringer Flächenwirkung. Sind andernfalls Einsprüche nicht zu erwarten, etwa wenn sich das gesamte Planungsgebiet in einer Hand befindet und der Eigentümer mit den Folgewirkungen einverstanden ist, könnten Moore in größerem Umfang wiedervernäßt und die Flächenwirksamkeit etwa auf die Entwicklung von Populationen untersucht werden. Ein vom Bundesforschungsminister finanziertes Verbundvorhaben mit dem Titel „Ökosystemmanagement von Niedermooren“ soll hierzu Ergebnisse liefern (s. Abschnitt 4).

**Abb. 3**  
Schematische Darstellung der Auswirkung verschiedener Wiedervernässungsmaßnahmen in Niedermooren.

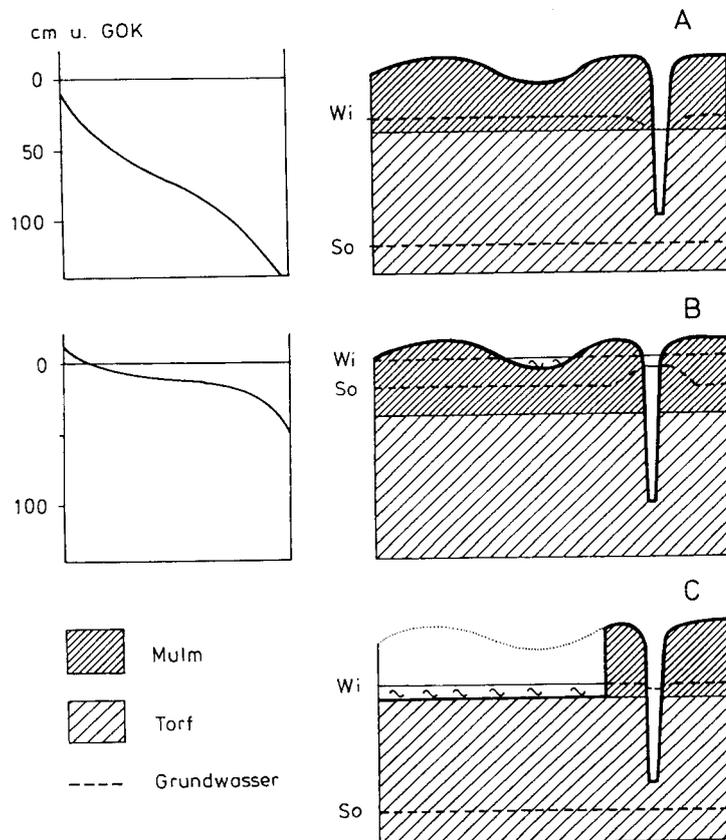
A = Zustand bei Grabenentwässerung mit Grundwasserstand im Sommer (So) und Winter (Wi),

B = Zustand bei Grabeneinstau mit reichlich Fremdwasserzufuhr,

C = Zustand bei Bodenabtrag ohne Regulierung des Grundwasserstands.

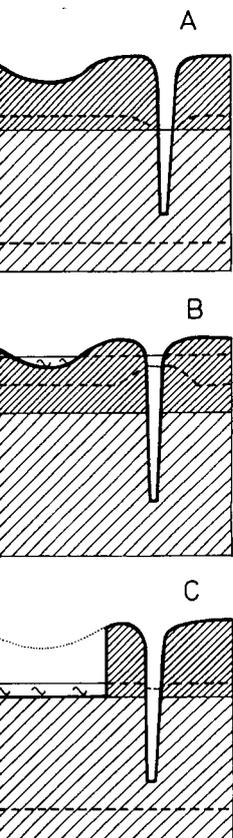
Links: Grundwasserüberschreitungs-Dauerlinien für A (oben) und B (unten).

A und B nach EGGELSMANN (1989), etwas verändert.



des Winters geerntet  
entwässerten Quell-

werden bisher – im Ge-  
bitern häufig schon an  
tschen) Niedermoore  
ein Anrainer Schäden  
gungsverfahren Ein-  
auf wenig professio-  
nd geringer Flächen-  
ann sich das gesamte  
gewirkungen einver-  
Flächenwirksamkeit  
m Bundesforschungs-  
agement von Nieder-



Bei fehlender Großflächigkeit wird als Alternative zum Grabenan- oder -einstau öfter empfohlen, den Torf bis zum Kapillarsaum des Grundwassers abzutragen, also einen Torfstich zu simulieren. Dieses Verfahren (das sich im Donaumoos in der Erprobungsphase befindet) ist allerdings zur Wiedervernässung nur dann geeignet, wenn der Moorwasserspiegel mit nur wenigen Dezimetern jährlicher Schwankungsbreite in erreichbarer Tiefe liegt (SCHUCKERT & al. 1992). Das ist der Fall in manchen Hochmoor-Torfstichen, die von gesackten und dadurch verdichteten Torfrücken umgeben und deshalb hydraulisch isoliert sind (PFADENHAUER & KINBERGER 1985, POSCHLOD 1990). In entwässerten Niedermooren ist aber der Moorwasserstand ohne zusätzliche Einstaumaßnahmen nicht zu stabilisieren, so daß der Wurzelraum nur vorübergehend (je nach Abtragungstiefe) wassergesättigt ist (Abb. 3). Außerdem ist die Verwendung des abgetragenen Materials zum Auffüllen von Sackungsmulden auf den Feldern der Umgebung oder zur Bodenverbesserung frischer Straßenböschungen wegen des hohen P- und N-Gehalts nicht unproblematisch, so daß Bodenabtrag in Niedermooren eigentlich nur kleinflächig zur Entwicklung heute seltener und bedrohter Magerwiesentypen (Pfeifengraswiesen, Kleinseggenriede) in Frage kommt.

### 3.2 Artenanreicherung

Wiedervernässung in ihrer extremsten Form, nämlich als ganzjährig wirksame Anhebung des Moorwasserspiegels an die Bodenoberfläche, hat die Beendigung jeder Nutzung zur Folge. Außerhalb solcher Gebiete mit Reservatscharakter soll im Donaumoos und auch in anderen renaturierungsbedürftigen Niedermooren eine möglichst ressourcenschonende Landbewirtschaftung etabliert werden. Bisher entwickelte Vorstellungen hierzu bedürfen in manchen Punkten noch der Nachprüfung hinsichtlich ihrer langfristigen Auswirkungen sowohl auf die Ressourcenqualität als auch auf die Struktur und Einkommenssituation der landwirtschaftlichen Betriebe. Nach übereinstimmend geäußerten Zielvorstellungen für (in Kultur verbleibende) Niedermoore (vgl. z. B. KUNTZE 1983, PFADENHAUER 1988) sollen Ackerflächen und Saatgrasland in Dauergrünland überführt und dieses dann so bewirtschaftet werden, daß sich – bei reduziertem Ertrag – feuchtwiesentypische Arten ausbreiten oder neu etablieren können. Vorbild sind hierfür in der Regel 2schürige Sumpfdotterblumenwiesen des Verbands Calthion mit ihrem hohen Anteil an Kräutern und nässezeigenden Cyperaceen, wie sie im Alpenvorland oder in Überschwemmungsgebieten der Flüsse noch vereinzelt vorkommen. Da sie sich im Frühjahr langsamer entwickeln als intensiv genutztes Grünland, verspätet sich der erste Schnitt; dies wiederum kommt wiesenbrütenden Vogelarten zugute.

Um dieses Ziel zu erreichen, sind drei Schritte nötig, nämlich erstens Aushagerung, zweitens Etablierung der gewünschten Arten und drittens eine vorsichtige Aufdüngung. Auf die ersten beiden Schritte soll hier in ihrer Bedeutung für den Renaturierungserfolg näher eingegangen werden.

Zum Prozess der Aushagerung sind in den vergangenen 15 Jahren eine Reihe von Arbeiten durchgeführt worden, so daß man über die Verfahrensweisen ziemlich gut unterrichtet ist (WOLF 1979, EGLOFF 1986, KAPFER 1988, BAKKER 1989, BRIEMLE & al. 1991, ROSENTHAL 1992). Zwei- bis dreimalige Mahd ohne Düngung mit Abfuhr des Mähguts schwächt je nach P- und K-Bevorratung im Niedermoor innerhalb weniger Jahre nährstoffbedürftige Futtergräser und -kräuter, fördert andererseits niedrigwüchsige Magerkeitszeiger.

Welche davon nach fünf bis zehnjähriger Aushagerung die Oberhand gewinnen, hängt vom Allgemeinklima, von der Diasporenbank und der Artenzusammensetzung zu Beginn des Verfahrens ab: Im niederschlagsreichen Klima des Alpenrands werden die oberen Torfschichten innerhalb weniger Jahre soweit ausgewaschen, daß sich auf der versauerten Bodenoberfläche Teppiche aus verschiedenen azidophytischen Moosen ansiedeln; bei höherer Bodenfeuchte können sich sogar Sphagnen etablieren, die die Entwicklung zum Zwischenmoor einleiten. In den alpenferneren Landschaften ist das Endstadium des Aushagerungsprozesses eine ertragsschwache Wiese aus regenerationsfreudigen Untergräsern wie *Anthoxanthum odoratum*, *Holcus lanatus* oder *Festuca rubra*. Feuchtwiesenpflanzen treten nur dann auf, wenn sie entweder im Ausgangsbestand schon vorhanden waren oder ihre keimfähigen Samen die Intensivierungsphase im Boden überdauern konnten. Vor allem auf ehemaligen Acker- und Saatgraslandflächen besteht die Samenbank aber einseitig aus ruderalen Arten (wie *Stellaria media*, *Capsella bursa-pastoris*); die regelmäßige Bodenbearbeitung führt dazu, daß auch langlebige Diasporen der für Feuchtgrünland charakteristischen Kräuter und Seggen (die eine permanente Samenbank bilden; Tab. 2) nach wenigen Jahren im Boden nicht mehr nachzuweisen sind. Lediglich in intensiviertem Dauergrünland bleiben Samen z. B. von *Juncus*- und *Carex*-Arten erhalten; ihre Anzahl ist aber meist zu gering, als daß sie noch ein Potential für die Wiederbesiedlung wären (PFADENHAUER & MAAS 1987).

Unter dieser Prämisse müssen also nach erfolgreicher Aushagerung Diasporen von Feuchtwiesenarten einwandern oder eingeschleppt werden, in ausreichender Anzahl keimen und sich im ausgehagerten Bestand etablieren. Hieraus ergeben sich Fragen nach der Art und Effizienz der Fernausbreitung und nach der optimalen Etablierungsweise.

Die natürliche (d. h. nicht vom Menschen beeinflusste) Fernausbreitung (definitionsgemäß Verfrachtung von Samen in über 100 m Entfernung von der Mutterpflanze; LUFTENSTEINER 1982) von Feuchtwiesenarten über die Medien Luft, Wasser oder Tiere ist lokal äußerst unterschiedlich und kann kaum quantifiziert werden. Bei einigen Arten der Tab. 2 ist sie theoretisch möglich, v. a. bei den schwimmfähigen Utriculi der *Carex*-Arten; wieviele Samen aber in welcher Zeit bis zu welcher Entfernung tatsächlich verdriftet werden, und wieviele davon keimen oder wieviele Keimlinge überleben, läßt sich kaum angeben (HARPER 1977). Zudem ist wohl die Rolle von fließendem Wasser als Ausbreitungsmedium durch Bach- und Flußregulierungen weitgehend minimiert. Für Grünlandvegetation dürfte die Fernausbreitung deshalb durch den wirtschaftenden Menschen schon immer die größte Rolle gespielt haben. Nachweislich ist der Prozess der Heuernte ein wichtiger Faktor für das Verschleppen von Diasporen (für *Rhinanthus* s. BORG 1985). Eigene Untersuchungen (n.p.) zeigen, daß das Herausrechnen von Mähgut aus Kopfbinsenrieden (ungeplant) zur Ausbreitung und dauerhaften Ansiedlung von *Dactylorhiza majalis* und *Aquilegia atrata* auf einem ehemaligen Acker geführt hat. Effizient ist das Ausbringen von Mähgut in dünner Schicht auf abgetragenem Niedermoortorf im Donaumoos: Nach zwei Jahren haben sich aus dem Samenvorrat des herbstlichen Schnitrguts von Pfeifengraswiesen der Umgebung zahlreiche Vertreter des Molinion, auch Raritäten wie *Serratula tinctoria* oder *Viola stagnina* etabliert, obwohl derzeit noch ruderale Ackerwildkräuter und Arten der Flutrasen die Mehrheit des Pflanzenbestands ausmachen (Tab. 3). Auf einer älteren Versuchsfläche konnten sich nach fünf Jahren sogar zahlreiche Individuen von *Epipactis palustris* ansiedeln. Wenn auch die Dauerhaftigkeit des Artenbestandes in diesen Fällen nur durch eine, der Streumahd nachgeahmten Pflege möglich ist (PFADENHAUER 1989), so zeigen die Beispiele doch die Bedeutung einer (bewußten oder

gewinnen, hängt vom  
 ung zu Beginn des Ver-  
 e oberen Torfschichten  
 erten Bodenoberfläche  
 höherer Bodenfeuchte  
 wischenmoor einleiten.  
 ungsprozesses eine er-  
 anthoxantum odoratum,  
 ur dann auf, wenn sie  
 eimfähigen Samen die  
 ehmaligen Acker- und  
 en Arten (wie Stellaria  
 g führt dazu, daß auch  
 ter und Seggen (die ei-  
 Boden nicht mehr nach-  
 amen z. B. von Juncus-  
 daß sie noch ein Potenti-

Diasporen von Feucht-  
 der Anzahl keimen und  
 en nach der Art und Ef-  
 se.

tung (definitionsgemäß  
 anze; LUFTENSTEINER  
 ere ist lokal äußerst un-  
 n der Tab. 2 ist sie theo-  
 -Arten; wieviele Samen  
 et werden, und wieviele  
 egeben (HARPER 1977).  
 edium durch Bach- und  
 dürfte die Fernausbrei-  
 größte Rolle gespielt ha-  
 ür das Verschleppen von  
 n (n.p.) zeigen, daß das  
 sbreitung und dauerhaf-  
 inem ehemaligen Acker  
 nicht auf abgetragenen  
 s dem Samenvorrat des  
 reiche Vertreter des Mo-  
 etabliert, obwohl derzeit  
 eit des Pflanzenbestands  
 nach fünf Jahren sogar  
 die Dauerhaftigkeit des  
 geahmten Pflege möglich  
 ung einer (bewußten oder

unbewußten) Anthropochorie. Hieraus leitet sich die Berechtigung ab, durch Pflanzung oder Ansaat autochthonen Materials den Renaturierungserfolg zu verbessern. In diesem Fall würde man Mähgut auf gefräste und damit weitgehend vegetationsfreie Teilparzellen ausbringen und nach Etablierung der gewünschten Arten für weitere Ausbreitung mit Hilfe der Heuerten sorgen.

Über Etablierungsstrategien von Feuchtwiesenarten ist allerdings recht wenig bekannt; in artenreichen Feuchtwiesen dürfte der positiven Interaktion zwischen Pflanzenarten sowie zwischen Tier- und Pflanzenarten eine ganz entscheidende Rolle zukommen (GIGON 1993). So ist die Koexistenz durch Zwergwüchsigkeit ein möglicher Weg der Einnischung niedrig-

	Merkmale vegetativer Ausbreitung			Merkmale generativer Ausbreitung				
	a	b	c	d	e	f	g	h
<b>Gruppe 1</b>								
<i>Typha latifolia</i>	G rhiz b	WG	Phalanx-Dom.	anemo-	+	ps/pm	L = D	V/S
<i>Phalaris arundinacea</i>	G rhiz l	WG	Phalanx-Dom.	anemo-	+	?	?	Vs
<i>Glyceria maxima</i>	H rept rhiz l	WG	Phalanx-Dom.	nauto-	+	ps ?	?	Vs
<b>Gruppe 2</b>								
<i>Filipendula ulmaria</i>	H rept rhiz l	-	Phalanx-Dom.	sema-	-	pm	L = D	V/S
<i>Caltha palustris</i>	H caesp	WG	aklonal	nauto-	+	vg	?	vS
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	H sem rhiz	-	aklonal	sema-	-	ps/pm	L > D	vS
<b>Gruppe 3</b>								
<i>Carex panicea</i>	G/H rhiz	WG	Guerilla-Expans.	nauto-	+	pm	L > D	V/S
<i>Molinia caerulea</i>	H caesp	-	Phalanx-Kons.	sema-	-	vg/ps	L = D	V/S
<i>Pinguicula vulgaris</i>	H ros	WG	aklonal	sema-	-	vg/ps	L = D	S
<i>Parnassia palustris</i>	H ros	-	aklonal	sema-	-	vg	L = D	S
<i>Leontodon hispidus</i>	H ros	WG	aklonal	anemo-	+	vg/ps	L = D	S

**Tab. 2**

Einige Merkmale vegetativer und generativer Ausbreitung für Niedermoorpflanzen.

Gruppe 1 = Röhrichtarten polytropher Standorte,

Gruppe 2 = Stauden gedüngter Feuchtwiesen,

Gruppe 3 = Arten kalkoligotropher Reichmoore.

a = Lebens-/Wuchsformen nach ELLENBERG & MUELLER-DOMBOIS (1967),

b = überwinternde grüne Sproß-/Blatteile,

c = vegetative Ausbreitungsstrategien; hier Phalanx-Dominanz-, Guerilla-Expansions-, Phalanx-Konservativ-Strategie; Definition s. STÖCKLIN (1992),

d = Art der Diasporenausbreitung, ergänze -chor (nach MÜLLER-SCHNEIDER 1986, GRIME & al. 1988),

e = Fernausbreitung möglich (+) oder nicht möglich (-),

f = Samenbank (vg = vorübergehend, ps = persistent, pm = permanent;

nach MAAS 1989, PFADENHAUER & MAAS 1987, ROSENTHAL 1992, SCHOPP-GUTH 1993),

g = Keimung im Licht (L) oder/und im Dunkeln (D),

nach MAAS (1987, 1989), GRIME & al. (1988),

h = Präferenz für vegetative (V) oder generative (S) Ausbreitung.

**Tab. 3**  
 Erfolgskontrolle (Sommer 1993)  
 des Auftrags von Mähgut aus  
 Pfeifengraswiesen der Donau-  
 niederung auf Abtragungsflächen  
 im Donaumoos.  
 Ernte und Auftrag am 26. 09. 91.  
 Angegeben ist die durchschnitt-  
 liche Individuenzahl pro m<sup>2</sup>. 1 – 4:  
 Verschiedene Parzellen mit 20 cm  
 Bodenabtrag.  
 Daten aus Diplomarbeit von  
 F. MAYER, Lehrstuhl für Land-  
 schaftsökologie II,  
 Freising-Weihenstephan, n.p.  
 Die Unterschiede zwischen den  
 Parzellen resultieren aus verschie-  
 denen Herkünften des Mähguts.

Parzelle-Nr.	1	2	3	4
<b>Gruppe 1</b>				
<i>Molinia caerulea</i>	35	35	7	26
<i>Juncus articulatus</i>	2	10	2	14
<i>Thalictrum flavum</i>		17	93	1
<i>Lychnis flos-cuculi</i>		20	9	1
<i>Potentilla erecta</i>	26			
<i>Serratula tinctoria</i>		41		
<i>Selinum carvifolia</i>		13		
<i>Galium palustre</i>	7	62		
<i>Viola stagnina</i>		28		
<i>Mentha aquatica</i>		3		108
<i>Succisa pratensis</i>	7			33
<i>Inula salicina</i>			6	8
<i>Galium boreale</i>				12
<b>Gruppe 2</b>				
<i>Agrostis stolonifera</i>	90	43	34	50
<i>Trifolium repens</i>	4	146	128	7
<i>Polygonum aviculare</i>	19	19	10	
<i>Ranunculus repens</i>	16	87	173	
<b>Gruppe 3</b>				
<i>Cerastium holosteoides</i>	226	24	91	20
<i>Cirsium arvense</i>	16	5	8	14
<i>Taraxacum officinale</i>	33	113	60	22

wüchsiger, aklonaler Rosetten- und Semirosetten-Hemikryptophyten (Tab. 2): Sie wird durch Nährstoffmangelstreß und durch Störung (Mahd, Beweidung) hervorgerufen und ermöglicht ein Nebeneinander von mehr Arten pro Flächeneinheit als bei guter Nährstoffversorgung. Dies ist ja auch der Sinn einer Aushagerung. Ein Beispiel ist der Versuch, niedrigwüchsige Arten wie *Primula farinosa*, *Pinguicula vulgaris*, *Carex panicea* in Pfeifengraswiesen durch Einsaat neu zu etablieren (MAAS 1988). Diese Maßnahme hatte nur Erfolg, wenn die zur Dominanz neigende Matrix-Art *Molinia caerulea* durch Sommermahd zu niedrigem und lückigem Wuchs gezwungen wurde. Hier sind also Bestandeslücken entscheidend für den Etablierungserfolg. Managementverfahren, die immer wieder Lücken erzeugen und dominante Arten schwächen, erweisen sich deshalb für die Renaturierung von Feuchtwiesen als besonders effizient. Möglicherweise fördern sogar Narbenschäden durch winterliche Überflutung die Ansiedlung einiger der gewünschten Arten (KUNDEL 1993). Für beweidetes (ertragsschwaches) Niedermoorgrünland gilt dies wohl eher nicht; die häufig flutrasenähnlichen

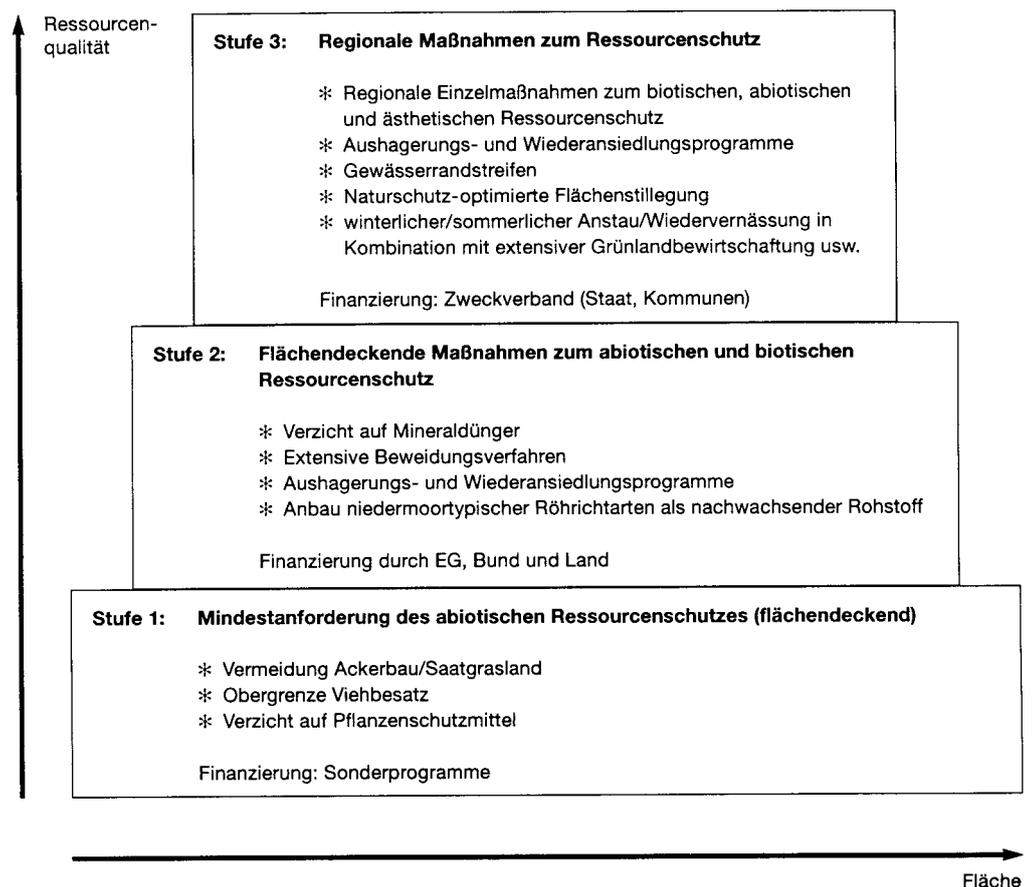
2	3	4
35	7	26
10	2	14
17	93	1
20	9	1
41		
13		
62		
28		
3		108
		33
	6	8
		12
43	34	50
146	128	7
19	10	
87	173	
24	91	20
5	8	14
113	60	22

Tab. 2): Sie wird durch gerufen und ermöglicht Nährstoffversorgung. Versuch, niedrigwüchsige Feifengraswiesen durch Erfolg, wenn die zur ahnd zu niedrigem und n entscheidend für den en erzeugen und domi- y von Feuchtwiesen als durch winterliche Über- 33). Für beweidetes (er- ufig flutrasenähnlichen

Pflanzenbestände mit Poa-, Agrostis-Arten, Deschampsia cespitosa, und einigen Kriech-Hemikryptophyten, auf sehr extensive Beweidung eingestellt, bleiben relativ artenarm; Beweidung mit Extensiv-Rinderrassen ist aber eine echte Alternative zur Milchviehhaltung, sofern die Trittfestigkeit des Torfbodens ausreicht.

#### 4. Umsetzung und Ausblick

Die Umsetzung naturschutzfachlicher Ziele in Niedermooren ist im Sinne einer integrierten Naturschutzpolitik nicht eine ausschließliche Aufgabe der Naturschutzbehörden, sondern auch eine Verpflichtung der Landwirtschaftsverwaltung. Sie muß in Abstimmung mit dem Naturschutz die Nutzung so regeln, daß sie in umweltschonender Weise durchgeführt wird. Was darunter zu verstehen ist, wurde in Abschnitt 2 schon dargelegt: Ackerbau und regelmäßiger Grünlandumbruch mit Neuansaat sind auf stickstoffreichen Moorböden nicht umweltverträglich, desgleichen verbieten sich eine zu intensive Viehhaltung und die Anwen-



**Abb. 4** Konzept einer integrierten Agrarumweltpolitik für Niedermoore. In Anlehnung an HEISENHUBER & HOFMANN (1992), modifiziert.

dung von Pflanzenschutzmitteln. Umgekehrt könnte eine Landbewirtschaftung, die auf diese Prinzipien Rücksicht nimmt, als „ordnungsgemäß“ bezeichnet werden. Der Folgerung des Zentralausschusses der Deutschen Landwirtschaft (ZDL) in seiner Stellungnahme zum Begriff „ordnungsgemäße Landwirtschaft“ von 1987 (mit Ergänzung 1993), daß nämlich mit „ordnungsgemäß“ diejenige Landbewirtschaftung und Tierhaltung bezeichnet wird, die dem jeweiligen agrarwissenschaftlichen Kenntnisstand entspricht und vom maßgeblichen Teil der landbaulichen Praxis bzw. der tierhaltenden Betriebe in der Bundesrepublik Deutschland angewendet wird, ist aus dieser Sicht äußerst kritisch zu begegnen. Eine allgemeingültige Konkretisierung des Begriffs ist ohnehin kaum durchführbar und auch wenig sinnvoll, weil regional völlig unterschiedliche Voraussetzungen vorliegen (HEISSENHUBER 1993).

In Anlehnung an ein Schema von HEISSENHUBER & HOFMANN (1992) wird deshalb für Niedermoore ein dreistufiges Konzept einer integrierten Agrarumweltpolitik vorgeschlagen (Abb. 4). Stufe 1 repräsentiert die generell für Niedermoore außerhalb von Reservaten anzustrebende „ordnungsgemäße Landbewirtschaftung“. Je nach Ausgangssituation wären dafür Umstellungsbeihilfen für die Landwirte aus Mitteln eines Sonderprogramms nötig, sofern wie im Donaumoos der Marktfruchtanbau mit hohen Deckungsbeiträgen vorherrscht. Denkbar wäre eine Kombination intensiver wirtschaftender Milchviehbetriebe im Voll- und Zuerwerb mit extensiv wirtschaftenden Rinderaufzucht- oder -mastbetrieben auf großen Flächen im Voll- und Zuerwerb, auf kleinen Betriebsgrößen auch im Nebenerwerb. Tausch, Zupachtung oder Ankauf von Flächen wären Aufgabe eines Zweckverbands.

Die in Stufe 2 vorgeschlagenen Maßnahmen entsprechen einer generellen Forderung nach Extensivierung der Landnutzung. Der Aufbau extensiver Beweidungsformen, wie sie derzeit im Havelluch bei Berlin und im Dümmergebiet erprobt werden, kann ebenso wie der Anbau nachwachsender Rohstoffe (unter Naturschutz-Auflagen zur Anbau- und Ernteweise) für eine Reihe von landwirtschaftlichen Betrieben künftig interessant sein.

In Stufe 3 sind schließlich Maßnahmen aufgeführt, die zusätzliche Entlastungen für abiotische Ressourcen vor allem in besonders empfindlichen Bereichen (Quell-, Überschwemmungsgebiete) erbringen und speziell wirksam für die Etablierung moortypischer Arten und Lebensgemeinschaften sind. Hier ist eine kommunale Eigenbeteiligung besonders wünschenswert. Die Definition der honorierbaren Umweltleistungen sollte dabei eher handlungs- als ergebnisorientiert sein (AHRENS 1992); dies entspricht dem auch hier verfolgten Maßnahmen-bezogenen Ansatz.

Abschließend sei auf das interdisziplinäre Forschungsprojekt „Ökosystemmanagement für Niedermoore“ hingewiesen, das vom Bundesminister für Forschung und Technologie finanziert ist. Es wird in vier Moorgebieten (Dümmer, Drömling, Rhin-Havelluch, Friedländer Große Wiese) als Verbundvorhaben aus Arbeitsgruppen verschiedener Universitäten (Göttingen, Braunschweig, Berlin, Greifswald, TU München), außeruniversitären Forschungseinrichtungen (Bodentechnologisches Institut Bremen, ZALF Müncheberg) und Fachrichtungen (Vegetation-, Tier-, Moorökologie, Bodenbiologie, Hydrologie, Landnutzungsplanung u.a.) durchgeführt. Untersucht wird die Wiedervernässbarkeit bisher landwirtschaftlich intensiv genutzter Niedermoore im Ozeanitäts-Kontinentalitäts-Gefälle des nord- und ostdeutschen Flachlands und die Auswirkungen verschiedener Wiedervernässungsverfahren auf Nährstoff, Wasserhaushalt, Tier-, Pflanzenarten, Lebensgemeinschaften sowie auf die Etablierung ver-

schiedener Landnutzungssysteme und ihre Umsetzung in agrar- und umweltpolitische Vorgaben. Es ist zu erwarten, daß aus diesem umfangreichen Forschungsansatz einige der hier aufgeworfenen Fragen beantwortet werden können.

### Literaturverzeichnis

- AHRENS, H., (1992): Gesellschaftspolitische Aspekte der Honorierung von Umweltleistungen der Landwirtschaft. – In Bayer. Staatsministerium f. Landesentwicklung und Umweltfragen (Hsg.): Untersuchung zur Definition und Quantifizierung landespflegerischer Leistungen der Landwirtschaft nach ökologischen und ökonomischen Kriterien und ihre Umsetzung in Umweltberatung und Agrarpolitik. – Materialien Umwelt & Entwicklung Bayern 84: 5 – 50.
- BAKKER, J.P., (1989): Nature management by grazing and cutting. – *Geobotany* 14: 400 S.
- BORG, S.J.T., (1985): Population biology and habitat relations of some hemiparasitic Scrophulariaceae. – *Handbook of Vegetation Science* 3: 463 – 487.
- BRIEMLE, G., EICKHOFF, D. & WOLF, R., (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 60: 160 S.
- EGGELSMANN, R., (1989): Wiedervernässung und Regeneration von Niedermoor. – *Telma* 19: 27 – 41.
- EGGELSMANN, R., (1990): Wasserregelung im Moor. – In K.H. Göttlich (Hsg.): *Moor- und Torfkunde*. – 3. Aufl., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 321 – 349.
- EGLER, F.E., (1954): Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old field vegetation development. – *Vegetatio* 4: 412 – 417.
- EGLOFF, T., (1986): Auswirkungen und Beseitigung von Düngungseinflüssen auf Streuwiesen. – *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 89: 183 S.
- ELLENBERG, H. & MÜLLER-DOMBOIS, D., (1967): Tentative physiognomic – ecological classification of plant formations of the earth. – *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 37: 21 – 55.
- FRANKEN, R.O.G., VIERSSEN, W. VAN & LUBBERDING H.J., (1992): Emissions of some greenhouse gases from aquatic and semi-aquatic ecosystems in the Netherlands and options to control them. – *The Science of Total Environment* 126: 277 – 293.
- GELLER, G., HABER, W., KLEYN, K. & LENZ, A., (1991): Bewachsene Bodenfilter zur Reinigung von Wässern (Abwässer, Grundwässer, Oberflächenwässer). – *Verhandl. Ges. f. Ökologie* 20: 477 – 486.
- GIGON, A., (1993): Positive Interaktionen bei Pflanzen in Trespens-Halbtrockenrasen. – *Verhandl. Ges. f. Ökologie* 22.
- GRIME, J.P., HODGSON, J.G. & HUNT, R., (1988): *Comparative plant ecology: A functional approach to common British species*. – Unwin Hyman, London: 742 S.
- HARPER, J.L., (1977): *Plant population biology*. – Academic Press, London.
- HEISSENHUBER, A., (1993): Kriterien einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung. – *Schriften Ges. Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus* 30: im Druck.

- HEISSENHUBER, A. & HOFMANN, H., (1992): Überlegungen zur Realisierung einer umweltschonenden Landbewirtschaftung. – In Bayer. Staatsministerium f. Landesentwicklung und Umweltfragen (Hsg.): Untersuchung zur Definition und Quantifizierung landespflegerischer Leistungen der Landwirtschaft nach ökologischen und ökonomischen Kriterien und ihre Umsetzung in Umweltberatung und Agrarpolitik. – Materialien Umwelt & Entwicklung Bayern 84:151 – 166.
- HOVESTADT, T., ROESER, J. & MÜHLENBERG, M., (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: 277 S.
- KAPFER, A., (1988): Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlands – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. – Diss. Bot. 120: 144 S.
- KLOKE, A., (1987): Umweltstandards – Material für Raumordnung und Landesplanung. – Veröff. Akademie Raumforschung und Landesplanung, Forschungs- und Sitzungsberichte 165: 133 – 177.
- KUNDEL, W., (1993): Grünlandentwicklung unter dem Einfluß winterlicher Überstauungen. – Verhandl. Ges. f. Ökologie 22: 103 – 110.
- KUNTZE, H., (1983): Probleme bei der modernen landwirtschaftlichen Moornutzung. – Telma 13: 137 – 152.
- LUFTENSTEINER, H.W., (1982): Untersuchungen zur Verbreitungsbiologie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich. – Bibl. Bot. 135: 68 S.
- MAAS, D., (1987): Keimungsansprüche von Streuwiesenpflanzen und deren Auswirkung auf das Samenpotential. – Diss. Techn. Univ. München, Freising-Weihenstephan: 172 S.
- MAAS, D., (1988): Keimung und Etablierung von Streuwiesenpflanzen nach experimenteller Aussaat. – Natur und Landschaft 63: 411 – 415.
- MAAS, D., (1989): Germination characteristics of some plant species from calcareous fens in southern Germany and their implications for the seed bank. – Holarctic Ecol. 12: 337 – 344.
- MÜLLER-SCHNEIDER, P., (1986): Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 85: 263 S.
- PFADENHAUER, J., (1988): Pflege und Entwicklungsmaßnahmen in Mooren des Alpenvorlandes. – Natur und Landschaft 63: 327 – 334.
- PFADENHAUER, J., (1989): Gedanken zur Pflege und Bewirtschaftung voralpiner Streuwiesen aus vegetationskundlicher Sicht. – Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 95: 25 – 42.
- PFADENHAUER, J., (1991): Integrierter Naturschutz. – Garten + Landschaft 2/91: 13 – 17.
- PFADENHAUER, J. & GANZERT, C., (1992): Konzept einer integrierten Naturschutzstrategie im Agrarraum. – In BAYER. STAATSMINISTERIUM F. LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hsg.): Untersuchung zur Definition und Quantifizierung von landespflegerischen Leistungen der Landwirtschaft nach ökologischen und ökonomischen Kriterien und ihrer Umsetzung in Umweltberatung und Agrarpolitik. – Materialien Umwelt und Entwicklung Bayern 84: 5 – 50.
- PFADENHAUER, J. & KINBERGER, M., (1985): Torfabbau und Vegetationsentwicklung im Kulbinger Filz (Region Südostbayern). – Ber. ANL (Laufen) 9: 37 – 44.
- PFADENHAUER, J., KRÜGER, G.-M. & MUHR, E., (1991): Ökologisches Gutachten Donaumoos – Konzept zur künftigen Landschaftsentwicklung. – Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz München 109: 83 S.

lisierung einer umwelt-  
um f. Landesentwicklung  
Quantifizierung landes-  
hen und ökonomischen  
arpolitik. – Materialien  
rf von Tierpopulationen  
enbasis zur Beurteilung  
bologischen Forschung 1:  
rünlands – Aushagerung  
g und Landesplanung. –  
chungs- und Sitzungsbe-  
rtlicher Überstauungen. –  
n Moornutzung. – Telma  
iologie von Pflanzenge-  
Bot. 135: 68 S.  
nd deren Auswirkung auf  
g-Weihenstephan: 172 S.  
zen nach experimenteller  
s from calcareous fens in  
– Holarctic Ecol. 12: 337  
flanzen Graubündens. –  
Mooren des Alpenvorlan-  
g voralpiner Streuwiesen  
desamt für Umweltschutz  
tschaft 2/91: 13 – 17.  
n Naturschutzstrategie im  
ESENTWICKLUNG UND  
Quantifizierung von lan-  
ch ökologischen und  
atung und Agrarpolitik. –  
tionsentwicklung im Kul-  
37 – 44.  
es Gutachten Donaumoos  
enreihe Bayer. Landesamt

- PFADENHAUER, J. & MAAS, D., (1987): Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlandes bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensität. – *Flora* 179: 85 – 97.
- PIRKL, A. & RIEDEL, B., (1991): Indikatoren und Zielartensysteme in der Naturschutz- und Landschaftsplanung. – In K. HENLE & G. KAULE (Hsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. – *Berichte aus der ökologischen Forschung* 4 : 343 – 346.
- POSCHLOD, P., (1990): Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsbiologischer Faktoren. – *Diss. Bot.* 152: 331 S.
- RINGLER, A., (1981): Feuchtgebiete Bayerns – Verluste, Bedeutung, Erhaltung. – *Tagungsberichte ANL (Laufen)* 10 : 25 – 113.
- ROSENTHAL, G., (1992): Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen – *Diss. Bot.* 182: 283 S.
- SCHIEFFER, B. & FÖRSTER, P., (1991): Zum Phosphataustrag aus einem vererdeten Niedermoorboden bei Gülleanwendung. – *VDLUFA-Schriftenreihe* 33: 158 – 163.
- SCHNEEKLOTH, H., (1990): Klassifizierung. – In: K.H. Göttlich (Hsg.): *Moor- und Torfkunde.* – 3. Aufl., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 59 – 64.
- SCHNEIDER, S. & SCHNEIDER, R., (1990): Verteilung der Moore auf der Erde. – In: K.H. Göttlich (Hsg.): *Moor- und Torfkunde.* – 3. Aufl., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 65 – 101.
- SCHOPP-GUTH, A., (1993): Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftung auf populationsbiologische Merkmale von Streuwiesenpflanzen und das Samenpotential im Boden. – *Diss. Bot.* 204: 165 S.
- SCHUCKERT, U., POSCHLOD, P. & PFADENHAUER, J., (1992): Torfstich im Niedermoor – ein Beitrag zum Arten- und Biotopschutz? – *Telma* 22: 253 – 265.
- STÖCKLIN, J., (1992): Umwelt, Morphologie und Wachstumsmuster klonaler Pflanzen – eine Übersicht. – *Bot. Helv.* 102: 3 - 21.
- SUCCOW, M., (1988): *Landschaftsökologische Moorkunde.* – VEB G. Fischer Verlag, Jena: 340 S.
- WOLF, G., (1979): Veränderung der Vegetation und Abbau der organischen Substanz in aufgegebenen Wiesen des Westerwaldes. – *Schr. Reihe f. Vegetationskunde* 13: 117 S.
- ZDL (Zentralausschuß der Deutschen Landwirtschaft) (1993): *Ordnungsgemäße Landwirtschaft.* – *Druckschrift:* 6 S.

Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer  
Technische Universität München  
Lehrstuhl für Landschaftsökologie II  
D-85350 Freising-Weihenstephan

Tel. 08161/71-3498

## Gedanken über die Möglichkeiten und Grenzen der Renaturierung von Regen-(Hoch-)mooren

Peter Poschlod, Marburg

### 1. Einleitung

Hoch- oder Regenmoore sind die letzten und vergleichsweise am geringsten anthropogen beeinflussten Elemente unserer ehemaligen Urlandschaft in der heutigen Kulturlandschaft (SUCCOW & JESCHKE 1986, SUCCOW 1988, POSCHLOD 1994a u.a.). Sie besaßen und besitzen vielfältige Funktionen sowohl auf der Landschaftsebene – die Akkumulationsfunktion (Torfbildung, Stoffentzug aus Kreisläufen und Speicherung; SUCCOW & JESCHKE 1986) und Retentionsfunktion (SCHMEIDL et al. 1970, INGRAM 1983) – als auch auf Zönosen- bzw. Artebene. Viele Lebensgemeinschaften und Arten der Regenmoore kommen nur dort in dieser Zusammensetzung bzw. fast ausschließlich dort (aber auch in Zwischenmooren) vor (Eiszeitrelikte wie *Betula nana*, *Sphagnum fuscum* u.a.). Schließlich sind sie ein durch ihre meist kontinuierliche Ablagerung und Speicherung von Pollen und Stoffen nicht unbedeutendes Archiv, mit dessen Hilfe das Klima (und die damit verbundene Vegetationsgeschichte; bspw. FRENZEL et al. 1991) und die Stoffeinträge (bspw. GÖRRES 1991) seit der letzten Eiszeit abgeleitet werden können. Unter dem Aspekt der Beurteilung der „Natürlichkeit“ momentaner Klimaschwankungen und -veränderungen (Treibhauseffekt) ist dies von nicht unwesentlicher Bedeutung.

Trotzdem sie gegenüber anderen Landschaftsteilen in vielen Fällen vergleichsweise gering durch den Menschen überprägt wurden, so hat doch in vielen Landschaften Mitteleuropas, v.a. den Niederlanden und Nordwestdeutschland eine so intensive Entwässerung und Nutzung dieser Regenmoore stattgefunden, daß die Funktionen vollständig verloren gegangen sind und man sie eigentlich nur mehr von geologischer Seite als Regen- bzw. Hochmoore oder Lagerstätten von Hochmoortorfen ansprechen kann (GÖTTLICH 1967ff, SCHNEEKLOTH & SCHNEIDER 1970ff, BORGER 1992). So finden wir in ganz Mitteleuropa keinen einzigen Hochmoorkomplex, der nicht vom Menschen in irgendeiner Weise beeinflusst oder überprägt worden ist. Deshalb werden überall Bemühungen unternommen, die noch verbliebenen Reste zu erhalten und wenn notwendig, weitgehend wieder in einen naturnäheren oder sogar den ursprünglichen Zustand zurückzuentwickeln. Dabei ist das Leitbild die Wiederherstellung der regenmoortypischen Vegetation und damit auch die Wiederherstellung der Funktionen eines Regenmoores (JOOSTEN 1992 u.a.). Ist das unter den heute veränderten Umweltbedingungen überhaupt möglich? Oder müssen unter bestimmten Umständen Zwergstrauchheiden oder Moorbirkenwälder mit Pfeifengras, eine Niedermoor- oder eine irgendwie geartete Vegetation bspw. auf nackten Torfabbauf Flächen das Leitbild sein? Damit wären vielleicht wenigstens die landschaftsökologischen Funktionen in einem bestimmten,

wenn auch begrenzten Umfang wieder hergestellt? Die Entwicklung eines Leitbildes ist also abhängig von der Intensität des anthropogenen Eingriffes! Betrachten wir die vier Hauptformen der anthropogenen Eingriffe bzw. Nutzungen – Entwässerung, Torfabbau, Landwirtschaft und Forstwirtschaft –, so standen seit den achtziger Jahren, seitdem erstmals in größerem Rahmen Anstrengungen unternommen wurden, Renaturierungsmaßnahmen in Mooren durchzuführen (AKKERMANN 1982), solche in entwässerten und auf Torfabbauf Flächen im Vordergrund. Erste Bemühungen, aufgeforstete Flächen wiederherzustellen, werden seit jüngster Zeit in einigen Mooren im bayerischen Alpenvorland unternommen (ZOLLNER 1993), während beispielsweise in Schottland in den einzigartigen Deckenmoorlandschaften des Flow Countrys immer noch Aufforstungsbemühungen im Vordergrund stehen (LINDSAY et al. 1988, LINDSAY 1992).

Bemühungen, geschweige denn gedankliche Ansätze von Renaturierungsmaßnahmen auf intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen in Regenmooren sind bisher nicht publiziert worden. Was allerdings in diesen Fällen in Betracht gezogen wird, ist der Torfabbau auf diesen Flächen, da in vergleichsweise naturnahen Bereichen inzwischen keine Genehmigungen mehr erteilt werden (SCHMATZLER 1993).

Aus diesem Grunde sollen neben allgemeinen Betrachtungen v.a. die Möglichkeiten und Grenzen von Renaturierungsmaßnahmen auf entwässerten und abgebauten Flächen in und von Regenwassermooren betrachtet werden.

## **2. Wiedervernässung entwässerter Flächen**

### **2.1. Wiedervernässung ja oder nein oder – „Belastung“ (Methanbildung) contra Akkumulationsfunktion**

Bevor hier auf die Wiedervernässung an sich eingegangen werden soll, soll auf die in neuerer Zeit häufiger gestellte, grundsätzliche Frage eingegangen werden, ob entwässerte Moore überhaupt wiedervernässt werden sollen. Die damit verbundene Steigerung der Produktion von Methan (SVENSSON & SUNDH 1992, MARTIKAINEN et al. 1992), dem heute ein nicht unwesentlicher Beitrag am Treibhauseffekt zugerechnet wird, läßt diese Frage berechtigt erscheinen. Allerdings ist die exakte Bestimmung methodisch nicht faßbar, da die Methanproduktion innerhalb eines Moorkomplexes allein je nach Kleinstandort (CRILL et al. 1992) und Stratigraphie (NILLSON & BOHLIN 1993) variiert. Allerdings wird dabei die Akkumulationsfunktion (GORHAM 1991, TOLONEN et al. 1992), die Festlegung von Kohlenstoff und der damit verbundene Entzug von CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre, das einen zwar nicht so starken, aber ebenso wirksamen Beitrag zum Treibhauseffekt leistet, nicht in Rechnung gezogen. Dies gilt auch für die Belastung der Umgebung durch Mineralisierungsprozesse (SILVOLA 1986, 1988, SILVOLA et al. 1985 u.a.). Zu dieser Frage – „entsorgendes“ versus „belastendes“ Ökosystem (CLYMO 1992, SUCCOW 1993) – gibt es aber bisher keine bewertenden Bilanzen. Deshalb muß die Frage offen bleiben, und die ethische Wertung, die Wiederherstellung eines Ökosystems für sich (vgl. JOOSTEN 1993), in den Vordergrund gestellt werden. Dies bedeutet die Befürwortung von Wiedervernässungsmaßnahmen.

## 2.2. Leitbild, Planung und Durchführung

Wiedervernässungsmaßnahmen auf entwässerten Standorten werden zur Zeit überall in europäischen Ländern mit Regenmooren durchgeführt und dokumentiert (JORTAY & SCHUMACKER 1989, MONTAG 1989, PABSCH 1989, REIMANN 1989, RYBNICEK 1989, VASANDER et al. 1992 u.v.a.). Leitbild dabei ist die Wiederherstellung der ursprünglichen, torfbildenden Regenmoorvegetation. Leider wurde dabei die Wiederherstellung aller Funktionen und damit des gesamten Moorkomplexes bisher nicht in Betracht gezogen. Erstmals wurden dazu im Rahmen des „Ökologischen Entwicklungskonzepts Wurzacher Ried“ dafür Vorschläge erarbeitet und jetzt soll dies dort weitestgehend durchgesetzt und -geführt werden (KRÜGER & PFADENHAUER 1991, 1992). Die Voraussetzungen und die Möglichkeiten hängen vom aktuellen Potential der Fläche ab, die Grenzen werden aber auch u.a. durch die Qualität der baulichen Maßnahmen (vgl. PABSCH 1989), die damit verbundene Kenntnis der Personen oder Gruppen, die diese Maßnahmen einleiten und durchführen, und durch den finanziellen Rahmen gesteckt. So betreffen die meisten Aufstaumaßnahmen nur Teilflächen in Regenmoorkomplexen. Dagegen waren mit der Verleihung des Europa-Diploms an das Wurzacher Ried in Oberschwaben so große finanzielle Mittel verbunden, daß eine sorgfältige Vorplanung für den gesamten Moorkomplex erfolgen konnte (BEZIRKSSTELLE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE TÜBINGEN 1991) und die Maßnahmen mit einem eigenen Bauleiter in Zusammenarbeit mit den Arbeitern des Torfwerkunternehmens ausgeführt werden. Schon innerhalb kürzester Zeit haben dort die Maßnahmen zu einer Zunahme des Haupttorfbildners, *Sphagnum magellanicum*, geführt (vgl. Abb. 6 in SCHUCKERT & al. 1994, in diesem Band).

Die Planung von Wiedervernässungsmaßnahmen erfordert die genaue Kenntnis der hydrologischen Situation der Teilflächen bzw. des Komplexes respektive der Landschaft, in die das Moor eingebettet ist (INGRAM 1983, 1992, EGGELSMANN 1987, 1990, SCHNEEBELI 1989). Damit kann überhaupt erst die Entscheidung getroffen werden, ob Wiedervernässungsmaßnahmen nur in kleinem oder auch großem Maßstab durchgeführt werden. Allerdings lassen die bisherigen hydrologischen Untersuchungen in naturnahen Mooren Mitteleuropas (BADEN & EGGELSMANN 1964, SCHMEIDL et al. 1970, UHDEN 1972), die als Grundlage zur Bewertung herangezogen werden, noch viele Fragen hinsichtlich der Aussagekraft und der Übertragbarkeit offen.

Die Durchführung von Maßnahmen ist ausführlich in zahlreichen Arbeiten beschrieben (PABSCH 1989 u.v.a.). Im Wurzacher Ried richtet sich die technische Umsetzung nach der Größe des Grabens bzw. des Grabentyps. So werden die 0,8–1m tiefen Stichgräben mit Torfdämmen verschlossen. Die Entfernung der Dämme voneinander richtet sich nach dem Oberflächenrelief (alle 10cm Reliefunterschied). Die Vorfluter und Hauptvorfluter werden dagegen mit Holzwehren mit geregelttem Überlauf verschlossen (KÖHLER & al. 1992).

## 2.3. Zukünftiges Leitbild

Kann das Leitbild der ursprünglich torfbildenden Vegetation der Regenmoore unter dem Einfluß von veränderten atmosphärischen Bedingungen überhaupt aufrecht erhalten werden?

Die Veränderung der torfbildenden Regenmoorvegetation durch Umwelteinflüsse wurde an einigen Beispielen dokumentiert (Tab. 1).

Art des Eintrags	Ort	Auswirkungen	Autoren
Staub (Bodenpartikel aus der intensiv landwirtschaftlich genutzten Landschaft)	Finnland	Erhöhung der Kationengehalte bewirkt Ansiedlung und Etablierung von <i>S. recurvum</i> auf den Regenmoorstandorten	PAKARINEN (1977)
Stickstoff	Felmer Moor (Schl.-Holst.)	Zunahme von <i>S. recurvum</i> gegenüber <i>S. magellanicum</i> Zunahme von <i>Vaccinium oxycoccus</i> (nur Ammonium) Nivellierung des Bult-Schlenken-Reliefs	LÜTKE TWENHÖVEN (1992a, b)
Schwefelhaltige Niederschläge	Großbritannien	<i>S. recurvum</i> ist unempfindlicher als die typischen ombrotraphen Arten.	FERGUSON et al. (1978), FERGUSON & LEE (1980)

Tab. 1: Einfluß veränderter atmosphärischer Bedingungen auf die Regenmoorvegetation

So scheint der zunehmende Stickstoffeintrag bei bestimmten Arten eine Verschiebung zu bewirken, die sich nachhaltig auf das gesamte Ökosystem auswirken können. So gilt als allgemeine Lehrmeinung, daß unter natürlichen Bedingungen atmosphärische Einträge und übrige N-Quellen am Standort nicht ausreichen, den Bedarf der torfbildenden Torfmoose mit Stickstoff zu decken. Stickstoff wäre dann der limitierende Faktor in Regenmooren (ELLENBERG 1986). Erste experimentelle Untersuchungen zum Einfluß der erhöhten Stickstoffeinträge in Moore haben aber gezeigt, daß dies differenziert betrachtet werden muß, nämlich artspezifisch und standortsbezogen (LÜTKE-TWENHÖVEN 1992a, 1992b). Unter den heutigen Bedingungen ist für *Sphagnum magellanicum* keine N-Limitierung mehr gegeben. Hier scheint v.a. Phosphor der limitierende Faktor zu sein. Allerdings vermag eine Torfmoosart, die früher für Regenmoorstandorte nicht typisch war, nämlich *Sphagnum recurvum* var. *mucronatum*, die zusätzliche N-Versorgung in ein verstärktes Wachstum umzusetzen. Dies gilt vor allem für den Schlenken- und Rasenbereich, nicht aber für Bulte, wo der angespannte Wasserhaushalt für eine etwa gleichhohe Produktion der Torfmoose sorgt. Weiterhin findet durch den erhöhten Stickstoffeintrag nicht nur eine Artenverschiebung bei den Torfmoosen statt, sondern auch eine Nivellierung des Oberflächenreliefs (LÜTKE-TWENHÖVEN 1992b). Dies ist auf eine gesteigerte Mineralisation zurückzuführen, denen Torfmoose mit höherem N-Gehalt unterliegen (COULSON & BUTTERFIELD 1978). Vielleicht muß dann das Leitbild für die Regenmoore in Mitteleuropa so aussehen, daß nicht mehr die „bunte Torfmoosgesellschaft“, sondern die „sammelbraune Torfmoosgesellschaft“ dominiert. Diese Torfmoose vermögen aber nicht ein Regenmoorwachstum einzuleiten, d.h. daß das Ökosystem „Regenmoor“ womöglich völlig neu, sowohl aus vegetationskundlicher als auch aus ökohydrologischer Sicht definiert werden müßte bzw. nicht mehr neu entstehen könnte.

Scheinbar wirken sich diese Stickstoffeinträge nur auf die Torfmoosdecke aus, da diese unter natürlichen Bedingungen in der Lage sind, die mit den Niederschlägen eingetragenen Ele-

Umwelteinflüsse wurde an

	Autoren
Halte a- auf n	PAKARINEN (1977)
m um (um)	LÜTKE TWENHÖVEN (1992a, b)
licher aphen-	FERGUSON et al. (1978), FERGUSON & LEE (1980)

vegetation

eine Verschiebung zu be-  
können. So gilt als allge-  
eische Einträge und übrige  
den Torfmoose mit Stick-  
genmooren (ELLENBERG  
hten Stickstoffeinträge in  
n muß, nämlich artspezi-  
. Unter den heutigen Be-  
ehr gegeben. Hier scheint  
e Torfmoosart, die früher  
urcum var. mucronatum,  
etzen. Dies gilt vor allem  
angespannte Wasserhaus-  
erhin findet durch den er-  
Torfmoosen statt, sondern  
VEN 1992b). Dies ist auf  
mit höherem N-Gehalt un-  
n das Leitbild für die Re-  
e Torfmoosgesellschaft“,  
ese Torfmoose vermögen  
Ökosystem „Regenmoor“  
h aus ökohydrologischer  
e.

sdecke aus, da diese unter  
alägen eingetragenen Ele-

mente ausschließlich für sich zu nutzen (Monopolisierung v.a. der stickstoffhaltigen Verbindungen) und die konkurrierenden Phanerogamen von der atmosphärischen Versorgung abkoppeln (LÜTKE-TWENHÖVEN 1992b). Dies ist aber nur so lange der Fall, so lange der Eintrag nicht so weit zunimmt, daß sämtliche Retentionsstellen in den Torfmoosen belegt sind. Ab welcher Höhe dies der Fall wäre bleibt zu klären. Ab diesem Moment profitieren die höheren Pflanzen von diesen Stickstoffeinträgen. Dies ist aber wiederum abhängig von eventuell anderen limitierenden Faktoren (v.a. P). Allerdings sind die Aussagen zur Auswirkung von N-Einträgen bisher ohne die Kenntnis über die N-Fixierung bzw. Denitrifikation getroffen worden. Hier besteht noch ein erhebliches Wissensdefizit.

### 3. Torfabbau

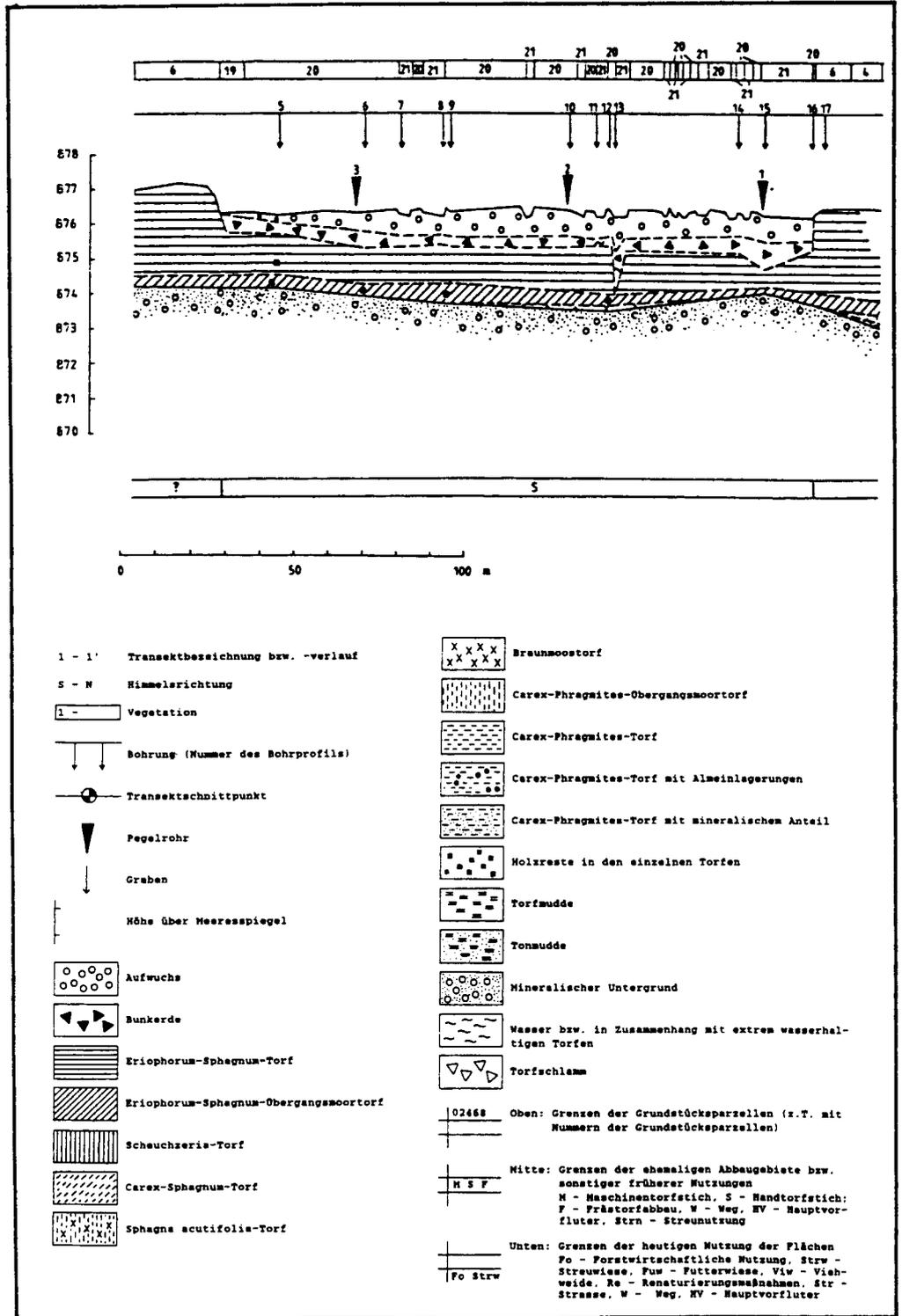
#### 3.1. Torfabbaumethoden und Vegetationsentwicklung

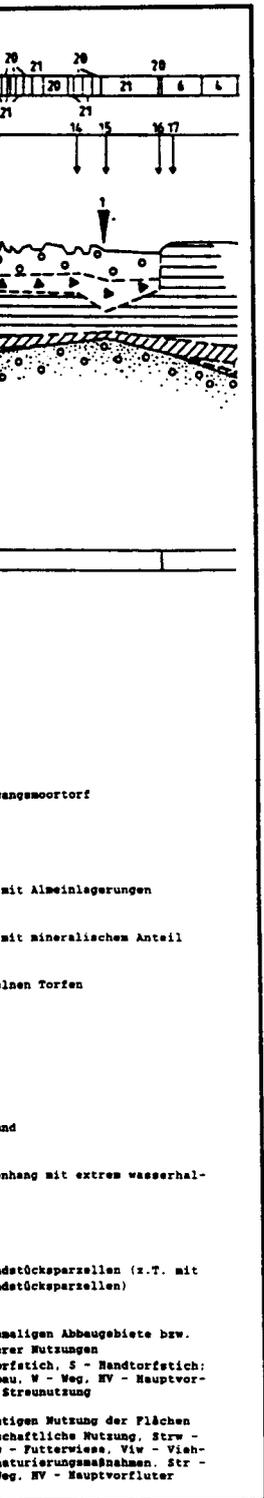
Beim Torfabbau werden zumindest die kurzfristigen Möglichkeiten einer ungestörten Vegetationsentwicklung vor allem durch die Methodik des Torfabbaus und die Standortbedingungen nach dem Torfabbau bestimmt (Tab. 2). Flächen, die im Stichverfahren abgetorft wurden, konnten sich unter günstigen Standortbedingungen (Verfall der Entwässerungsgräben, künstliche Wiedervernässung durch Grabenaufstau) schon nach relativ kurzer Zeit so entwickeln, daß sich eine torfbildende Vegetation, unter ombrotrophen Bedingungen die ursprünglich torfbildende Regenmoorvegetation etablieren konnte (Abb. 1 bis 3; vgl. BERTRAM 1988, POSCHLOD 1990, LÜTT 1992).

Dies wurde schon in den ersten Arbeiten zum Thema Torf und Abbau Ende des 18., Anfang des 19. Jh. angemerkt. So kann man beispielsweise schon bei ZIRL (1839) in dem Kapitel „Von der Wiedererzeugung des Torfes“ unter den Punkten 4 und 5 (S. 32) lesen: „Es ist bei allen Torflagern vorteilhaft, die Moor- und Torfschichte nicht bis zum Untergrund auszusteichen, sondern eine Lage stehen zu lassen, damit das Entstehen der Wasserpflanzen begünstigt werde. Zu diesem Zwecke ist es auch vorteilhaft, die Rasendecke und Moderschichte,

Stichverfahren	Fräsverfahren
Vegetationshorizont bleibt als Hauptbestandteil der Bunkerde erhalten (Regenerationspotential).	Vegetationshorizont bleibt in der Regel nicht erhalten.
Abbauverfahren geht in die Tiefe - vergleichsweise kleine Abbauflächen.	Abbauverfahren geht in die Fläche - vergleichsweise große Abbauflächen.
Torfabbauflächen bleiben nach kurzer Abbaizeit (< 1 Jahr) von einer weiteren Abtorfung unberührt.	Torfabbauflächen unterliegen je nach Torfmächtigkeit einem mehrere Jahrzehnte dauernden Abbau.
Abbau „unter Wasser“ möglich - nach Verfüllen der Stichgrube mit der Bunkerde oberflächennaher Wasserstand möglich.	Abbau nur „über Wasser“ möglich - nach dem Abbau aufwendige Wiedervernässungsmaßnahmen (incl. Oberflächengestaltung).

Tab. 2: Charakterisierung der Torfabbaumethoden Stichverfahren und Fräsverfahren (aus POSCHLOD 1994a).





welche bei der Eröffnung des Stiches abgeräumt werden, in die ausgetorften Stellen zu werfen. Ob eine Besäung vorteilhaft sey, darüber fehlen zwar alle Erfahrungen; unterdessen ist es höchst wahrscheinlich, daß auch bei dieser Vegetation eine Unterstützung der Natur durch künstliche Besäung vorteilhaft ist. Aus diesem Grunde ist es zweckmäßig, die samenhaltende Rasendecke nicht zu tief in den Untergrund zu bringen, und die nach dem Torfstiche entstehenden Pflanzen zur Samenreife kommen zu lassen“.

Teilweise können in manchen Torfstichen rezente Torfbildungen mit einer Mächtigkeit von über 1m angetroffen werden (POSCHLOD 1990, vgl. Abb. 3). Allerdings gibt es bisher keine Beispiele, daß sich die Regeneration der torfbildenden Regenmoorvegetation auf die angrenzenden Teile, die unabgetorften Flächen auswirkt, auch wenn es Beispiele gibt, in denen der Aufwuchs dasselbe Niveau erreicht hat (Abb. 3). Das heißt, daß die Wiederherstellung der landschaftsökologischen Funktionen in einem Torfstich nicht gleichbedeutend mit der Wiederherstellung dieser Funktionen für den gesamten Moorkomplex bzw. das Ökosystem Moor ist. Oder – es ist kurzfristig viel einfacher, eine Regenmoorvegetation zurückzugewinnen als ein Regenmoor. Ein Regenmoorkomplex bzw. noch weiter gefaßt, eine Regenmoorlandschaft ist aber wahrscheinlich das einzige Milieu, Regenmoorgesellschaften und die landschaftsökologischen Funktionen eines Moores langfristig zu erhalten. „Außerdem, ein Regenmoor (Hochmoor) ist ein Organismus, an sich, für sich, und für uns....“ (verändert nach JOOSTEN 1993).

Dagegen zeigt die ungestörte Vegetationsentwicklung auf Frästorfflächen in Mitteleuropa unter ombrotrophen Standortbedingungen eine Entwicklung zu einartigen, meist lückigen Beständen von Arten, abhängig vom jeweiligen Wasserstand (POSCHLOD 1990) und der Zusammensetzung und Mächtigkeit (v.a. bei durchlässigem mineralischen Untergrund) des Resttorfkörpers (POSCHLOD 1988, 1990, SCHOUWENAARS 1993). Wiedervernässung allein ist kein probates Mittel für die Etablierung der typischen Regenmoorvegetation auf Frästorfflächen (vgl. EGGELSMANN & KLOSE 1982, BLANKENBURG 1993, BEETS 1993 u.a.). Dies ist v.a. zuerst einmal ein hydrologisches Problem (BEETS 1992). Betrachten wir ein wachsendes Regenmoor, so sind die Wasserstandsschwankungen sehr gering (weniger als 30–40cm). Gegenüber diesen Wasserstandsschwankungen sind die eigentlichen Torfbildner, die Torfmoose, sehr empfindlich. Dies wird durch die Torfbildner selbst reguliert, eine Pufferung erfolgt v.a. durch die obere wachsende Schicht, das Akrotelm (INGRAM 1983, CLYMO 1992 u.a., vgl. dazu JOOSTEN 1993). Das bedeutet aus hydrologischer Sicht, daß

**Abb. 1** (linke Seite):

Vegetationsentwicklung und rezente Torfbildung (Aufwuchs) in einem Torfstich des Seemoos (Naturraum Iller-Vorberge; Lkrs. Kempten, Bayern) nach Torfabbau (Ausschnitt aus Transekt 1–1' aus POSCHLOD 1990).

Moortyp: Versumpfungs-Verlandungs-Regenmoorkomplex;

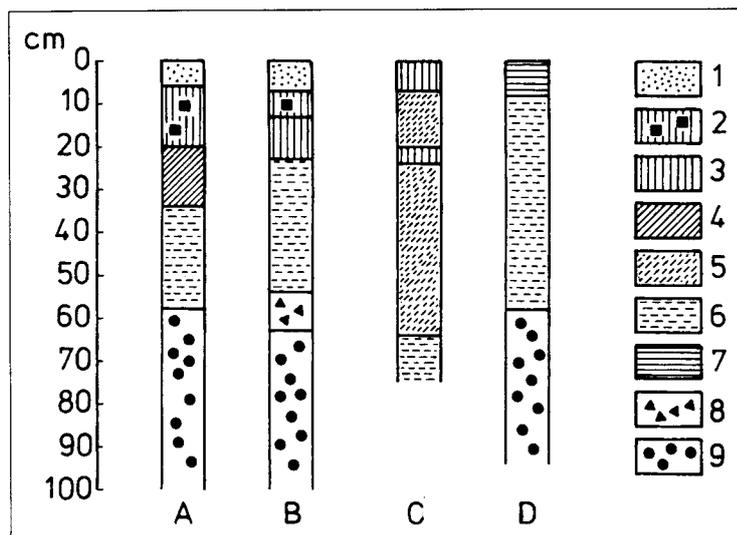
Torfabbau im Handtorfstichverfahren: Beginn 1946, Ende 1949; Zeitpunkt der Profilerhebung: 1987.

Vegetation: Ursprüngliche Mooroberfläche

- 4 – Spirkemoorwald mit *Eriophorum vaginatum* und *Sphagnum magellanicum*;
- 6 – Zwergstrauchheiden mit *Calluna vulgaris*, *Vaccinium uliginosum*, *Eriophorum vaginatum* und *Sphagnum capillifolium*; Torfabbauflächen,
- 19 – *Eriophorum vaginatum*-Stadium mit *Calluna vulgaris*, *Sphagnum capillifolium*, *S. magellanicum* und *S. angustifolium*;
- 20 – *Eriophorum vaginatum*-Stadium mit *Sphagnum capillifolium*, *S. magellanicum* und *S. angustifolium*
- 21 – *Eriophorum vaginatum*-Stadium mit *Sphagnum cuspidatum*.

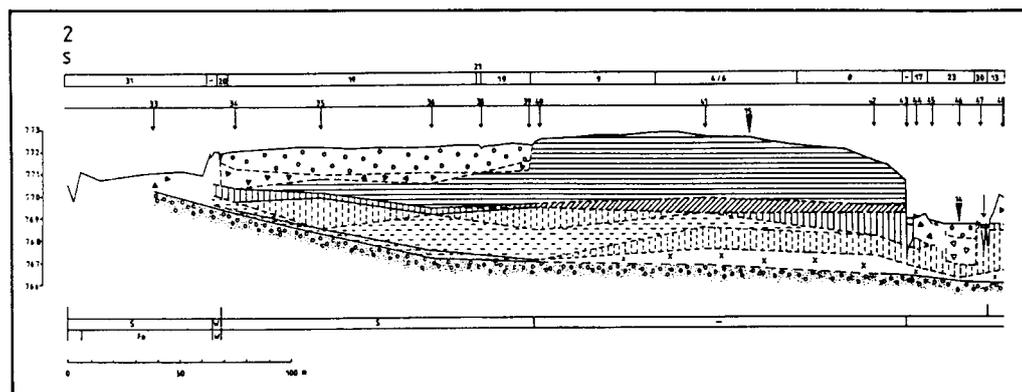
**Abb. 2:**  
Vegetationsentwicklung  
und rezente Torfbildung  
in Torfstichen Nordwest-  
deutschlands

(A - Fockbeker Moor,  
B - Salemer Moor,  
beide Profile aus LÜTT  
1992,  
C und D - Moore in Nord-  
niedersachsen ohne  
genaue Ortsangabe aus  
BERTRAM 1988).



Rezente Torfbildungen:

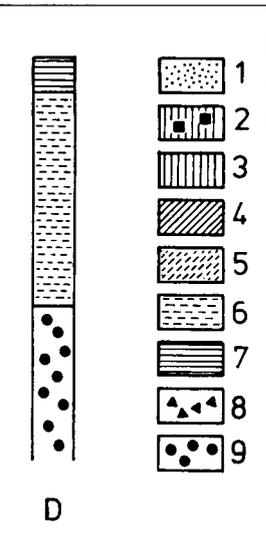
- 1 – Lebende Torfmooschicht (nur für A und B von LÜTT 1992 erhoben ohne Angabe der Zusammensetzung);
- 2 – stark durchwurzelte oder holzreiche Torfe ohne Angabe der Zusammensetzung;
- 3 – Sphagnum magellanicum-Torf; 4 – Sphagnum papillosum-Torf;
- 5 – Eriophorum angustifolium-Sphagnum cuspidatum-Sphagnum magellanicum-Torf;
- 6 – Eriophorum angustifolium-Sphagnum cuspidatum-Torf;
- 7 – Sphagnum cuspidatum-Torf; alte Torfbildungen:
- 8 – Bunkerde;
- 9 – Resttorfkörper  
(für C und D von BERTRAM 1988 keine exakte Angabe, ob Bunkerde oder Resttorfkörper).



**Abb. 3:**

Vegetationsentwicklung und rezente Torfbildung (Aufwuchs) in einem Torfstich des Moors bei Ob (Naturraum Lech-Vorberge; Lkrs. Marktoberdorf, Bayern) nach Torfabbau (Ausschnitt aus Transekt 2-2' aus POSCHLOD 1990).

Moortyp: Versumpfungs-Regenmoorkomplex; Torfabbau im Handtorfstichverfahren: Beginn frühes bis mittleres 19 Jh., Ende ?; Zeitpunkt der Profilerhebung: 1987.  
Legende siehe Abb. 1.

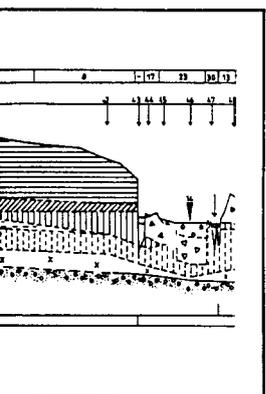


Angabe der Zusammen-

setzung;

um-Torf;

esttorfkörper).



ch des Moores bei Ob  
usschnitt aus Transekt 2-2'

rfahren: Beginn frühes bis

nach dem Torfabbau Substrate mit hoher Wasserkapazität erzeugt werden müssen, um die Bedingungen überhaupt für die Etablierung einer Regenmoorvegetation wiederherzustellen (VERMEER & JOOSTEN 1992). Das Substrat mit der höchsten Wasserspeicherkapazität ist offenes Wasser, aber offenes Wasser ist kein geeignetes Substrat für eine Regenmoorvegetation, da sie eine Überstauung nicht verträgt. Die zweite Möglichkeit ist die Erzeugung schwimmender Matten und damit die Bildung von Schwinggrasen zu stimulieren, die mit den Wasserstandsschwankungen mitgehen. Dies kann nur mit Hilfe aufschwimmender Bunkerdeablagerungen geschehen (SCHOUWENNAARS 1982, siehe auch BEETS 1993).

Ist dann in abgebauten Mooren nach Wiedervernässung eine Sphagnum-Decke entwickelt, ist eine Selbstregulation – also auch Puffermechanismen gegen Wasserstanderniedrigungen während Trockenzeiten zu entwickeln – erst ab einer Mächtigkeit von ca. 30cm gegeben (VERMEER & JOOSTEN 1992). Dies ist aber meist erst nach einigen Jahrzehnten der Fall. Dies ist aber auch abhängig von der Wasserhaltekapazität der Torfmoose, die artspezifisch ist. Torfmoose wie *Sphagnum cuspidatum* sind dazu nicht in der Lage (vgl. ANDRUS 1986).

Anhand der Tabelle 3 sieht man deutlich, daß sich fast immer der gleiche Ausschnitt von Arten ansiedelt. Betrachtet man die reproduktions- und ausbreitungsbiologischen Charakteristika und die der Dauerhaftigkeit der Diasporenbank, so wird deutlich, daß dies alles Arten sind, die sich jedes Jahr reproduzieren, an die Fernausbreitung über die Luft angepaßt sind bzw. die eine sehr dauerhafte Diasporenbank aufbauen, die in der Bunkerde überleben kann (POSCHLOD 1994b).

Dabei stellt sich zuerst die Frage, ob die typischen Regenmoorarten und Haupttorfbildner überhaupt in solche Flächen einwandern können (vgl. dazu SALONEN 1987, POSCHLOD 1990, 1994). Während die in Tabelle 3 dargestellten Arten (*Sphagnum cuspidatum*, *S. recurvum* agg., *S. papillosum*) jedes Jahr reichlich fruchten, fruchtet *Sphagnum magellanicum* als der Haupttorfbildner bspw. im Alpenvorland überhaupt nicht bzw. sehr selten (POSCHLOD & PFADENHAUER 1989). Allerdings können diese Arten sich über vegetative Teilchen (Ästchen) ausbreiten (POSCHLOD 1990), die regenerationsfähig sind (POSCHLOD & PFADENHAUER 1989). Auch die feinstratigraphischen Untersuchungen von BERTRAM (1988) und LÜTT (1992) rezenter Torfe in Torfstichen Nordwestdeutschlands lassen vermuten, daß diese Arten in eine wachsende Torfmooschicht einwandern können (vgl. Abb. 2). Der ehemalige Haupttorfbildner in Nordwesteuropa, *Sphagnum imbricatum* (OVERBECK 1975), ist aber so stark im Rückgang begriffen, daß er vielerorts ausgestorben ist und als stark gefährdet betrachtet werden kann (WHEELER mdl.).

### Zu Abb. 3

Vegetation: Ursprüngliche Mooroberfläche,

4 – Moorwald mit *Calluna vulgaris*, *Eriophorum vaginatum* und *Sphagnum capillifolium*;

6 – Spirkenmoorwald mit *Vaccinium myrtillus* und *Sphagnum magellanicum*;

8 – Zwergstraucheide mit *Calluna vulgaris* und *Pleurozium schreberi*; Torfabbauflächen;

13 – Moorwaldstadium mit *Vaccinium myrtillus* und *Calluna vulgaris*;

17 – *Eriophorum vaginatum*-Stadium mit *Vaccinium myrtillus* und *Sphagnum angustifolium*;

19 – *Eriophorum vaginatum*-Stadium mit und *Sphagnum angustifolium*;

20 – *Eriophorum vaginatum*-Stadium mit *Carex rostrata* und *Sphagnum angustifolium*;

21 – *Eriophorum vaginatum*-Stadium mit *Sphagnum cuspidatum*;

23 – Gräben;

30 – *Potamogeton natans*-Stadium; Forste;

31 – Fichtenforst.

Ort	Torfabbaumethode	Maßnahmen	Vegetation
Engbertsdijksvenen, Weißtorfabbaufläche	Abbau mit Sodenstechmaschine	<b>Wiedervernässung (1984, 1985),</b> oberflächennah, ab 1991 bis ca. 10 cm Überstau	Rücken - <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Erica tetralix</i> , <i>Molinia caerulea</i> , <i>Eriophorum vaginatum</i> , <i>E. angustifolium</i> , <i>Rhynchospora alba</i> ; <b>Rillen - stellenweise <i>Sphagnum cuspidatum</i></b> , selten <i>S. papillosum</i>
Engbertsdijksvenen, Schwarztorfabbaufläche	Abbau mit Bagger und im Fräsverfahren	<b>Wiedervernässung (1982),</b> Überstau mit Trockenfallen in trockenen Sommerperioden	An den trockeneren Rändern der Dämme <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Erica tetralix</i> , <i>Molinia caerulea</i> , etw. <i>Rhynchospora alba</i> und <i>Juncus effusus</i> ; <b>im offenen Wasser und den Flächen, die nur kurze Zeit trockenfallen, <i>Sphagnum cuspidatum</i></b>
Bargerveen Meerstalblok	verschiedene Verfahren, <b>Erhalt der Bunkerde</b>	<b>Wiedervernässung Anfang der 70er Jahre,</b> Überstau ca. 50–100cm, geringe Schwankungsamplitude	Aufschwimmen der Bunkerde und Weißtorfpaketeten; darauf <b>Bildung von Schwingrasen mit <i>Eriophorum angustifolium</i>, <i>E. vaginatum</i>, <i>Sphagnum cuspidatum</i></b> , seltener <i>Carex rostrata</i> , <i>C. fusca</i> , <i>Juncus effusus</i> , auf Bunkerdeschwingrasen auch <i>Vaccinium oxycoccos</i> u. <i>Sphagnum recurvum</i> , selten <i>S. papillosum</i>
Bargerveen Amsterdamsche Veld	Baggerverfahren, <b>Erhalt der Bunkerde</b>	<b>Wiedervernässung (1983),</b> Überstau bis max. 75cm, geringe Schwankungsamplitude	Aufschwimmen der Bunkerde, <b>explosionsartige Ausbreitung von <i>Sphagnum cuspidatum</i></b> , stellenweise <i>Eriophorum angustifolium</i> und <i>E. vaginatum</i>

Tab. 3: Wiederbesiedlung industriell abgetorfter Hochmoorflächen in den Niederlanden nach Wiedervernässung (nach BEETS 1993)

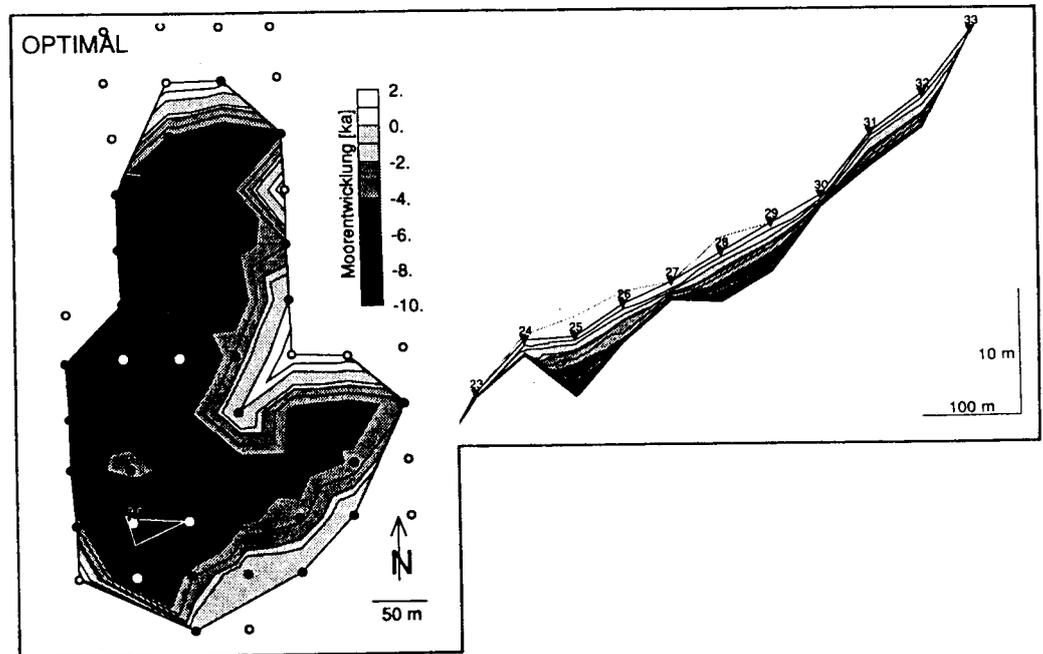
<p><b>Ort</b></p>	<p><b>Torfabbau- methode</b></p>	<p><b>Maßnahmen</b></p>	<p><b>Vegetation</b></p>
<p>Engbertsdijkswenen, Weißtorfabbaufläche</p>	<p>Abbau mit Sodenstech- maschine</p>	<p>Wiedervernässung (1984, 1985), oberflächennah, ab 1991 bis ca. 10 cm Überstau</p>	<p>Rücken - <i>Calluna vulgaris</i>, <i>Erica tetralix</i>, <i>Molinia caerulea</i>, <i>Eriophorum vaginatum</i>, <i>E. angustifolium</i>, <i>Rhynchospora</i> <i>alba</i>; <b>Rillen - stellenweise <i>Sphagnum cuspidatum</i></b>, selten <i>S. papillosum</i></p>

Dies wirft die Frage der Bedeutung der Bunkerde als biologisches Potential auf. POSCHLOD (1989, 1990) stellte fest, daß unter den Phanerogamen *Calluna vulgaris* und *Rhynchospora alba*, unter den Moosen v.a. die Torfmoose eine sehr dauerhafte Diasporenbank (POSCHLOD 1993) aufbauen können. Allerdings scheint dieses Potential nur unter der Voraussetzung, daß die Bunkerde feucht gelagert wurde, erhalten zu bleiben (POSCHLOD 1994b). RODERFELD (1992a, 1992b) und RODERFELD et al. (1993) setzten sich in weiteren Untersuchungen v.a. mit der Nährstofffreisetzung und der Funktion der Bunkerde als Substrat und Keimbett auseinander. Dabei wurden v.a. schwach bis mäßig zersetzte Bunkerden für Renaturierungsmaßnahmen positiv bewertet. Von seiten der Torfabbauindustrie sollten deshalb Abbaumethoden, bei denen die Bunkerde in dieser Qualität erhalten bleibt, bevorzugt werden (FALKENBERG 1993).

In vielen Fällen kann aber die Voraussetzung, eine Oberfläche mit maximaler Speicherkapazität zu schaffen, bspw. über eine aufschwimmende Bunkerde, nicht geschaffen werden. Meist ist die Bunkerde auch nicht vorhanden. So werden Arten künstlich ausgebracht, in der Hoffnung, die Entwicklung einer geschlossenen Vegetationsdecke zu beschleunigen und damit die extremen Bedingungen wie hohe Temperaturen und Erosion zu mindern, die eine Ansiedlung für Pflanzen auf nacktem Torf erschweren (PFADENHAUER 1989). Zur raschen Erzeugung einer Vegetationsdecke moortypischer Pflanzen haben sich klonale Pflanzen wie *Carex rostrata* und *Eriophorum angustifolium* bewährt (MAAS & POSCHLOD 1990, SCHUCKERT & POSCHLOD 1991a, 1991b, 1993). Allerdings hat eine selbständige Ansiedlung neuer Arten nur in begrenztem Umfang stattgefunden. V.a. die Ansiedlung von Torfmoosen ist auf solchen Flächen nur in sehr wenigen Fällen zu beobachten. Versuche auf Frästorfflächen, auf denen vegetative Torfmoosteilchen künstlich ausgebracht wurden, haben gezeigt, daß keine Etablierung stattfindet (MAAS & POSCHLOD 1990). D.h., daß wir eigentlich nicht genau wissen, welche Bedingungen überhaupt notwendig sind, eine Torfmoosdecke auf einer nackten Torffläche zu etablieren. Dazu haben Untersuchungen gezeigt, daß nicht nur die notwendigen hydrologischen Bedingungen vorhanden sein müssen, sondern auch die nährstoffökologischen (ROCHEFORT & al. 1994). Unter ombrotrophen Voraussetzungen scheinen dabei die Nährstoffe für die Etablierung nicht ausreichend zu sein. Allerdings ist bei künstlicher Nährstoffzufuhr eine Etablierung zu beobachten. Dies ist verständlich, wenn man die Torfmoose aus nährstoffökologischer Sicht betrachtet. Wahrscheinlich verlagern sie die limitierenden Nährstoffe effektiv von den abgestorbenen Teilchen in den wachsenden Köpfchenbereich (MALMER 1988). Diese Nährstoffsituation muß aber erst aufgebaut werden.

Auch bei einer ungestörten Vegetationsentwicklung auf Frästorfflächen hat sich gezeigt, daß auf den Standorten die größte Dynamik herrscht, die nicht rein ombrotrophe Bedingungen nach dem Abbau auf der Fläche aufweisen (POSCHLOD 1990). Im Extremfall könnte auch eine Abtorfung bis in den Grundwasserbereich geführt werden – kurz- und mittelfristiges Leitbild ist dann aber die Entwicklung einer bestimmten Moorentwicklungsphase aus früherer Zeit, die sich unter gegebenen landschaftlichen Voraussetzungen in entsprechend langen Zeiträumen zu einem Regenmoor entwickelt (vgl. dazu auch VAN DIGGELEN et al. 1991). Zumindest lassen die Untersuchungen von SCHNEEBELI (1991a, 1991b) am Beispiel eines Moores in der Schweiz vermuten, daß sich unter Voraussetzung der Wiederherstellung der hydrologischen Randbedingungen zu einem bestimmten Entwicklungszeitpunkt der Moor-komplex wiederherstellen läßt (vgl. Abb. 4). Er geht davon aus, daß diese Systeme dann innerhalb weniger Jahrzehnte regenerieren (vgl. dazu auch HENRION 1989). Dies würde aber

extrem aufwendige Untersuchungen über die flächenhafte Entwicklung eines Moores bedingen (siehe dazu auch HENRION 1982). Allerdings müssen diese Aussagen mit großer Vorsicht betrachtet werden, denn frühere Regenerationsprozesse haben nach natürlichen Trockenperioden, nicht nach schweren, auch die Oberfläche des Moores verändernden Eingriffen des Menschen stattgefunden.



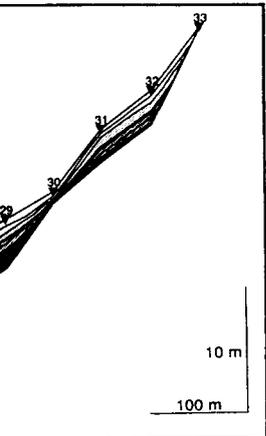
**Abb. 4:** Rekonstruktion der horizontalen und vertikalen Entwicklung des Turbenriet aufgrund pollenanalytischer Datierungen (Kanton St. Gallen, Schweiz; aus SCHNEEBELI 1991). Links: Horizontale Ausbreitung; dunkel - älteste Moorflächen; der älteste datierte Punkt (9,6 ka BC) ist links unten eingetragen; hell - jüngere Moorflächen; rechts: Vertikale Entwicklung des Moores in Nord-Süd-Richtung; punktierte Linie - vermutete Oberfläche vor Entwässerung und Abtorfung.

#### 4. Zusammenfassung und Ausblick

Je nach Intensität und Art des Eingriffs in Hoch- bzw. Regenmooren können unterschiedliche Zielvorstellungen oder Leitbilder (kurz-, mittel-, langfristig) von Renaturierungsmaßnahmen definiert werden. Dies muß flexibel gehandhabt werden und nicht mit einer dogmatischen Vorgabe der kurz- oder mittelfristigen Wiederherstellung der ursprünglichen Regenmoorvegetation verbunden sein.

Renaturierungsmaßnahmen auf Teilflächen bedeutet aber nicht gleich Wiederherstellung des gesamten Hoch- bzw. Regenmoorkomplexes und seiner Funktionen („Torfstichregeneration ist nicht gleich Moorregeneration“). Langfristig sollte aber in vielen Fällen die Wiederherstellung der Hoch- oder Regenmoorlandschaft das Ziel sein, denn langfristig ist dies wahr-

ung eines Moores bedin-  
ussagen mit großer Vor-  
aben nach natürlichen  
moores verändernden Ein-



ufgrund pollenanalytischer  
ierte Punkt (9,6 ka BC) ist  
klung des Moores in Nord-  
d Abtorfung.

können unterschiedliche  
naturierungsmaßnahmen  
mit einer dogmatischen  
inglichen Regenmoorve-

ch Wiederherstellung des  
n („Torfstichregeneration  
en Fällen die Wiederher-  
langfristig ist dies wahr-

scheinlich die einzige Möglichkeit, das Moor selbst und seine Funktionen aufrecht zu erhalten. Die Zunahme globaler Umwelteinflüsse läßt aber auch eine langfristige Erforschung der Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Hoch- bzw. Regenmoorvegetation und die Funktionen des gesamten Moorkomplexes notwendig erscheinen.

## 5. Literatur:

- AKKERMANN, R. (Hrsg., 1982): Regeneration von Hochmooren – Berichte des Moor-Symposiums Vechta 1980. – *Inform. Natursch. Landsch.pfl. NW-Deutschland* 3: 396 S.
- ANDRUS, R. E. (1986): Same aspects of sphagnum ecology. – *Can. J. Bot.* 64: 416–426.
- BADEN, W. & EGGELSMANN, R. (1964): Der Wasserkreislauf eines nordwestdeutschen hochmoores. – *Schr.-R. Kuratorium f. Kulturbauwesen* 12: 156 S.
- BEETS, C. (1992): The relation between the area of open water in bog remnants and storage capacity with resulting guidelines for bog restoration. – In BRAGG, O.M., HULME, P.D., INGRAM, H.A.P. & ROBERTSON, R.A. (eds.): *Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment*. Dep. Biol. Sci., Univ. Dundee, p. 133–140.
- BEETS, C. (1993): Hochmoorregeneration nach Wiedervernässung industriell abgetorfte Hochmoore in den Niederlanden (Einrichtung, Kosten und Entwicklungen). – *Telma* 23: 271–285.
- BERTRAM, R. (1988): Pflanzengesellschaften der Torfstiche nordniedersächsischer Moore und die Abhängigkeit dieser Vegetationseinheiten von der Wasserqualität. – *Diss. Bot.* 126: 192 S.
- BEZIRKSSTELLE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE TÜBINGEN (1991): Pflege- und Entwicklungsplan Wurzacher Ried. Unveröff. Mskr., 89 S.
- BLANKENBURG, J. (1993): Abtorfungsverfahren und Wiedervernässbarkeit. – *Telma* 23: 85–93.
- BORGER, G.J. (1992): Draining – digging – dredging; the creation of a new landscape in the peat areas of the low countries. – In VERHOEVEN, J.T.A.(ed.): *Fens and Bogs in the Netherlands: Vegetation, History, Nutrient Dynamics and Conservation*. Kluwer, Dordrecht, Boston, London: 131–171.
- CLYMO, R.S. (1992): Productivity and decomposition of peatland ecosystems. – In BRAGG, O.M., HULME, P.D., INGRAM, H.A.P. & ROBERTSON, R.A. (eds.): *Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment*. Dep. Biol. Sci., Univ. Dundee, p. 3–16.
- COULSON, J.C. & BUTTERFIELD, J. (1978): An investigation of the biotic factors determining the rates of plant decomposition on blanket bog. – *J. Ecol.* 66: 631–650.
- CRILL, P., BARTLETT, K. & ROULET, N. (1992): Methane flux from boreal peatlands. – *Suo* 43 (4-5): 173–182.
- EGGELSMANN, R. (1987): Ökotechnische Aspekte der Hochmoorregeneration. – *Telma* 17: 54–94.
- EGGELSMANN, R. (1990): Moor und Wasser. – In GÖTTLICH, K.-H.(Hrsg.): *Moor- und Torfkunde*. 3. Aufl., Schweizerbart, Stuttgart: 288–319.
- EGGELSMANN, R. & KLOSE, E. (1982): Regenerationsversuch auf industriell abgetorfte Hochmoor im Lichtenmoor – erste hydrologische Ergebnisse. – *Inf. Natursch. Landschaftspfl.* 3: 201–214.

- ELLENBERG, H. (1986): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. – 4. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 989 S.
- FALKENBERG, H. (1993): Vorgaben und Maßnahmen zur umweltverträglichen Torfgewinnung. – *Telma* 23: 237–242.
- FERGUSON, P. & LEE, J.A. (1980): Some effects of bisulphite and sulphate on the growth of *Sphagnum* species in the field. – *Environm. Pollut., Ser. A.*, 21: 59–71.
- FERGUSON, P., LEE, J.A. & BELL, J.N.B. (1978): Effects of sulphur pollutions on the growth of *Sphagnum* species. – *Environ. Pollut.* 16: 151–162.
- FRENZEL, B., PECSI, M. & VELICHKO, A.A. (1991): *Atlas of Palaeoclimates and Palaeoenvironments of the Northern Hemisphere. Late Pleistocene – Holocene*. – Fischer, Stuttgart: 153 S.
- GÖRRES, M. (1991): Über den Eintrag anorganischer Nährstoffe in ombrogene Moore als Indikator der ehemaligen Aerosolbelastung. – *Diss. Bot.* 181: 179 S.
- GÖTTLICH, K.-H. (1967ff): *Moorkarte von Baden-Württemberg 1:50000*. – Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart.
- GORHAM, E. (1991): Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. – *Ecol. Appl.* 1: 182–195.
- HENRION, I. (1982): *Untersuchungen zur Entwicklung von Sattelmooren im Oberharz*. – *Diss., Univ. Göttingen*, 167 S.
- HENRION, I. (1989): Langfristige natürliche Wachstums- und Regenerationsprozesse in Mooren des Oberharzes. – *Telma, Beih.* 2: 365–380.
- INGRAM, H.A.P. (1983): *Hydrology*. – In GORE, A.J.P. (ed.): *Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor (Ecosystems of the World, Vol. 4A)*. Elsevier, Amsterdam: 67–158.
- INGRAM, H.A.P. (1992): Introduction to the ecohydrology of mires in the context of cultural perturbation. – In BRAGG, O.M., HULME, P.D., INGRAM, H.A.P. & ROBERTSON, R.A. (eds.): *Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment*. *Dep. Biol. Sci., Univ. Dundee*, p. 67–93.
- JOOSTEN, J.H.J. (1992): Bog regeneration in the Netherlands: A review. – In BRAGG, O.M., HULME, P.D., INGRAM, H.A.P. & ROBERTSON, R.A. (eds.): *Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment*. *Dep. Biol. Sci., Univ. Dundee*, p. 367–373.
- JOOSTEN, J.H.J. (1993): Denken wie ein Hochmoor: Hydrologische Selbstregulation von Hochmooren und deren Bedeutung für Wiedervernässung und Restauration. – *Telma* 23: 95–115.
- JORTAY, A. & SCHUMACKER, R. (1989): Zustand, Erhaltung und Regeneration der Hochmoore im Hohen Venn (Belgien). – *Telma, Beih.* 2: 279–293.
- KRÜGER, G.-M. & PFADENHAUER, J. (1991): Naturschutzkonzept für eine Moorlandschaft europäischen Ranges – das Wurzacher Ried in Baden-Württemberg. – *Verh. Ges. Ökol.* 20: 333–337.
- KRÜGER, G.-M. & PFADENHAUER, J. (1992): Wurzacher Ried. Ökologisches Entwicklungskonzept für ein bedeutendes Feuchtgebiet. – *Im Oberland Jg. 3, Heft 1*: 9–16.
- LINDSAY, R.A. (1992): Peatland conservation: The Cinderella syndrome. – In BRAGG, O.M., HULME, P.D., INGRAM, H.A.P. & ROBERTSON, R.A. (eds.): *Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment*. *Dep. Biol. Sci., Univ. Dundee*, p. 331–344.
- LINDSAY, R.A., CHARMAN, D.J., EVERINGHAM, F., O'REILLY, R.M., PALMER, M.A., ROWELL, T.A. & STROUD, D.A. (1988): *The Flow Country – The Peatlands of Caithness and Sutherland*. – Nature Conservancy Council, Peterborough.
- LÜTKE TWENHÖVEN, F. (1992a): Effects of nitrogen depositions on the vegetation of a raised

- Aufl., Ulmer, Stuttgart:
- erträglichen Torfgewin-
- lphate on the growth of  
1: 59–71.
- lutions on the growth of
- eoclimates and Palaeo-  
– Holocene. – Fischer,
- ombrogene Moore als  
179 S.
0000. – Landesvermes-
- nd probable responses to
- mooren im Oberharz. –
- erationsprozesse in Moo-
- : Swamp, Bog, Fen and  
am: 67–158.
- n the context of cultural
- A.P. & ROBERTSON, R.A.  
nt. Dep. Biol. Sci., Univ.
- view. – In BRAGG, O.M.,  
Peatland Ecosystems and  
p. 367–373.
- he Selbstregulation von  
nd Restauration. – Telma
- eneration der Hochmoore
- für eine Moorlandschaft  
rttemberg. – Verh. Ges.
- logisches Entwicklungs-  
3, Heft 1: 9–16.
- ome. – In BRAGG, O.M.,  
Peatland Ecosystems and  
p. 331–344.
- PALMER, M.A., ROWELL,  
atlands of Caithness and
- the vegetation of a raised  
bog. – In BRAGG, O.M., HULME, P.D., INGRAM, H.A.P. & ROBERTSON, R.A. (eds.): Peat-  
land Ecosystems and Man: An Impact Assessment. Dep. Biol. Sci., Univ. Dundee, p.  
231–237.
- LÜTKE TWENHÖVEN, F. (1992b): Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschlä-  
ge auf die Vegetation von Hochmooren. – Mitt. AG Geobotanik Schlesw.-Holst.  
Hamburg 44: 172 S.
- LÜTT, S. (1992): Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvege-  
tation in Schleswig-Holstein. – Mitt. AG Geobotanik Schlesw.-Holst. Hamburg 43:  
249 S. + Anh.
- MAAS, D. & POSCHLOD, P. (1990): Restoration of exploited peat areas in raised bogs – tech-  
nical management and vegetation development. – In RAVERA, O. (ed.): Terrestrial and  
Aquatic Ecosystems: Perturbation and Recovery. Ellis Horwood, Chichester:  
379–386.
- MALMER, N. (1988): Patterns in the growth and the accumulation of inorganic constituents in  
the Sphagnum cover on ombrotrophic bogs in Scandinavia. – *Oikos* 53: 105–120.
- MARTIKAINEN, P.J., NYKÄNEN, H., CRILL, P. & SILVOLA, J. (1992): The effect of changing  
water table on methane fluxes at two Finnish mire sites. – *Suo* 43 (4–5): 237–240.
- MONTAG, A. (1989): Erfahrungen mit Hochmoor-Renaturierungsprojekten im Solling. –  
*Telma*, Beih. 2: 265–277.
- NILSSON, M. & BOHLIN, E. (1993): Methane and carbon dioxide concentrations in bogs and  
fens – with special reference to the effects of the botanical composition of the peat. –  
*J. Ecol.* 81: 615–625.
- OVERBECK, J. (1975): Botanisch-geologische Moorkunde. – Wachholtz, Neumünster: 719 S.
- PABSCH, E. (1989): Planung und Ausführung von Baumaßnahmen für das „Renaturierungs-  
projekt Rotes Moor“. – *Telma*, Beih. 2: 67–75.
- PAKARINEN, P. (1977): Element contents of Sphagna: variation and its sources. – *Bryophyt.*  
*Bibliotheca* 13: 751–762.
- PFADENHAUER, J. (1989): Renaturierung von Torfabbaufächen in Hochmooren des Alpenvor-  
lands. – *Telma*, Beih. 2: 313–330.
- POSCHLOD, P. (1988): Vegetationsentwicklung ehemaliger Torfabbauggebiete in Hochmooren  
des bayerischen Alpenvorlandes. – *Tüxenia* 8: 31–53.
- POSCHLOD, P. (1989): Untersuchungen zur Diasporenbank der Bunkerde am Beispiel der Kol-  
lerfilze (Rosenheimer Becken; Alpentorfwerke Raubling). – *Telma*, Beih. 2: 295–311.
- POSCHLOD, P. (1990): Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen  
Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populati-  
onsbiologischer Faktoren. – *Diss. Bot.* 152: 331 S.
- POSCHLOD, P. (1993): Die Dauerhaftigkeit von generativen Diasporenbanken in Böden am  
Beispiel von Kalkmagerrasenpflanzen und deren Bedeutung für den botanischen  
Arten- und Biotopschutz. – *Verh. Ges. Ökol.* 22: 229–240.
- POSCHLOD, P. (1994a): Entstehungs- und Kulturgeschichte der Moore in Oberschwaben –  
Gedanken zur zukunft: Intensive Nutzung, nachhaltige oder naturverträgliche Nut-  
zung oder Rückentwicklung zu Naturlandschaften. – *Der Bürger im Staate* 44: Im  
Druck.
- POSCHLOD, P. (1994b): Diaspore rain and diaspore bank in raised bogs and its implication for  
the restoration of peat mined sites. – In Shaw, S. & Wheeler, B. (eds.): *Restoration of  
Temperate Wetlands*. Wiley, New York, in press.
- POSCHLOD, P. & PFADENHAUER, J. (1989): Regeneration vegetativer Sproßteilchen von Torf-

- moosen – eine vergleichende Studie an neun Sphagnum-Arten. – *Telma* 19: 77–88.
- REIMANN, S. (1989): Entwicklung des Wasserhaushalts und der Hochmoorvegetation im Zuge der Renaturierungsmaßnahmen im roten Moor (Hohe Rhön). – *Telma*, Beih. 2: 77–98.
- ROCHEFORT, L., VITT, D. & GAUTHIER, R. (1994): Restoration of peatlands in eastern Canada. – In SHAW, S. & WHEELER, B. (eds.): *Restoration of Temperate Wetlands*. Wiley, New York, in press.
- RODERFELD, H. (1992a): Erste Ergebnisse zur Bewertung von Bunkerde für die Hochmoorregeneration. – *Telma* 22: 217–233.
- RODERFELD, H. (1992b): Die ökologische Wertigkeit von Bunkerde in Nordwestdeutschland. – Diss., Univ. Göttingen, 153 S. + Anh.
- RODERFELD, H., KUNTZE, H. & SCHWAAR, J. (1993): Vegetationsversuche mit Bunkerde – ein Beitrag zur Wiederbesiedlung teilabgetorfter Hochmoore mit hochmoortypischen Pflanzen. – *Telma* 23: 163–180.
- RYBNICEK, K. (1989): Moorstabilisierungs- und Moorschutzprobleme in der Tschechoslowakei. – *Telma*, Beih. 2: 393–404.
- SALONEN, V. (1987): Relationship between the seed rain and the establishment of vegetation in two areas abandoned after peat harvesting. *Holarct. Ecol.* 10: 171–174.
- SCHMATZLER, E. (1993): Forderungen des Naturschutzes an den künftigen Abbau von Torf. – *Telma* 23: 287–296.
- SCHMEIDL, H., SCHUCH, M. & WANKE, R. (1970): Wasserhaushalt und Klima einer kultivierten und unberührten Hochmoorfläche am Alpenrand. – *Schr.-R. Kuratorium f. Kulturbauwesen* 19: 174 S.
- SCHNEEBELI, M. (1989): Die Regeneration des Hochmoores Turbenriet – Gamperfin, Gemeinde Grabs SG. – *Ber. Bot.-Zool. Ges. Liechtenstein-Sargans-Werdenberg* 17: 101–223.
- SCHNEEBELI, M. (1991a): Hydrologie und Dynamik der Hochmoorentwicklung. – Diss., ETH Zürich, Nr. 9366: 133 S. + Anh.
- SCHNEEBELI, M. (1991b): Jahrtausendlanges Moorwachstum und Regeneration. – *Telma* 21: 111–118.
- SCHNEEKLOTH, H. & S. SCHNEIDER (1970ff): Die Moore in Niedersachsen. – Veröff. Niedersächs. Inst. Landeskunde u. Landesentw., Univ. Göttingen, Reihe A, Band 96, Heft 1 bis 8.
- SCHOUWENAARS, J.M. (1982): Maßnahmen im Wasserhaushalt der niederländischen Hochmoorreste – Zur Kenntnis der Anforderungen für eine Hochmoorregeneration. – *Telma* 12: 219–234.
- SCHOUWENAARS, J.M. (1992): Hydrological characteristics of bog relicts in the Engbertsdijksvenen after peat-cutting and rewetting. – In BRAGG, O.M., HULME, P.D., INGRAM, H.A.P. & ROBERTSON, R.A. (eds.): *Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment*. Dep. Biol. Sci., Univ. Dundee, p. 125–132.
- SCHOUWENAARS, J. (1993): Möglichkeiten für die Wiedervernässung von Hochmooren in Abhängigkeit von der Torfmächtigkeit. – *Telma* 23: 117–123.
- SCHOUWENAARS, J.M. & VINK, J.P.M. (1992): Hydrological properties of peat relicts in a former bog and perspectives for Sphagnum regrowth. – *Intern. Peat Journ.* 4: 15–28.
- SCHUCKERT, U., GREMER, D., DEUSCHLE, A., POSCHLOD, P. & BÖCKER, R. (1994): Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzacher Ried. Teil 2: Vegetation. In BÖCKER, R. & KOHLER, A. (Hrsg.): *Feuchtgebiete. Gefährdung, Schutz, Renaturierung*. Hohenheimer Umwelttagung 26: In diesem Band.

- n. – *Telma* 19: 77–88.
- moorvegetation im Zuge  
– *Telma*, Beih. 2: 77–98.
- lands in eastern Canada.  
te Wetlands. Wiley, New
- erde für die Hochmoorre-  
in Nordwestdeutschland.
- uche mit Bunkerde – ein  
mit hochmoortypischen
- ie in der Tschechoslowa-  
abishment of vegetation  
10: 171–174.
- ftigen Abbau von Torf. –  
nd Klima einer kultivier-  
Schr.-R. Kuratorium f.
- urbenriet – Gamperfin,  
Sargans-Werdenberg 17:  
ntwicklung. – Diss., ETH  
Regeneration. – *Telma* 21:  
achsen. - Veröff. Nieder-  
Reihe A, Band 96, Heft 1
- lt der niederländischen  
Hochmoorregeneration. –  
relicts in the Engbertsdi-  
M., HULME, P.D., INGRAM,  
d Man: An Impact Asses-  
ung von Hochmooren in  
3.  
ies of peat relicts in a for-  
Peat Journ. 4: 15–28.
- ER, R. (1994): Monitoring  
station. In BÖCKER, R. &  
Renaturierung. Hohenhei-
- SCHUCKERT, U. & POSCHLOD, P. (1991a): Renaturierung von Badetorfdeponien im Steinacher Ried (Bad Waldsee). – *Verh. Ges. Ökol.* 20: 275–283.
- SCHUCKERT, U. & POSCHLOD, P. (1991b): Ansiedlung standortgerechter Moorvegetation auf Badetorfdeponien – Ergebnisse zwanzigmonatiger Beobachtungen von Versuchsflächen. – *Telma* 21: 263–276.
- SCHUCKERT, U. & POSCHLOD, P. (1993): Ansiedlung standortgerechter Moorvegetation auf Badetorfdeponien in Bad Waldsee (Oberschwaben) – Erkenntnisstand nach 3jähriger Versuchsdauer. *Ber. Inst. Landschafts- u. Pflanzenökol., Univ. Hohenheim*, 2: 243–254.
- SILVOLA, J. (1986): Carbon dioxide dynamics in mires reclaimed for forestry in eastern Finland. – *Ann. Bot. Fenn.* 23: 59–67.
- SILVOLA, J. (1988): Effect of drainage and fertilization on carbon output and nutrient mineralization of peat. – *Suo* 39: 27–37.
- SILVOLA, J., VÄLIJOKI, J. & AALTONEN, H. (1985): Effect of draining and fertilization on soil respiration at three ameliorated peatland sites. – *Acta Forest. Fenn.* 191: 1–32.
- SUCCOW, M. (1988): *Landschaftsökologische Moorkunde*. – Bornträger, Berlin, Stuttgart: 340 S.
- SUCCOW, M. (1993): Neuorientierung der Landnutzung. In Kohler, A. & Böcker, R. (Hrsg.): *Die Zukunft der Kulturlandschaft. Hohenheimer Umwelttagung 25: 25–35*, Margraf, Weikersheim.
- SUCCOW, M. & JESCHKE, L. (1986): *Moore in der Landschaft. Entstehung, Haushalt, Lebenswelt, Verbreitung, Nutzung und Erhaltung der Moore*. – Harri Deutsch, Thun, Frankfurt/Main: 268 S.
- SVENSSON, B.H. & SUNDH, I. (1992): Factors affecting methane production in peat soils. – *Suo* 43 (4–5): 183–190.
- TOLONEN, K., VASANDER, H., DAMMAN, A.W.H. & CLYMO, R.S. (1992): Preliminary estimate of long-term carbon accumulation and loss in 25 boreal peatlands. – *Suo* 43 (4–5): 277–280.
- UHDEN, O. (1972): *Gebirgshochmoore und Wasserwirtschaft am Beispiel des Brockenfeldmoores im Oberharz*. – *Schr.-R. Kuratorium f. Kulturbauwesen* 21: 175 S.
- VAN DIGGELEN, R., MOLENAAR, W., CASPARIE, W.A. & GROOTJANS, A.P. (1991): Paläoökologische Untersuchungen als Hilfe in der Landschaftsanalyse im Gorecht-Gebiet (Niederlande). – *Telma* 21: 57–73.
- VASANDER, H., LEIVO, A. & TANNINEN, T. (1992): Rehabilitation of a drained peatland area in the Seitsemien National Park in southern Finland. – In Bragg, O.M., Hulme, P.D., Ingram, H.A.P. & Robertson, R.A. (eds.): *Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment*. *Dep. Biol. Sci., Univ. Dundee*, p. 381–387.
- VERMEER, J.G. & JOOSTEN, J.H.J. (1992): Conservation and management of bog and fen reserves in the Netherlands. – In Verhoeven, J.T.A. (ed.): *Fens and Bogs in the Netherlands: Vegetation, History, Nutrient Dynamics and Conservation*. Kluwer, Dordrecht, Boston, London: 433–478.
- ZIRL (1839): *Über Gewinnung und Bennützung des Torfes in Bayern*. – *Central-Verwaltungsausschuß des polytechnischen Vereins von Bayern*, München: 103 S.
- ZOLLNER, A. (1993): *Renaturierung von bewaldeten Mooren im oberbayerischen Staatswald*. – *Telma* 23: 297–309.

Peter Poschlod  
Fachbereich Biologie  
Naturschutz II  
Philipps-Universität  
D-35032 Marburg

# Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzacher Ried

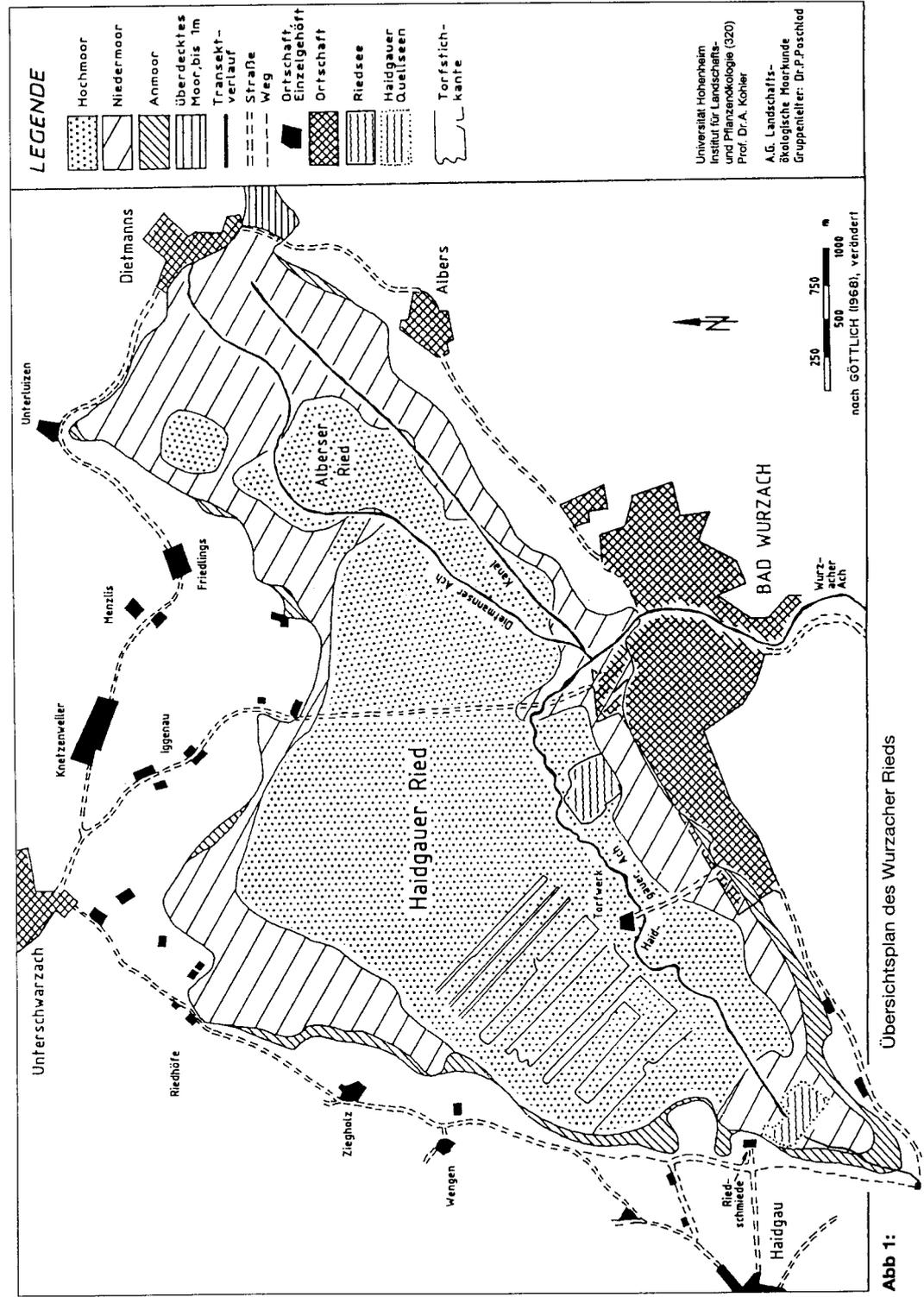
## Teil 1: Einführung und Grundlagen

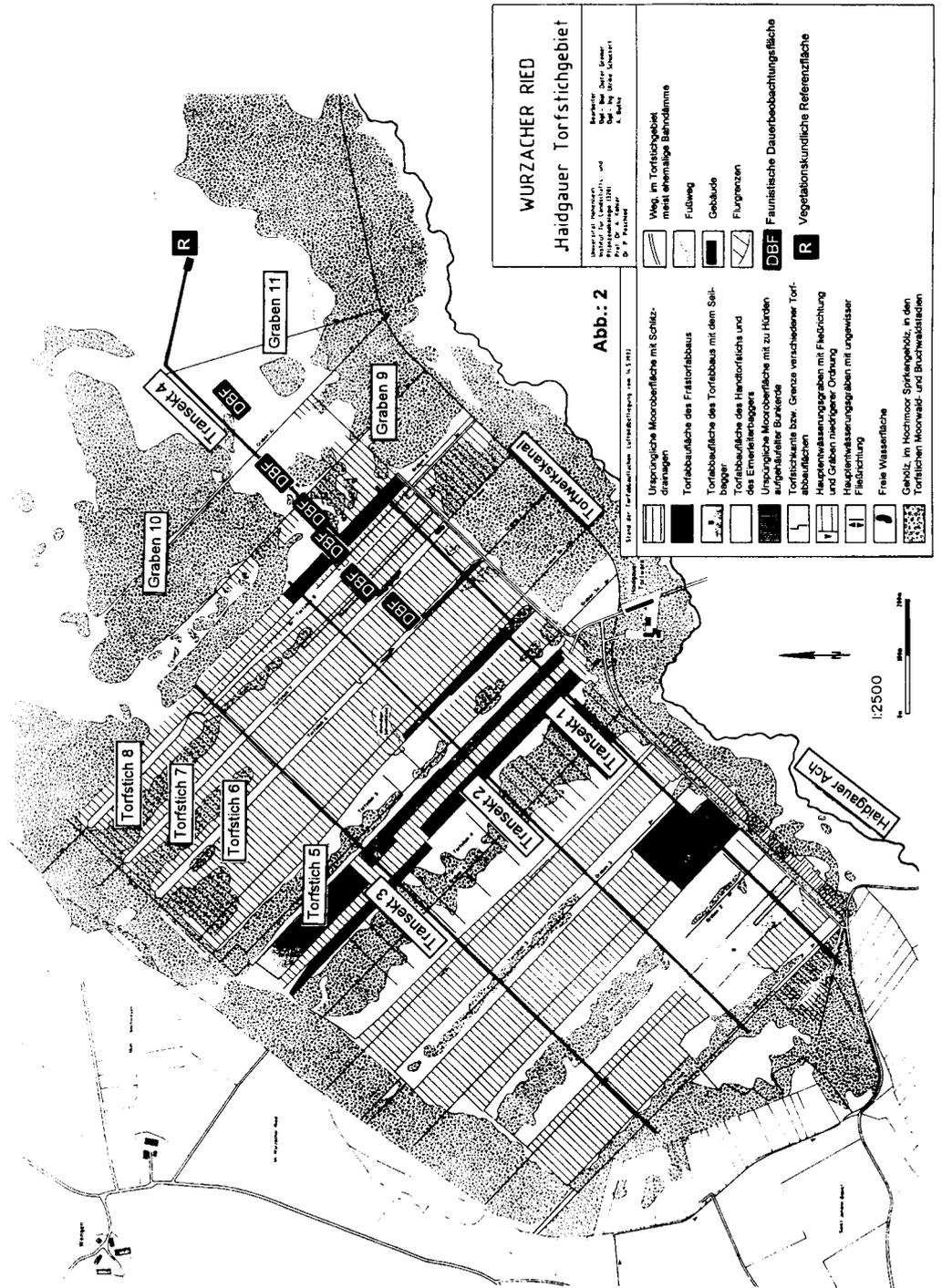
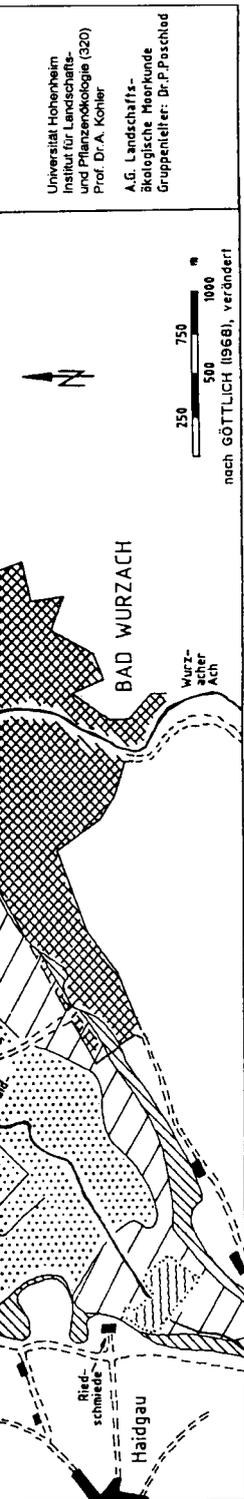
Reinhard Böcker, Wolfgang Jansen, Giselher Kaule, Jörg Pfadenhauer, Peter Poschlod, Hinrich Rahmann, Heinrich Reck, Armin Schopp-Guth, Ulrike Schuckert

### 1. Vorstellung des Untersuchungsgebietes und der Aufgabenstellung

Das Wurzacher Ried (Landkreis Ravensburg, Oberschwaben, Abb. 1) ist der größte zusammenhängende Hochmoorkomplex Mitteleuropas (KAULE 1974). Wegen seiner internationalen Bedeutung hat es 1989 das Europadiplom für Naturschutzgebiete erhalten. Um das Ried so weit wie möglich zu schützen und es, wenn möglich, wieder in seiner Gesamtheit in einen naturnahen Zustand zurückzuführen, wurde es in das Programm des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit „Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung“ aufgenommen. Mit einem Mittelvolumen von insgesamt ca. 25 Mio. DM über einen Zeitraum von 10 Jahren werden vorrangig der Ankauf von Flächen und biotopenkende Maßnahmen gefördert. Grundlage für die Umsetzung ist der Pflege- und Entwicklungsplan der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege in Tübingen (BEZIRKSSTELLE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE 1991), der auf dem Ökologischen Entwicklungskonzept des Institutes für Landschaftsökologie II der TU München/Weißenstephan (PFADENHAUER & al. 1990) und den Grundlagenarbeiten zur Nutzungsgeschichte (KONOLD & al. 1990; s.a. SCHWINEKÖPER & al. 1991), Vegetation (POSCHLOD & al. 1990, s.a. GREMER & POSCHLOD 1991, WEISS & al. 1992), Pflanzensoziologie (LÜTH 1990) und zur Fauna und Limnochemie (RAHMANN & al. 1990) basiert.

Neben dem Flächenankauf und der Einführung einer extensiven Nutzung bzw. Pflege in den an das Naturschutzgebiet angrenzenden Flächen wurde seither damit begonnen, das Haidgauer Torfstichgebiet (Abb. 2) wiederzuvernässen. Es umfaßt mit einer Ausdehnung von 2 km Länge und 1,5 km Breite etwa ein Drittel des Haidgauer Schildes, das der größte Hochmoorschild des Wurzacher Riedes ist. Der industrielle Torfstich begann dort in den zwanziger Jahren dieses Jahrhunderts mit umfangreichen Entwässerungsmaßnahmen. Man legte dazu mehrere von Nordwest nach Südost verlaufende Hauptgräben an, die in einen parallel zur Haidgauer Aach verlaufenden künstlichen Vorfluter, den Torfwerkskanal, münden. Entlang der Hauptgräben fand der Torfabbau statt. Zur vollständigen Entwässerung des Torfkörpers wurden quer zu den Hauptgräben Schlitzgräben im Abstand von 15 m mit einer Tiefe von bis zu 1,5 m gezogen. Das gesamte Entwässerungssystem einschließlich des Torfwerkskanals soll bis Ende 1995 durch Einstaumaßnahmen in seiner Wirkung aufgehoben werden.





Das Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie und das Institut für Zoologie der Universität Hohenheim wurden 1990 vom Umweltministerium beauftragt, eine vegetationskundliche und zoologische Erfolgskontrolle für die Wiedervernässungsmaßnahmen einzurichten (KÖHLER & al. 1992, 1993, 1994), mit dem Ziel, die Auswirkungen der Anhebung des Moorwasserstandes auf die Vegetation und Fauna zu untersuchen und zu bewerten.

Ebenfalls im Auftrag des Umweltministeriums wurde 1993 von den beiden genannten Instituten sowie dem Institut für Landschaftsökologie II der TU München/Weihenstephan und dem Institut für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart ein Konzept für ein Monitoring des gesamten Wurzacher Riedes erarbeitet (BÖCKER & al. 1993). 1994 werden die im Konzept aus der Literatur und den bisherigen Erfahrungen erarbeiteten Methoden anhand von Beispielflächen im Wurzacher Ried erprobt. In den beiden folgenden Jahren soll mit den dann auf die örtlichen Bedürfnisse abgestimmten Methoden das gesamte Gebiet erfaßt werden.

In den nachfolgenden Artikeln (SCHUCKERT & al. 1994, JANSEN & RAHMANN 1994, RECK & al. 1994) werden die im Haidgauer Torfstichgebiet angewandten bzw. für das Monitoring des gesamten Wurzacher Riedes vorgeschlagenen Methoden, sowie Ergebnisse der Erstaufnahme im Haidgauer Torfstichgebiet dargestellt und diskutiert.

## 2. Begriffsdefinitionen

Unter Monitoring versteht man Meß- und Beobachtungsvorhaben, die mit reproduzierbaren Methoden, ohne absehbare Zeitbegrenzung und kontinuierlich Daten ermitteln. In der Wissenschaft werden derartige Programme in zunehmendem Maße im Rahmen der Umweltüberwachung, beispielsweise zur Feststellung anthropogener Einflüsse auf Ökosysteme wie der Beobachtung von Schad- und Nährstoffbelastungen eingesetzt. Erkenntnisse zur natürlichen und zur menschlich beeinflussten Dynamik von Ökosystemen und zum notwendigen Raumbedarf z.B. für komplexe Mosaikzyklen (REMMERT 1988) können nur durch Monitoring in ausreichender Genauigkeit erworben werden. Ein weiterer Einsatzbereich, der in den letzten Jahren an Bedeutung gewonnen hat, ist die Erfolgskontrolle von Naturschutzmaßnahmen (PLACHTER 1991). In diesem Fall wird überprüft, inwieweit durch Maßnahmen initiierte Veränderungen mit der Zielsetzung übereinstimmen. Monitoring für den Naturschutz bedeutet nach SUKOPP & al. (1986), in Anlehnung an STÖCKER (1981), Messung und Beobachtung an Elementen der Biozönosen und des Biotops in Raum-Zeitreihen, die geeignet sind, an den Zielen von Naturschutz und Landschaftspflege orientierte Aussagen über den Zustand der Umwelt und deren Änderungen zu treffen. Als synonyme Begriff wird hier auch Dauerbeobachtung verwendet. Häufig werden dabei nur besonders aussagekräftige Teile der Biozönose, also Bioindikatoren, exemplarisch für das Gesamtsystem untersucht.

Nach SCHUBERT (1985) sind Bioindikatoren Organismen oder Organismengemeinschaften, deren Lebensfunktionen sich mit bestimmten Umweltfaktoren so eng korrelieren lassen, daß sie als Zeiger dafür verwendet werden können (vgl. auch ARNDT & al. 1987). Für das Monitoring im Wurzacher Ried sind Zeigerorganismen für bestimmte Standortbedingungen und Biotopqualitäten (BICK 1982) wichtig.

### 3. Literatur

at für Zoologie der Uni-  
 fragt, eine vegetations-  
 ässungsmaßnahmen ein-  
 wirkungen der Anhebung  
 en und zu bewerten.

h beiden genannten Insti-  
 chen/Weihenstephan und  
 Stuttgart ein Konzept für  
 R & al. 1993). 1994 wer-  
 en erarbeiteten Methoden  
 den folgenden Jahren soll  
 n das gesamte Gebiet er-

EN & RAHMANN 1994,  
 andten bzw. für das Moni-  
 sowie Ergebnisse der Er-

die mit reproduzierbaren  
 ten ermitteln. In der Wis-  
 e im Rahmen der Um-  
 Einflüsse auf Ökosysteme  
 gesetzt. Erkenntnisse zur  
 osystemen und zum not-  
 (T 1988) können nur durch  
 eiterer Einsatzbereich, der  
 Kontrolle von Naturschutz-  
 wie weit durch Maßnahmen  
 Monitoring für den Natur-  
 KER (1981), Messung und  
 am-Zeitreihen, die geeig-  
 entierte Aussagen über den  
 mer Begriff wird hier auch  
 s aussagekräftige Teile der  
 em untersucht.

rganismengemeinschaften,  
 eng korrelieren lassen, daß  
 & al. 1987). Für das Moni-  
 Standortbedingungen und

- ARNDT, U. NOBEL, W., SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren. Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse.– Ulmer, Stuttgart: 388 S.
- BICK, H. (1982): Indikatoren und Umweltschutz.– *Decheniana Beih.* 26: 2–5.
- BEZIRKSSTELLE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (BNL) TÜBINGEN (ed., 1991): Pflege- und Entwicklungsplan Wurzacher Ried.– unveröff., Tübingen: 89 S.
- BÖCKER, R., GEISSLER, S., JANSEN, W., KAULE, G., KÖHLER, H., PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P., RAHMANN, H., RECK, H., SCHOPP-GUTH, A., SCHUCKERT, U., WALTER, R. (1993): Monitoringkonzept Wurzacher Ried, Abschlußbericht.– Unveröff. Gutachten, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (Projektleitung und Koordination) der Universität Hohenheim, Institut für Landschaftsökologie II der TU München/Weihenstephan, Institut für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart, Institut für Zoologie der Universität Hohenheim, Stuttgart: 312 S.
- GREMER, D. & POSCHLOD, P. (1991): Die Vegetationsentwicklung im Torfstichgebiet des Haidgauer Rieds (Wurzacher Ried) in Abhängigkeit von Abbauweise und Standort nach dem Abbau. – *Verh. Ges. Ökologie* 20: 315–324.
- JANSEN, W. & H. RAHMANN (1994): Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzacher Ried, Teil 2: Fauna, Teil 2.1: Erfolgskontrolle im Haidgauer Torfstichgebiet.– *Hohenheimer Umwelttagung* 26, xxx.
- KAULE, G. (1974): Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. Landschaftsökologische Untersuchungen unter besonderer Berücksichtigung der Ziele der Raumordnung und des Naturschutzes.– *Diss. Bot.* 27, Cramer, Vaduz: 345 S.
- KOHLER, A., RAHMANN, H., JANSEN W., POSCHLOD, P., SCHUCKERT, U. (1992): Wissenschaftliche Begleituntersuchung der Wiedervernässungsmaßnahmen innerhalb des Renaturierungsprojekts Wurzacher Ried – Zwischenbericht für das Untersuchungsjahr 1991 – Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie und Institut für Zoologie, Universität Hohenheim: 67 S.
- KOHLER, A., RAHMANN, H., GREMER, D., FOK, P., JANSEN, W., POSCHLOD, P., SCHUCKERT, U. (1993): Wissenschaftliche Begleituntersuchung der Wiedervernässungsmaßnahmen innerhalb des Renaturierungsprojekts Wurzacher Ried – Zwischenbericht für das Untersuchungsjahr 1992 – Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie und Institut für Zoologie, Universität Hohenheim: 122 S.
- KOHLER, A., RAHMANN, H., GREMER, D., FOK, P., JANSEN, W., POSCHLOD, P., SCHUCKERT, U. (1994): Wissenschaftliche Begleituntersuchung der Wiedervernässungsmaßnahmen innerhalb des Renaturierungsprojekts Wurzacher Ried – Abschlußbericht für die Untersuchungsjahre 1991–1993. – Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie und Institut für Zoologie, Universität Hohenheim, in Vorbereitung.
- KONOLD, W., SCHWINEKÖPER, K., SCHÜLE, E.M. (1990): Nutzungsgeschichte des Wurzacher Riedes.– Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim (unveröff.), Stuttgart-Hohenheim: 88 S.
- LÜTH, M. (1989): Die Pflanzengesellschaften des Wurzacher Riedes.– Tübingen (unveröff.): 90 S.
- PFADENHAUER, J., KRÜGER, G.-M., MUHR, E. (1990): Ökologisches Entwicklungskonzept Wurzacher Ried.– Im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg, Stuttgart: 304 S.

- PLACHTER, H. (1991): Biologische Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege.– Laufener Seminarbeiträge der ANL 7/91: 7–29.
- POSCHLOD, P., GREMER, D., KELLERMANN, S., WEISS, G. (1990): Teilberichte zum gesamtökologischen Gutachten Wurzacher Ried. Teil I: Vegetation der Gewässersysteme; Teil II: Vegetation und standortkundliche Untersuchungen im Bereich des Torfstiches im Haidgauer Ried; Teil III: Vegetation und standortkundliche Untersuchungen entlang eines Transektes durch das Ried westlich des Alberser Riedes.– unveröff. Mskr., Institut f. Landschafts- und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim, Stuttgart-Hohenheim: 56 S.
- RAHMANN, H., KÖNIG, A., ZINTZ, K. (1990): Faunistische Pilotstudie 1989 zum Projekt „Renaturierung des Wurzacher Rieds“. Unveröff. Mskr., Institut für Zoologie, Universität Hohenheim, Stuttgart-Hohenheim: 100 S.
- RECK, H., JANSEN, W., BUCHWEITZ, M., GEISLER, S., HERMANN, G., KAULE, G., RAHMANN, H., WALTER, R. (1994): Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzacher Riedes, Teil 2 Fauna, Teil 2.2 Gesamtkonzept Fauna.– Hohenheimer Umwelttagung 26: xxx.
- REMMERT, H. (1988): Naturschutz.– Springer, Berlin: 202 S.
- SCHWINEKÖPER, K., SCHÜLE, E.-M., KONOLD, W. (1991): Die Nutzungsgeschichte des Wurzacher Rieds.– Verh. Ges. Ökologie 20: 291–300.
- STÖCKER, G. (1981): Zu einigen theoretischen und methodischen Aspekten der Bioindikation.– Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 21, 187–209.
- SUKOPP, H., SEIDEL, K., BÖCKER, R. (1986): Bausteine zu einem Monitoring für den Naturschutz. Ber. ANL 10, 27–39.
- WEISS, G., POSCHLOD, P., KOHLER, A. (1992): Die Vegetation der Gräben im Wurzacher Ried und ihre Abhängigkeit von Grabenräumung, Wasserchemismus und Vegetation und Nutzung der Kontaktflächen.– Naturschutzforum 5/6: 7–43.

Prof. Dr. Reinhard Böcker, Dipl.-Ing. Ulrike Schuckert  
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie –320–  
Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

Prof. Dr. Hinrich Rahmann, Wolfgang Jansen, M.sc.  
Institut für Zoologie –220–  
Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

Prof. Dr. Peter Poschlod  
Fachbereich Biologie, Naturschutz II  
Philipps-Universität, D-35032 Marburg

Prof. Giselher Kaule, Dipl. Agr.-Biol. Heinrich Reck  
Institut für Landschaftsplanung und Ökologie  
Universität Stuttgart, 70174 Stuttgart

Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer, Dipl. Biol. Armin Schopp-Guth  
Institut für Landschaftsökologie II  
TU München/Weihenstephan, 86354 Freising-Weihenstephan

## Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzacher Ried

### Teil 2: Vegetation

Ulrike Schuckert, Dieter Gremer, Angela Deuschle, Peter Poschlod, Reinhard Böcker

#### 1. Einleitung

In diesem Beitrag wird die vegetationskundliche Erfolgskontrolle im Haidgauer Torfstichgebiet und das Konzept für ein vegetationskundliches Monitoring der gestörten und ungestörten Hoch- und Zwischenmoorbereiche des gesamten Riedes dargestellt.

#### 2. Erfolgskontrolle im Haidgauer Torfstichgebiet

Durch den Torfabbau entstanden im Haidgauer Torfstichgebiet (Abb. 2 in BÖCKER & al. (1994) in diesem Band) in Abhängigkeit von Abbaumethode, Abbautiefe und Qualität des Resttorfkörpers bzw. des verbliebenen Substrates verschiedenste Standorte, die je nach Beendigung des Torfabbaues unterschiedlich alt sind. Dies ist die Ursache für die **Vielzahl verschiedener Vegetationsstadien** (GREMER & POSCHLOD 1991). Die zwischen den Torfstichen verbliebenen Reste der ehemaligen Hochmooroberfläche, im folgenden „Rücken“ genannt, dienten früher der Trocknung des Torfes und sind je nach Stärke der Entwässerung von Zwergstrauchheiden mit mehr oder weniger dichter Torfmoosdecke bedeckt.

Im Rahmen einer Erfolgskontrolle werden die eingeführten Methoden der vegetationskundlichen Dauerbeobachtung verwendet, wie sie von PFADENHAUER & al. (1986) sowie MUHLE & POSCHLOD (1989) aus einer Analyse verschiedenster Daueruntersuchungen zusammengestellt wurden. Je nach Zielsetzung und Gebiet ist eine Entscheidung für ein bestimmtes Dauerflächendesign und ein Aufnahmeverfahren notwendig.

Aufgrund der Heterogenität des Gebietes genügt im Haidgauer Torfstichgebiet eine Auswahl repräsentativer Flächen nicht, um die Veränderungen, die durch die Wiedervernäsungsmaßnahmen stattfinden werden, zu dokumentieren. Daher wurde die **Transektmethode** (PFADENHAUER & al. 1986, HUTCHINGS 1991), die bereits von GREMER & POSCHLOD (1991) zur Analyse von Vegetation und Standortbedingungen im Haidgauer Torfstichgebiet angewandt worden war, auch bei der Anlage der Dauerbeobachtungsflächen (Abb. 2 in BÖCKER & al. (1994) in diesem Band) eingesetzt. Als erstes Transekt wurde das von GREMER & POSCHLOD (1991) ausgewählte übernommen. Das zweite Transekt verläuft etwa auf

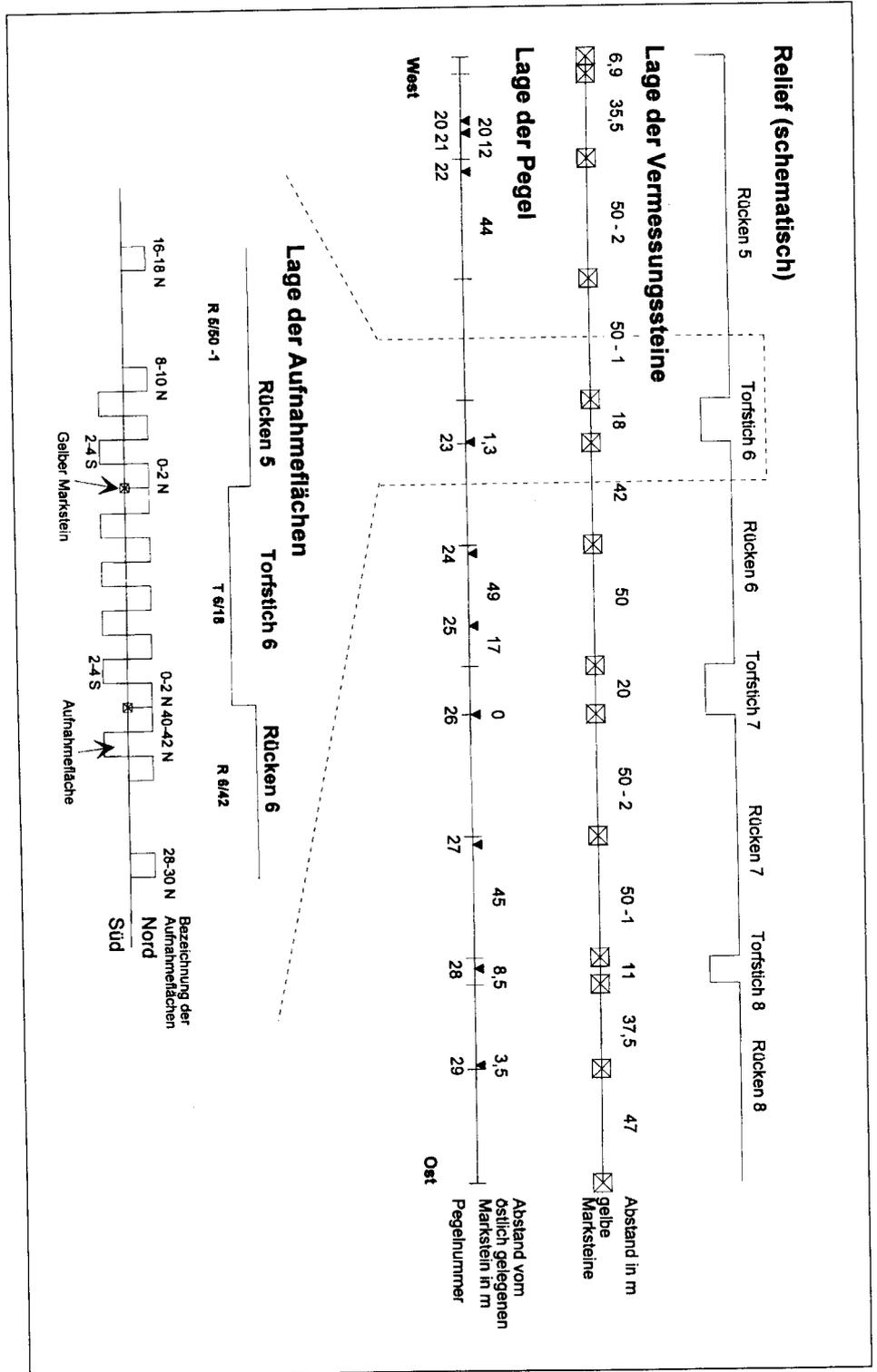
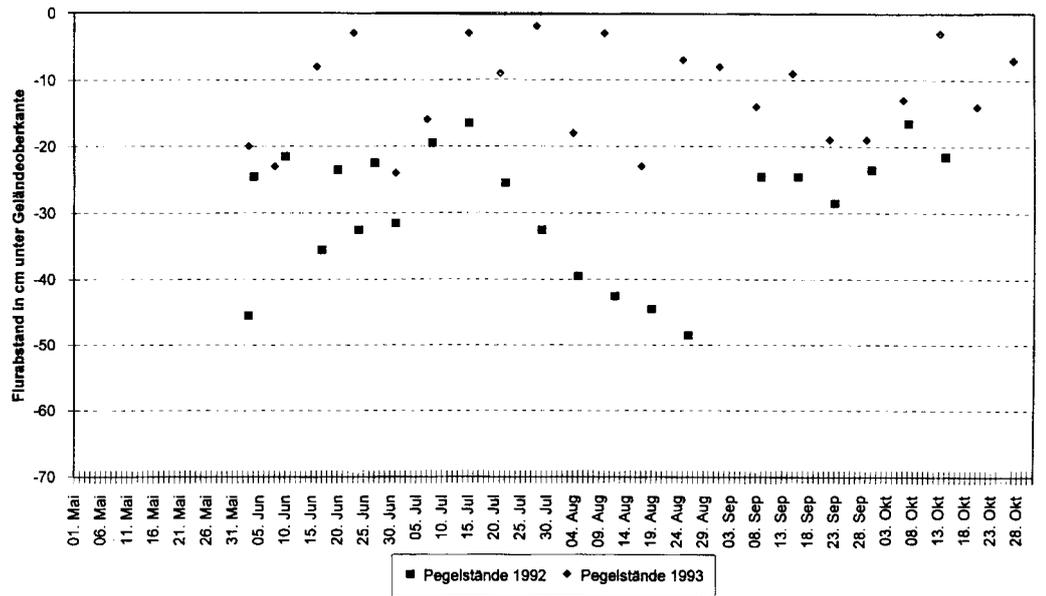
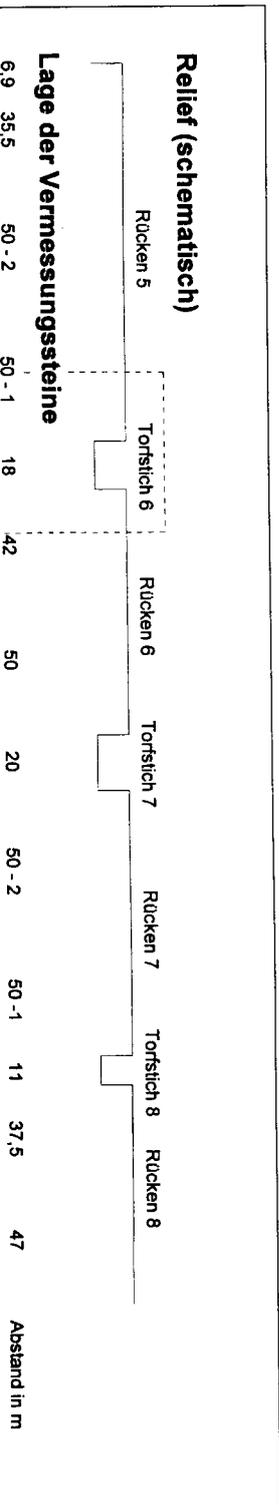
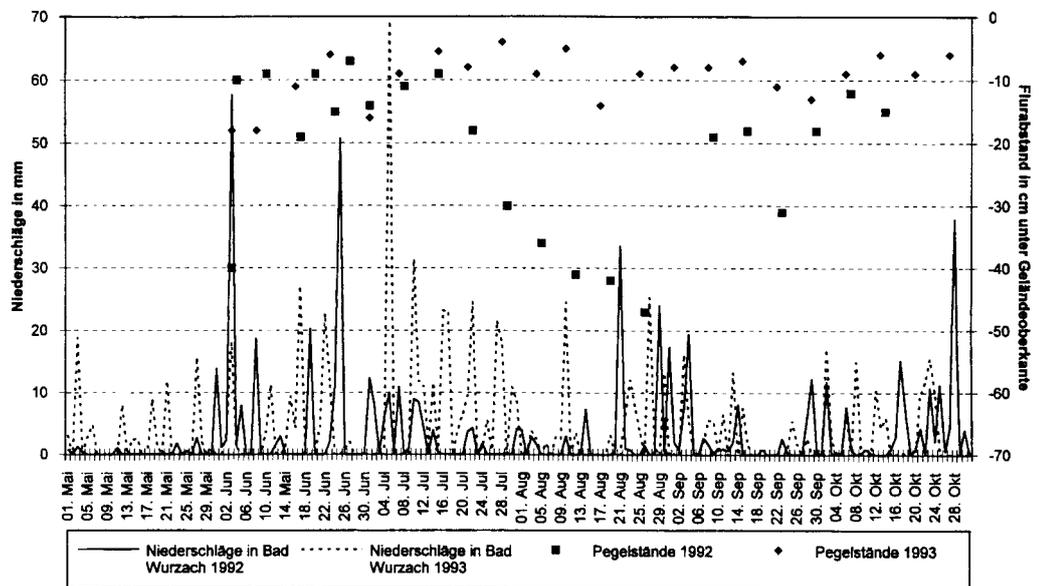


Abb. 1: Exemplarischer Ausschnitt aus der Dokumentation der Transektverläufe.



**Abb. 2:** Pegelstände des Jahres 1992 im Vergleich zu 1993 im Ende 1992 wiedervernässten Teil des Haidgauer Torfstichgebietes.



**Abb. 3:** Pegelstände des Jahres 1992 im Vergleich zu 1993 im nicht wiedervernässten Teil des Haidgauer Torfstichgebietes in Abhängigkeit von den Niederschlägen

halber Strecke zwischen Transekt eins und drei, das dritte auf dem gemäß einer Luftbildvermessung höchsten Bereich. DEUSCHLE (1992) richtete 1990 ein Kleintransekt im weitgehend ungestörten Teil des Haidgauer Schildes ein. Dies wurde als Referenzfläche ausgewählt und mit einem weiteren Transekt (Nr. 4) an die übrigen Untersuchungen angeschlossen.

Bei der Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen müssen Grundsätze beachtet werden, die man mit dem Begriff „**Kontinuität**“ zusammenfassen kann: So muß gewährleistet sein, daß dieselben Flächen bei annähernd gleichen Bedingungen mit übereinstimmenden Methoden untersucht werden (USHER 1991, PETERKEN & BACKMEROFF, 1989). Daher ist es unabdingbar, die Untersuchungsflächen dauerhaft zu **markieren** und ihre Lage detailgetreu zu **dokumentieren**. Abb. 1 zeigt dies beispielhaft an einem Ausschnitt des Transekts 1: Zur besseren Orientierung wurde das Relief schematisch aufgetragen. Darunter ist der Transektverlauf dargestellt, die erste Linie zeigt die Lage der im Gelände dauerhaft eingebrachten Vermessungssteine, die zweite die Lage der Pegel, jeweils mit den genauen Abständen. Jedes angelegte Transekt ist auf diese Weise dokumentiert (KOHLER & al. 1992, 1993, 1994).

Die direkten Auswirkungen von Einstaumaßnahmen auf den Moorwasserstand können durch Pegel dokumentiert werden. Auf den Transekten wurden ca. 90 Pegel gesetzt, die während der Vegetationsperiode einmal pro Woche abgelesen werden. Abb. 2 zeigt die Flurabstände eines Pegels im Ende 1992 wiedervernäßten Teil. Es ist augenscheinlich ein deutlicher Anstieg der Wasserstände zu erkennen, den man als Erfolg der Maßnahmen deuten könnte. Stellt man aber einen Vergleich mit den Werten eines Pegels im nicht wiedervernäßten Teil des Haidgauer Torfstichgebietes (Abb. 3) her, so wird deutlich, daß dieser Schluß voreilig ist, denn auch hier liegen die Wasserstände 1993 deutlich höher als 1992. Die Ursache liegt, wie in Abb. 3 erkennbar, an den sehr hohen Niederschlägen im Sommer 1993. Der Erfolg der Wiedervernässungsmaßnahmen kann also durch Pegelstände nur dann aufgezeigt werden, wenn klimatisch vergleichbare Perioden herangezogen werden, was wegen der extrem unterschiedlichen Jahre bis jetzt noch nicht möglich war. Dieses Beispiel soll jedoch auch verdeutlichen, wie wichtig bei der Dauerbeobachtung sogenannte „**Referenz-Flächen**“ sind, die nur der natürlichen Sukzession und den ubiquitären anthropogenen Einflüssen unterliegen, nicht aber konkreten Maßnahmen. Nur durch den Vergleich lassen sich die Vorgänge auf den von Maßnahmen betroffenen Dauerbeobachtungsflächen korrekt interpretieren.

Wie stark die natürlichen Schwankungen auch in der scheinbar so stabilen Vegetationsdecke des Hochmoores sind, zeigt die erste Wiederholungskartierung der Referenzfläche im Haidgauer Schild (DEUSCHLE & POSCHLOD 1994, im gleichen Band).

In Abb. 1 ist die **Anlage der vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen** entlang der Transekte anhand eines Teilausschnittes dargestellt: Jeweils rechts und links des Transektes wurden 2m x 2m große Flächen vegetationskundlich aufgenommen, wobei auf vorher ausgewählte Arten, die später genauer erläutert werden, besonderer Wert gelegt wurde. Die Schätzung der Deckungsgrade erfolgte nach SCHMIDT (1974). Um die Anzahl der Vegetationsaufnahmen zu reduzieren, wurde auf den relativ homogenen Rücken nur jedes vierte Feld aufgenommen. Trotz der Reduzierung verblieben ca. 1.500 Flächen, die in den Jahren 1991 bis 1993 kartiert wurden.

gemäß einer Luftbildverkleintransekt im weitgeferenzfläche ausgewählt angen geschlossen.

ätze beachtet werden, die 3 gewährleistet sein, daß instimmenden Methoden (1989). Daher ist es unabare Lage detailgetreu zu mitt des Transekts 1: Zur en. Darunter ist der elände dauerhaft eingemit den genauen AbständHLER & al. 1992, 1993,

asserstand können durch gel gesetzt, die während 2 zeigt die Flurabstände inlich ein deutlicher Anmen deuten könnte. Stellt wiedervernäbsten Teil des ieser Schluß voreilig ist, 2. Die Ursache liegt, wie er 1993. Der Erfolg der dann aufgezeigt werden, wegen der extrem unteriel soll jedoch auch vererenz-Flächen“ sind, die n Einflüssen unterliegen, ich die Vorgänge auf den terpretieren.

stabilen Vegetationsdecke Referenzfläche im Haid-

achtungsf lächen entlang chts und links des Tranommen, wobei auf vorher r Wert gelegt wurde. Die die Anzahl der Vegetati- eken nur jedes vierte Feld n, die in den Jahren 1991

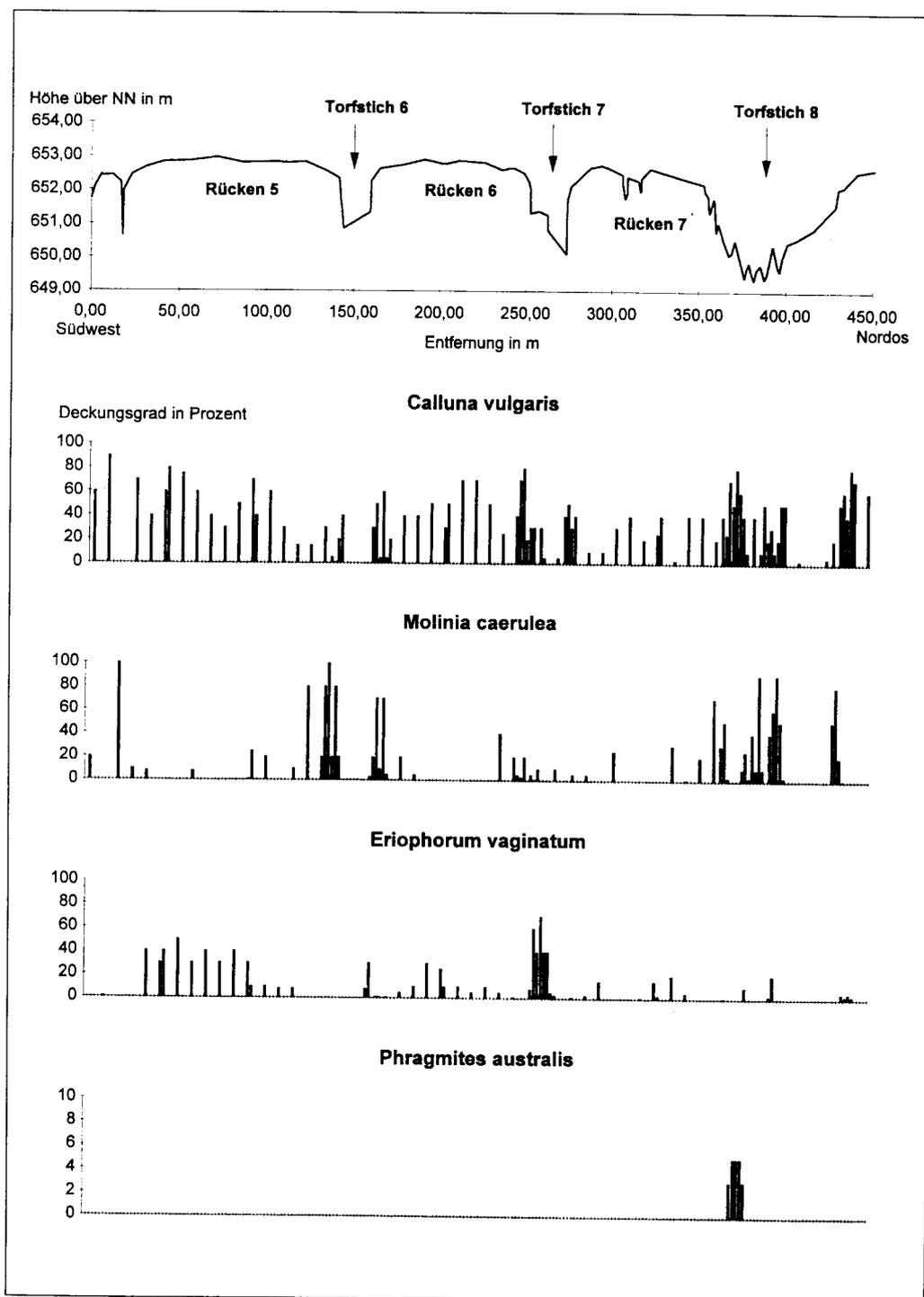


Abb. 4: Verteilung ausgewählter Arten höherer Pflanzen auf einem Teilstück des Transektes 1.

In Abb. 4 und 5 ist exemplarisch dargestellt, wie die **Auswertung der Kartierung** des Ist-Zustandes erfolgt: Es wurde für sinnvoll erachtet, wie dies auch für das Monitoring von Renaturierungsmaßnahmen in Hochmooren Großbritanniens vorgeschlagen wird (ROWELL, 1988), Indikatorarten (Begriffsdefinition siehe BÖCKER & al. (1994) in diesem Band) auszuwählen, die auf die Veränderung der Standortbedingungen spezifisch mit Zu- oder Abnahme der Deckungsgrade bzw. Verschwinden oder Einwandern reagieren müßten. Eine Voraussetzung für die Auswahl der Indikatorarten sind ortsbezogene Kenntnisse über die Abhängigkeit der Vegetationsdecke von den Standortverhältnissen. Diese liegen mit der Arbeit von GREMER & POSCHLOD (1991), in der die im Haidgauer Torfstichgebiet auftretenden Vegetationsstadien in der Regel ganz bestimmten Standortbedingungen zugeordnet werden konnten, vor. Die Vorgehensweise soll im folgenden anhand einiger Beispiele verdeutlicht werden: In Abb. 4 ist die Verteilung verschiedener **höherer Pflanzen** entlang eines Ausschnittes des Transektes 1 aufgetragen. Während *Calluna vulgaris* (Besenheide) mit Ausnahme der wassergefüllten Torfstiche 6 und 7 fast überall mit mehr oder minder übereinstimmenden Deckungsgraden vorkommt, ist *Molinia caerulea* (Pfeifengras) vor allem an den stärker entwässerten Rändern der Rücken bzw. auf trockenen Bunkerdehürden in den Torfstichen anzutreffen. Es ist also ein Störungszeiger, der starke Wasserspiegelschwankungen anzeigt (ROWELL, 1988). *Eriophorum vaginatum* (Scheidiges Wollgras) ist dagegen in vergleichbaren Deckungsgraden auf den schwächer entwässerten Rücken anzutreffen. Es fehlt aber nahezu auf dem stärker entwässerten Rücken 7. Charakteristisch ist sein Vorkommen in den Schwingrasen des verlandenden Torfstich 7. Es ist also typisch für das ungestörte Hochmoor, weniger stark entwässerte gestörte Hochmoorbereiche und Hochmoorregenerationsstadien. *Phragmites australis* (Schilf) tritt nur im Torfstich 8, mit relativ geringen Deckungsgraden auf. Durch Anschnitt der Kalkmudde beim Torfstechen ist dieser Torfstich mineralisch beeinflusst, was das Vorkommen dieser minerotrophenten Art begründet. Es wird also deutlich, daß Arten nur dann als Indikatorarten geeignet sind, wenn sie ein charakteristisches Verteilungsmuster, das sich mit bestimmten Standortbedingungen deckt, aufweisen. Aufgrund ihrer Lebensform sind allerdings höhere Pflanzen nicht dazu in der Lage, sehr schnell auf Veränderungen der Standortbedingungen zu reagieren, ganz im Gegensatz zu Moosen.

**Torfmoose** sind die kennzeichnenden Arten für wachsende Hoch- und Zwischenmoore. Sie erzeugen in Abhängigkeit von der artspezifisch unterschiedlichen Fähigkeit zum Ionenaustausch und zur Wasserhaltung ganz charakteristische Standortbedingungen bezüglich Trophie und Wasserstand (OVERBECK, 1975, CLYMO & HAYWARD, 1982). Es liegt daher nahe, sie als Indikatorarten heranzuziehen. In Abb. 5 ist die Verteilung typischer Torfmoose dargestellt. Die beiden, die ungestörten Hochmoore des Wurzacher Riedes bzw. auch fast des gesamten Alpenvorlandes (POSCHLOD 1990), charakterisierenden Torfmoose sind u.a. die roten Torfmoose *Sphagnum magellanicum* und *S. capillifolium*. Man kann sie folglich als Zielarten, d.h. Arten, die sich im Zuge der Wiedervernässungsmaßnahmen wieder ausbreiten sollen, bezeichnen. Die Erfolgsaussichten für das Haidgauer Torfstichgebiet sind aus Abb. 5 recht gut ablesbar: *Sphagnum capillifolium* ist weit stärker entwässerten Rückens 7 vor. *Sphagnum magellanicum* tritt demgegenüber auch auf den Rücken 5 und 6 nur noch sporadisch auf. Seinen Verbreitungsschwerpunkt hat es im dargestellten Abschnitt in den nassen Torfstichen 7 und 8. Demnach weisen vor allem Torfstiche mit hohen Wasserständen die günstigsten Bedingungen für diese Arten auf. Wenn die Wasserstände auch auf den Rücken angehoben werden, ist aber ebenfalls zu erwarten, daß sich Torfmoose, dort wo sie noch vor-

der Kartierung des Ist- und des Monitoring von Rechenlagen wird (ROWELL, in diesem Band) auszu- mit Zu- oder Abnahme müßten. Eine Vorausset- über die Abhängigkeit mit der Arbeit von GRE- auftretenden Vegetati- ordnet werden konnten, verdeutlicht werden: In g eines Ausschnittes des mit Ausnahme der was- der übereinstimmenden allem an den stärker ent- in den Torfstichen anzu- elschwankungen anzeigt dagegen in vergleichba- treffen. Es fehlt aber na- sein Vorkommen in den as ungestörte Hochmoor, moorregenerationsstadien. eringen Deckungsgraden Torfstich mineralisch be- tet. Es wird also deutlich, charakteristisches Vertei- aufweisen. Aufgrund ihrer e, sehr schnell auf Verän- z zu Moosen.

und Zwischenmoore. Sie Fähigkeit zum Ionenaus- ungen bezüglich Trophie ). Es liegt daher nahe, sie pischer Torfmoose darge- des bzw. auch fast des ge- orfmoose sind u.a. die ro- Man kann sie folglich als anahmen wieder ausbreiten stichgebiet sind aus Abb. 5 et als *S. magellanicum*. Es twässerten Rückens 7 vor. en 5 und 6 nur noch spora- nen Abschnitt in den nassen en Wasserständen die gün- e auch auf den Rücken an- ose, dort wo sie noch vor-

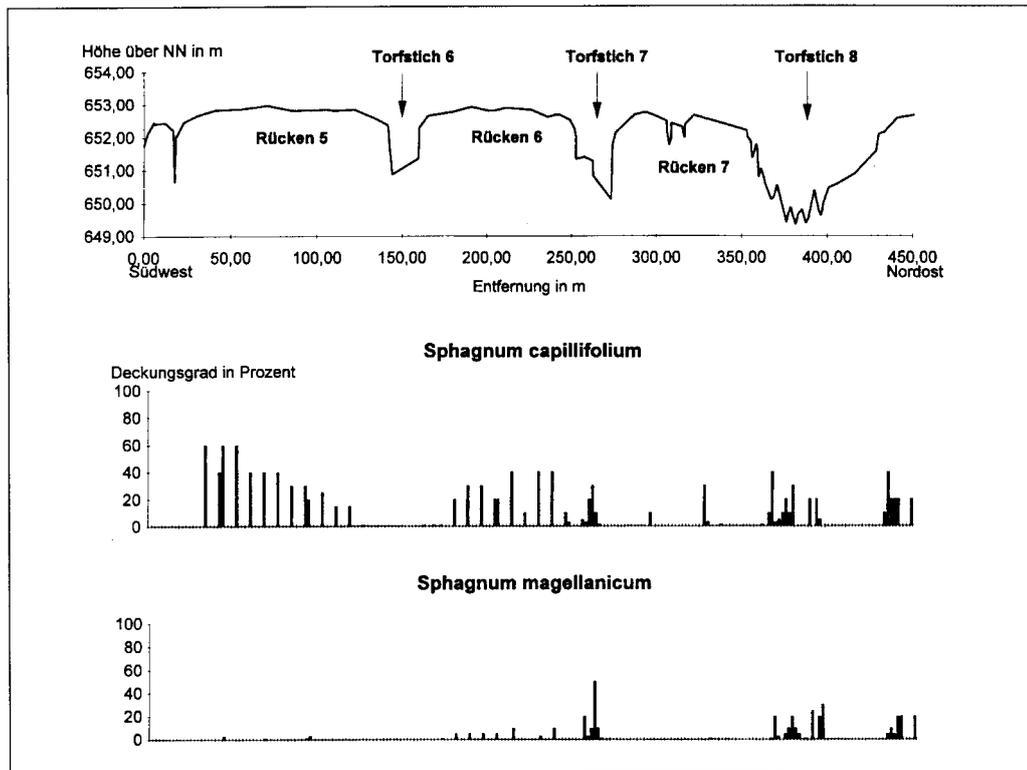


Abb. 5: Verteilung ausgewählter Torfmoosarten auf einem Teilstück des Transektes 1.

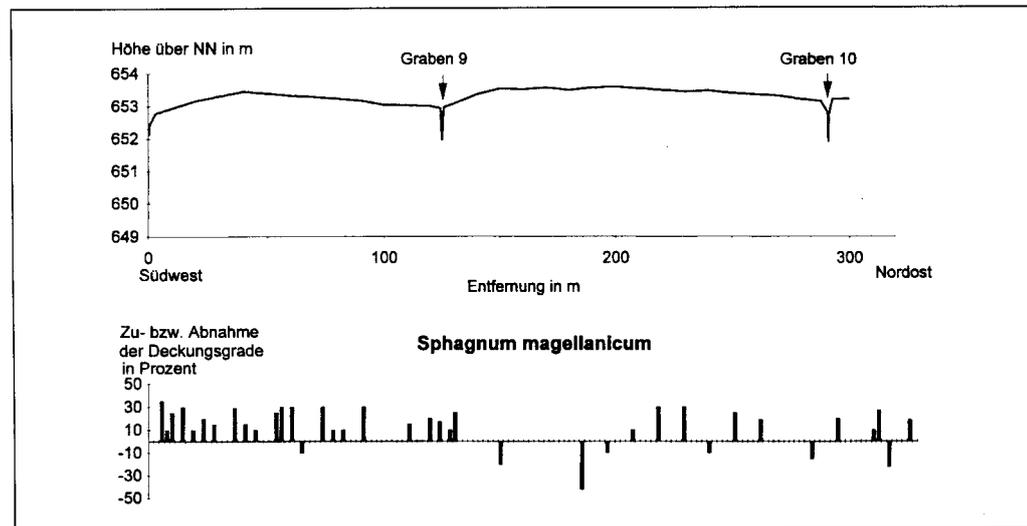


Abb. 6: Veränderung der Deckung von *Sphagnum magellanicum* auf einem Teilstück des Transektes 4 (Erstaufnahme 1992, Wiederholungskartierung 1993).

handen sind, schnell ausbreiten können. Am schlechtesten sind die Ausgangsbedingungen auf Rücken 7, wo sich Torfmoose erst wieder ansiedeln müssen.

Ziel der Erfolgskontrolle im Haidgauer Torfstichgebiet ist jedoch nicht die Dokumentation und Bewertung des Ist-Zustandes. Vielmehr soll durch Wiederholungskartierungen in späterer Zeit aufgezeigt werden, was sich verändert hat, ob dies maßnahmenbedingt ist und ob es sich um eine erwünschte Entwicklung handelt. Zur Beurteilung werden dann nicht mehr die Deckungsgrade herangezogen, sondern ihre Zu- und Abnahme seit der letzten Kartierung. Um darzustellen, wie in Zukunft die Auswertung stattfinden soll, wurde ein Teil des Transektes 4 nach der Erstkartierung im Herbst 1993 nochmals kartiert, nachdem die Gräben eingestaut worden waren. In Abb. 6 ist dies exemplarisch für *Sphagnum magellanicum* dargestellt, das als einzige Art in diesem kurzen Zeitraum mit einer deutlichen Zunahme der Deckungsgrade reagiert hat.

Abschließend läßt sich also feststellen, daß der Ist-Zustand des Haidgauer Torfstichgebietes durch das Verteilungsmuster einzelner, ausgewählter Arten, der Erfolg der Wiedervernäsungsmaßnahmen durch die Veränderung der Deckungsgrade sehr gut dokumentiert werden kann. Für diese Vorgehensweise sind allerdings detaillierte Kenntnisse über Artbestand und Standortbedingungen des Gebietes Voraussetzung. Außerdem ist der Aufwand für die eigentlichen Untersuchungen wegen der Vielzahl der Aufnahmeflächen sehr hoch.

### 3. Gesamtkonzept Vegetation

Aufgrund des hohen Aufwandes, der großen Datenfülle, die an die Grenzen der Auswertbarkeit heranreicht und der Störungen bei der Anlage und Aufnahme der Transekte ist es nicht sinnvoll, die im Haidgauer Torfstichgebiet angewandte Methode auf das gesamte Wurzacher Riedes zu übertragen, das immerhin fünfmal so groß ist und vor allem zahlreiche, sehr trittempfindliche Bereiche umfaßt. Wie bereits schon von PFADENHAUER (1990) vorgeschlagen, müssen für das Monitoring des gesamten Riedes andere Wege der Dauerbeobachtung eingeschlagen werden. Im Jahr 1993 wurden mit Hilfe von Literatur und des Erfahrungsaustausches mit anderen Instituten einige Möglichkeiten der Dauerbeobachtung aus der Luft, die im folgenden vorgestellt werden sollen, aus einer Vielzahl von Varianten ausgewählt. Im Laufe des Jahres 1994 soll im Wurzacher Ried erprobt werden, welche(s) Verfahren sich am besten für ein Monitoring des gesamten Riedes eignet.

Zielsetzung ist, Begehungen des Riedes soweit wie möglich einzuschränken und trotzdem alle zur Beurteilung des Zustandes notwendigen Informationen, d.h. vor allem Artenzusammensetzung der Vegetation, insbesondere der Moosschicht, zu erhalten. Die bei der Luftbildauswertung übliche Methode der Kartierung von vorher im Gelände geeichten Vegetationsstadien reicht für ein Monitoring jedoch nicht aus.

Das Erkennen der Artenzusammensetzung ist nur dann möglich, wenn der Maßstab sehr groß ist bzw. die Auflösung der Luftbilder sehr gut ist. Sehr große Originalmaßstäbe unter 1:1.000 bis 1:750 sind nach Angaben eingeführter Befliegungsunternehmen kaum mit Hilfe herkömmlicher Flugzeuge zu erhalten. Daher wurden die Möglichkeiten der Befliegung aus geringer Flughöhe geprüft. Eine Arbeitsgruppe der Internationalen Gesellschaft für Photo-

Ausgangsbedingungen

nicht die Dokumentation  
ngskartierungen in spä-  
menbedingt ist und ob es  
den dann nicht mehr die  
der letzten Kartierung.  
wurde ein Teil des Tran-  
achdem die Gräben ein-  
m magellanicum darge-  
eutlichen Zunahme der

lgauer Torfstichgebietes  
folgt der Wiedervernä-  
ut dokumentiert werden  
se über Artbestand und  
Aufwand für die eigent-  
r hoch.

Grenzen der Auswert-  
me der Transekte ist es  
e auf das gesamte Wurz-  
or allem zahlreiche, sehr  
NHAEUER (1990) vorge-  
Vege der Dauerbeobach-  
literatur und des Erfah-  
uerbeobachtung aus der  
hl von Varianten ausge-  
rden, welche(s) Verfah-

Schränken und trotzdem  
l.h. vor allem Artenzu-  
halten. Die bei der Luft-  
lände geeichten Vegeta-

n der Maßstab sehr groß  
lmaßstäbe unter 1:1.000  
en kaum mit Hilfe her-  
n der Befliegung aus ge-  
Gesellschaft für Photo-

grammetrie und Fernerkundung hat sich bis 1986 mit dem Thema **Luftaufnahmen aus geringer Flughöhe** mit Hilfe von Modellhelikoptern und -flugzeugen, Drachen, Ultraleichtflugzeugen, Heißluftballons und -luftschiffen befaßt (DEUTSCHES BERGBAUMUSEUM, 1986), deren Erfahrungen bei der Auswahl der für das Wurzacher Ried geeigneten Methoden genutzt wurden. Unbemannte Fluggeräte schieden für die Zwecke im Wurzacher Ried frühzeitig aus, da wegen ihrer geringen Reichweite wieder eine intensivere Betretung notwendig wäre. Als einzige Möglichkeit, gezielt sehr nahe an die Erdoberfläche heranzugelang, verblieb die Befliegung mit einem bemannten **Heißluftluftschiff**. Bei einem Testflug mit dem Heißluftluftschiff der Firma GEFA-Flug, Aachen entstand Abb. 7. Es ist ein Ausschnitt des Transektes 1, aufgenommen aus ca. 50 m Höhe. Der größte Teil des Bildes ist vom Rücken 6 eingenommen, am oberen Ende erkennt man noch einen Teil des Torfstiches 7. Vergleicht man das Bild mit den Vegetationsaufnahmen in Abb. 4 und 5 so wird deutlich, daß die höheren Pflanzen sehr gut zu differenzieren sind. Die Moosdecke ist jedoch, selbst bei den hohen Deckungsgraden im Torfstich, nicht zu erkennen. Dieses Ergebnis erbrachten auch die Aufnahmen aus niedrigerer Flughöhe (bis 10 m). Nur in Schrägbildaufnahmen, die dann aber flächenmäßig nicht mehr zuzuordnen sind, waren Moospolster erkennbar. Die eingesetzte Fototechnik ließ also die geforderte Differenzierung der Vegetationsdecke nicht zu. Bei einem erneuten Testflug wäre zu überprüfen, ob der Einsatz anderer Filme (höhere Lichtempfindlichkeit, Falschfarbeninfrarot-Filme) bessere Ergebnisse bringt. Die Befliegung mit dem Luftschiff ist aber auch von großen Unsicherheiten geprägt, da das Fluggerät sehr wind- und thermikanfällig ist. Es kann nur frühmorgens oder später am Abend geflogen werden, inner-



**Abb. 7:**  
Photographie eines  
Ausschnittes von  
Transekt 1, aufge-  
nommen von einem  
Heißluftluftschiff aus  
etwa 50 m Höhe  
(Rücken 6, oberer  
rechter Rand: Torf-  
stich 7).

halb einer Augustwoche gab es wegen der Wetterbedingungen nur zwei Flugmöglichkeiten.

Die starke Wetter- und Tageszeitenabhängigkeit des Luftschiffes und die unbefriedigenden photographischen Ergebnisse brachten in der Folge eine Rückbesinnung auf **herkömmliche Luftbilder**. Eine Überprüfung von Falschfarben-Infrarotluftbilder einer Reihenbildbefliegung des Torfstichgebietes in den Kendlmühlfilzen (südliche Chiemseemoore) im Maßstab 1:1.000 und 1: 2.500, die vom Institut für Landschaftsökologie II der TU München/Weihenstephan zur Verfügung gestellt wurden, erbrachten folgende Ergebnisse:

- Die hohe Auflösung der Bilder macht das Erkennen einzelner Wollgras-Bulte möglich.
- Die Nutzung des nahen Infrarotes bringt wesentlich stärkere Farbdifferenzierungen als bei herkömmlichen Farbdias.
- Mit Hilfe einer stereoskopischen Auswertung können die unterschiedlichen Höhenstufen der Vegetation getrennt werden.

Im Jahr 1994 soll überprüft werden, ob mit Falschfarbeninfrarot-Bilder die gewünschte Differenzierung der Vegetation im Wurzacher Ried, vor allem im Hinblick auf die Torfmoose, zu erreichen ist. Dazu sind Befliegungen in unterschiedlichen Maßstäben und zu unterschiedlichen Jahreszeiten notwendig. Darüberhinaus soll überprüft werden, inwieweit eine Optimierung des Luftschiffeinsatzes möglich ist. Doch auch andere Methoden, wie Scanner-Befliegung oder Auswertung von Satellitenbildern (vgl. ANL 1990) sollen, soweit dies finanziell möglich ist, in das Untersuchungsprogramm einbezogen werden. Zeitgleich mit den Befliegungen müssen Kartierungen (vgl. Kap. 2) auf ausgewählten Vergleichsflächen stattfinden, um die Grenzen der aufgezeigten Methoden feststellen zu können. Nach Abschluß der Erprobungsphase wird dann in Abstimmung mit den Ergebnissen der Zoologie (vgl. RECK & al. 1994 in diesem Band) entschieden, welche Methoden für ein Monitoring des gesamten Riedes angewandt werden. Die Erstaufnahme soll, sofern die finanziellen Mittel bereitgestellt werden können, in den Jahren 1995 und 1996 abgeschlossen werden.

#### 4. Literatur

- AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (ed., 1990): Einsatzmöglichkeiten der Fernerkundung in der Landschaftsökologie.– Ber. ANL 1: 1–84.
- BÖCKER, R., JANSEN, W., KAULE, G., POSCHLOD, P., RAHMANN, H., RECK, H., SCHUCKERT, U. (1994): Monitoring des Hochmoorkomplexes Wurzacher Ried, Teil 1: Einführung und Grundlagen.– Hohenheimer Umwelttagung 26: xxx.
- CLYMO, R.S. & HAYWARD, P.M., 1982: The Ecology of Sphagnum, in A.J.E. SMITH (ed.): Bryophyte ecology, Chapman and Hall, London: 229–289.
- DEUSCHLE, A. (1992): Vegetations- und bodenkundliche Charakterisierung von Kleinstandorten in Mooren. – Unveröff. Diplomarbeit am Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim, Stuttgart, 125 S.
- DEUSCHLE, A. & POSCHLOD, P. (1994): Monitoring feiner Veränderungen in Moorkomplexen – Mikrokartierung von Vegetationsmosaik-Komplexen.– Hohenheimer Umwelttagung 26: xxx.

zwei Flugmöglichkeiten.

und die unbefriedigenden  
nung auf **herkömmliche**  
einer Reihenbildbeflie-  
msee Moore) im Maßstab  
er TU München/Weißen-  
nisse:

ollgras-Bulte möglich.  
differenzierungen als bei

chiedlichen Höhenstufen

lder die gewünschte Dif-  
ck auf die Torfmoose, zu  
ben und zu unterschiedli-  
inwieweit eine Optimie-  
den, wie Scanner-Beflie-  
en, soweit dies finanziell  
Zeitgleich mit den Beflie-  
gleichsflächen stattfinden,  
Nach Abschluß der Erpro-  
oologie (vgl. RECK & al.  
onitoring des gesamten Rie-  
ellen Mittel bereitgestellt  
en.

00): Einsatzmöglichkeiten  
1: 1-84.

RECK, H., SCHUCKERT, U.  
ed, Teil 1: Einführung und

am, in A.J.E. SMITH (ed.):

akterisierung von Klein-  
titut für Landschafts- und

rungen in Moorkomplexen  
- Hohenheimer Umwelt-

- DEUTSCHES BERGBAUMUSEUM (ed., 1986): Luftaufnahmen aus geringer Flughöhe.- Veröff. aus dem Deutschen Bergbaumuseum 41, 135 S.
- GREMER, D. & POSCHLOD, P. (1991): Die Vegetationsentwicklung im Torfstichgebiet des Haidgauer Rieds (Wurzacher Ried) in Abhängigkeit von Abbauweise und Standort nach dem Abbau. - Verh. Ges. Ökologie 20: 315-324.
- HUTCHINGS, M.J., (1991): Monitoring plant populations: census as an aid to conservation.- in B. Goldsmith (ed.): Monitoring for conservation and ecology.- Chapman and Hall, London: 61-76.
- MUHLE, H. & POSCHLOD, P. (1989): Konzept eines Dauerbeobachtungsflächenprogramms für Kryptogamengesellschaften.- Ber. ANL 13: 59-76.
- OVERBECK, F. (1975): Botanisch-geologische Moorkunde unter besonderer Berücksichtigung der Moore Nordwestdeutschlands als Quellen zur Vegetations-, Klima- und Siedlungsgeschichte.- Wachholtz, Neumünster, 719 S.
- PETERKEN, G.F. & BACKMEROFF, CH. (1989): Long-term monitoring in unmanaged woodland and nature reserves.- Research & survey in nature conservation No. 9, Nature Conservancy Council, Peterborough, 40 S.
- PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P., BUCHWALD, R. (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil 1, Methodik der Anlage und Aufnahme.- Ber. ANL 10: 41-60.
- POSCHLOD, P., (1990): Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsbiologischer Faktoren.- Diss. Bot. 152, Bornträger, Stuttgart, 331S.
- RECK, H., JANSEN, W., BUCHWEITZ, M., GEISSLER, S., HERMANN, G., KAULE, G., RAHMANN, H., WALTER, R. (1994): Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzacher Ried, Teil 2: Fauna, Teil 2.2: Gesamtkonzept Fauna.- Hohenheimer Umwelttagung 26: xxx.
- ROWELL, T.A. (1988): The peatland management handbook.- Research & survey in nature conservation No. 14, Nature Conservancy Council, Peterborough, 44 S.
- SCHMIDT, W. (1974): Bericht über die Arbeitsgruppe für Sukzessionsforschung auf Dauerflächen der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde.- vegetatio 29: 69-73.
- USHER, M.B. (1991): Scientific requirements of a monitoring programme.- in: Monitoring for conservation and ecology.- London: Chapman and Hall, S. 15-32.

Prof. Dr. Reinhard Böcker  
Dipl. Biol. Angela Deuschle  
Dipl. Biol. Dieter Gremer  
Dipl.-Ing. Ulrike Schuckert  
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie -320-  
Universität Hohenheim  
70593 Stuttgart

Prof. Dr. Peter Poschlod  
Fachbereich Biologie, Naturschutz II  
Philipps-Universität, D-35032 Marburg

## Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzacher Ried

### Teil 3 Monitoring der Fauna

#### Teil 3.1 Erfolgskontrolle im Haidgauer Torfstichgebiet.

Wolfgang Jansen und Hinrich Rahmann

##### 1. Einleitung

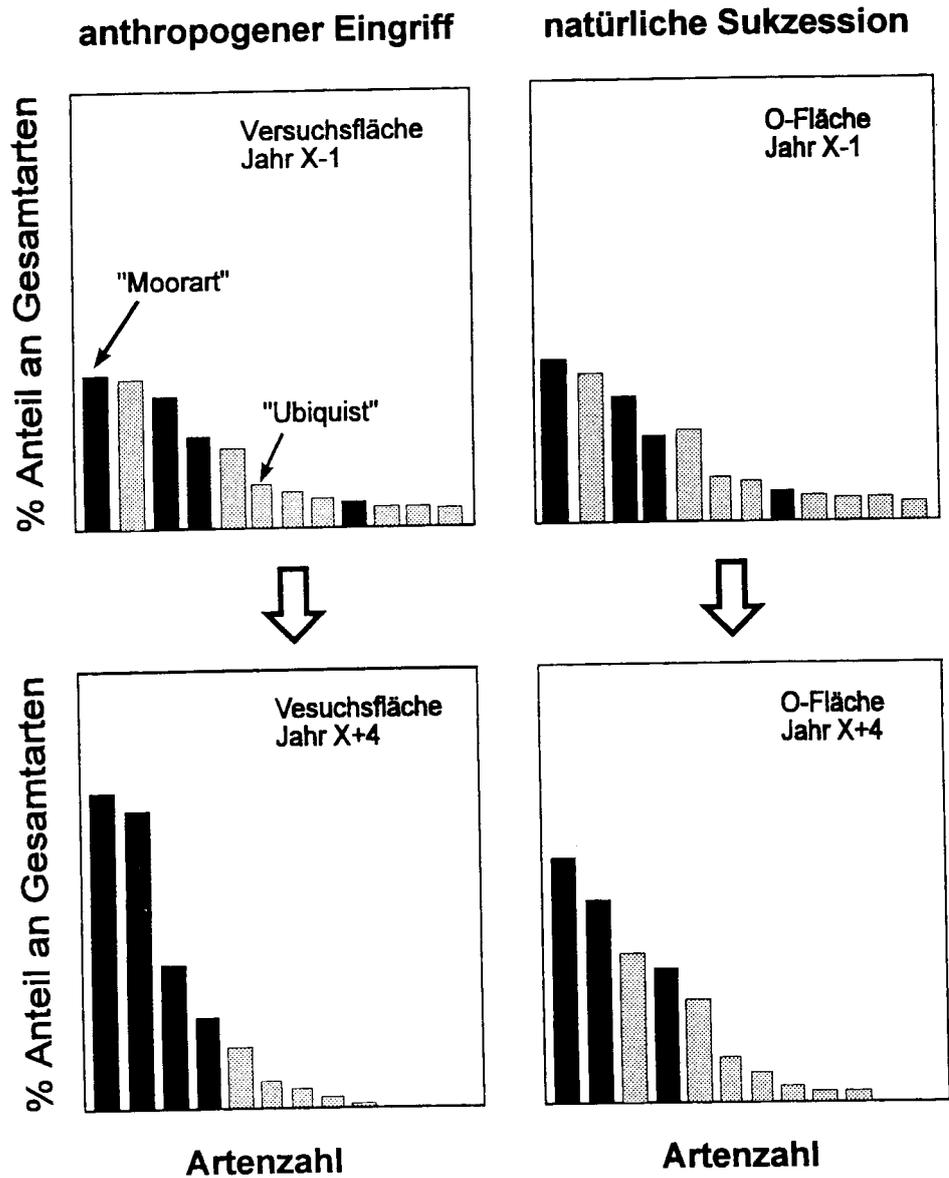
Ziel dieses Beitrags ist es, die Konzeption und Methodik der Erfolgskontrolle der Wiedervernässungsmaßnahmen im Haidgauer Torfstichgebiet aus faunistischer Sicht zu erläutern und einige Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen vorzustellen. Zusammen mit den Beiträgen von SCHUCKERT & al. (1994) und RECK & al. (1994) werden damit die wesentlichen Aspekte der wissenschaftlichen Begleitforschung zum Naturschutzprojekt Wurzacher Ried dokumentiert. Eine Einführung zum gesamten Themenkomplex gibt BÖCKER & al. (1994).

##### 2. Konzeption und Methodik

###### *Erfolgskontrolle von Naturschutzmaßnahmen*

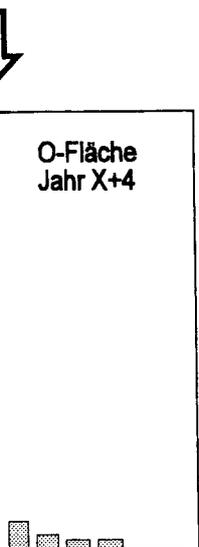
Eine Erfolgskontrolle kann als ein reduziertes und zielspezifisches Monitoring verstanden werden. Dabei werden zu erwartende und erwünschte Gebietsentwicklungen im Zuge einer Maßnahmendurchführung über spezifische Zielarten und/oder Zielartengemeinschaften kontrolliert. Es besteht also eine konkrete Zielvorstellung, und es werden Arten untersucht, von denen bekannt ist oder wenigstens angenommen werden kann, daß sie ökologisch besonders sensibel hinsichtlich der zu erwartenden Veränderungen reagieren. Im Falle des Wurzacher Ried und seiner Hochmoorgebiete sind dies die charakteristischen Moorarten (Abb.1), deren Vorkommen und Verbreitung gefördert werden soll. Ubiquisten, d.h. Arten mit relativ unspezifischen Lebensraumansprüchen, aber auch Spezialisten anderer Standorte, wie zum Beispiel Feuchtgebietsarten (Abb.1), sollen, wenn sie in gestörten Bereichen vermehrt auftreten, zurückgedrängt werden.

Biozönosen befinden sich in einem dynamischen Gleichgewicht und reagieren mehr oder weniger schnell auf natürliche Veränderungen ihrer Umwelt. Diese Sukzession kann die im Maßnahmensgebiet ablaufenden Vorgänge überlagern, verstärken oder negieren. Wesentlich für eine Maßnahmenbeurteilung ist daher, die im Untersuchungszeitraum gleichzeitig ablaufende Sukzession mit zu erfassen. Zu diesem Zweck werden meist sogenannte 0-Flächen



**Abb. 1:** Idealtypische Darstellung der möglichen Vorgehensweise bei Erfolgskontrollen von Renaturierungsmaßnahmen. Gegenübergestellt ist die Faunenentwicklung auf einer Versuchsfläche vor und nach einem anthropogenen Eingriff und auf einer O-Fläche unter natürlicher Sukzession (nähere Erläuterungen im Text).

## Umsatzkzession



## Anzahl

en von Renaturierungsmaß-  
che vor und nach einem an-  
nere Erläuterungen im Text).

(Referenzflächen) angelegt (Abb.1). Dies sind Flächen, auf denen keine Maßnahmenauswirkung zu erwarten ist, die aber hinreichend repräsentativ für die übrigen Untersuchungsflächen sind. Im Rahmen der Wiedervernässungsmaßnahmen im Haidgauer Torfstichgebiet mußte allerdings davon ausgegangen werden, daß in diesem Gebiet alle Flächen mehr oder weniger stark durch die Maßnahmen beeinflusst werden. Daher wurde ein Areal als 0-Fläche ausgesucht, das am nördlichen Rand des Torfstichgebiets liegt und das sich hydrologisch, d.h. hinsichtlich der Moorwasserstände, und vegetationskundlich praktisch nicht von dem sich anschließenden „intakten“ Hochmoorbereich unterscheidet. In diesem Fall dient die 0-Fläche gleichzeitig zur Ermittlung eines Arten-Zielbestands, zumindest wenn man davon ausgeht, daß der heutige „intakte“ Hochmoorbereich, die für das Wurzacher Ried ursprüngliche, standorttypische Artenzusammensetzung dieses Habitattyps widerspiegelt.

Generell werden vor Beginn der Durchführung von Maßnahmen sowohl auf den Untersuchungsflächen als auch auf der 0-Fläche Bestandserhebungen durchgeführt. Diese sollen idealerweise das Vorkommen, die Verbreitung und Populationsdichten aller relevanten Tierarten vor der Durchführung des Eingriffs erfassen (in Abb.1 Jahr X-1). Werden nach einem gewissen Zeitraum Folgeuntersuchungen gemacht (in Abb.1 Jahr X+4), so müssen die Veränderungen auf der Maßnahmenfläche von denjenigen auf der 0-Fläche bereinigt werden. Nur der Netto-Effekt ist den Maßnahmen zuzuschreiben.

Diese Überlegungen sind für die vorliegenden Untersuchungen besonders auch deshalb relevant, da der allgemeine Wissensstand zur Fauna des Wurzacher Rieds und insbesondere das flächenspezifische Vorkommen relevanter Artengemeinschaften, Gilden oder Zeigerarten zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 1991 noch sehr unvollkommen war (JANSEN & al. 1993, BÖCKER & al. 1993). Es bestand daher ein akuter Bedarf, noch vor dem Einsetzen der Maßnahmen den faunistischen Ist-Zustand zumindest für die zuerst betroffenen (Teil)Gebiete und ihre relevanten Tiergruppen zu erheben. Dabei wurden im Sinne der Bioindikation möglichst solche Tiergruppen untersucht, die insgesamt oder mit charakteristischen Stellvertretern (Zeigerarten) die zu erwartenden Standortveränderungen indizieren, d.h. idealerweise Verbesserungen der Lebensvoraussetzungen für (hoch)moortypische Tierformen anzeigen.

### Material und Methoden

Die in der vorliegenden Arbeit vorgestellten exemplarischen Ergebnisse beschränken sich auf drei Tiergruppen, Libellen sowie epigäische Käfer und Spinnen. Untersuchungen zu aquatischen Makroinvertebraten sind in JANSEN & al. (1994) vorgestellt. Libellen eignen sich besonders für Erfolgskontrollen von Wiedervernässungsmaßnahmen, da viele Arten aufgrund ihrer Habitatbindung ganz spezielle Ansprüche an die Struktur und Vegetation ihrer Fortpflanzungsgewässer stellen (SCHMIDT 1983; BUCHWALD 1983, 1989)). Auch unter den Käfern und Spinnen findet sich eine Reihe von Hochmoorspezialisten bzw. Charakterarten, so daß diese Tiergruppen als Indikatoren hochmoortypischer Lebensbedingungen von großer Bedeutung sind (FINCK & al. 1992). Für eine Erfolgskontrolle von Wiedervernässungsmaßnahmen eignen sich epigäische Käfer auch deswegen besonders, da sie sehr empfindlich auf Veränderungen im Wasserhaushalt reagieren (POSPISCHIL & THIELE 1979).

Neben großräumigeren Bestandsaufnahmen (KOHLER & al. 1994) wurde im Jahr 1992 die

Libellenfauna besonders im Hinblick auf ihre (Mikro)Habitatbindung in Abhängigkeit von bestimmten Sukzessionsstadien in gefluteten Torfstichen untersucht. Diese Untersuchungen wurden beispielhaft am Torfstich 7 durchgeführt (Abb.4, vergl. auch Abb.2 in BÖCKER & al. 1994). Dieser Torfstich zeigt in seinem Nord-Süd-Verlauf den Übergang von der offenen Wasserfläche eines sauren Moorgewässers bis zum Bult-Schlenkenkomplex eines typischen nassen Hochmoores. Ein etwa 10 m breiter und mehrer hundert Meter langer Untersuchungsbereich entlang des Ostufers wurde überwiegend nach Strukturparametern, vor allem hinsichtlich der Verteilung von Land und Wasser und der Vegetation in mehrere Abschnitte eingeteilt, wobei folgende Parameter besonders berücksichtigt wurden:

- Länge der Uferstrecke, maximale Wassertiefe, Sedimentbeschaffenheit, Grad der Beschattung;
- Uferbeschaffenheit und -höhe, Deckungsgrad und Höhe der Ufervegetation, wichtigste Arten;
- Deckungsgrad der Vegetation im Wasser und deren bestandsbildende Arten.

Die Individuendichte der Libellenimagines und die Anzahl der Exuvien wurde artspezifisch an den einzelnen Abschnitten semi-quantitativ erfaßt. Eine detaillierte Beschreibung der entsprechenden Vorgehensweise findet sich in KOHLER & al. (1994). Beobachtung von Paarungsverhalten und Eiablagen wurden als weiterer Bodenständigkeitsnachweis betrachtet. Die Zuordnung der Libellen zu „Moorarten“ erfolgte nach KÖNIG (1992).

Die Dauerbeobachtungsflächen (DBF) zur Erfassung der epigäischen Käfer und Spinnen lagen entlang des vegetationskundlichen Transekts 4 auf den Torfstichrücken 10, 9, 8, 7 und 6 sowie auf der Frästorffläche des Torfstichs 8 (Abb.2, vergl. auch Abb. 2 in BÖCKER & al. 1994), und damit in mehr oder weniger regelmäßigen Abständen auf einer Linie, die aus dem „intakten“ Hochmoor in zunehmend stärker gestörte Bereiche des Haidgauer Torfstichgebiets führt. Auf allen Dauerbeobachtungsflächen wurden jeweils 6 Barberfallen (Durchmesser 90 mm) in etwa 5 m Abstand voneinander aufgestellt und mit Formalin (4%) beschickt. Zwischen Juni und Oktober 1992 und April und Oktober 1993 wurden die Fallen in 14tägigem Abstand geleert, so daß sich pro Jahr 9 bzw. 13 Fangperioden ergaben.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### *Spinnen-Fauna des Haidgauer Torfstichgebiets*

Insgesamt wurden zwischen dem 09.06. und 28.10.1992 769 adulte Spinnen mit 58 Arten gefangen. Von diesen traten allerdings 41 Arten subzedent, d.h. mit jeweils weniger als 1% der insgesamt gefangenen Spinnen auf. Von den übrigen 17 Arten waren mit *Antista elegans* (10,1%), *Trochosa spinipalpis* (12,4%) und *Pardosa pullata* (33,2%) 3 Arten dominant. Bei einem Vergleich der Zusammensetzung der Spinnen-Zönosen zwischen den einzelnen DBF im Jahr 1992, ergaben sich deutliche Unterschiede hinsichtlich der absoluten Artenzahl und der relativen Aktivitätsdominanzen verschiedener Anspruchstypen (Abb.2). So unterscheidet sich beispielsweise die Spinnenzönose des Rücken 10 deutlich von denen der anderen Untersuchungsflächen. Die charakteristischen Moorarten haben hier einen Anteil von insgesamt 75% an der Aktivitätsdominanz und mit 22 Spezies ist die Artenzahl deutlich niedriger als auf den anderen Flächen mit bestehender Vegetationsschicht. Nur die weitgehend

ng in Abhängigkeit von

Diese Untersuchungen  
Abb.2 in BÖCKER & al.  
ergang von der offenen  
omplex eines typischen  
r langer Untersuchungs-  
metern, vor allem hin-  
mehrere Abschnitte ein-

ffenheit, Grad der Be-

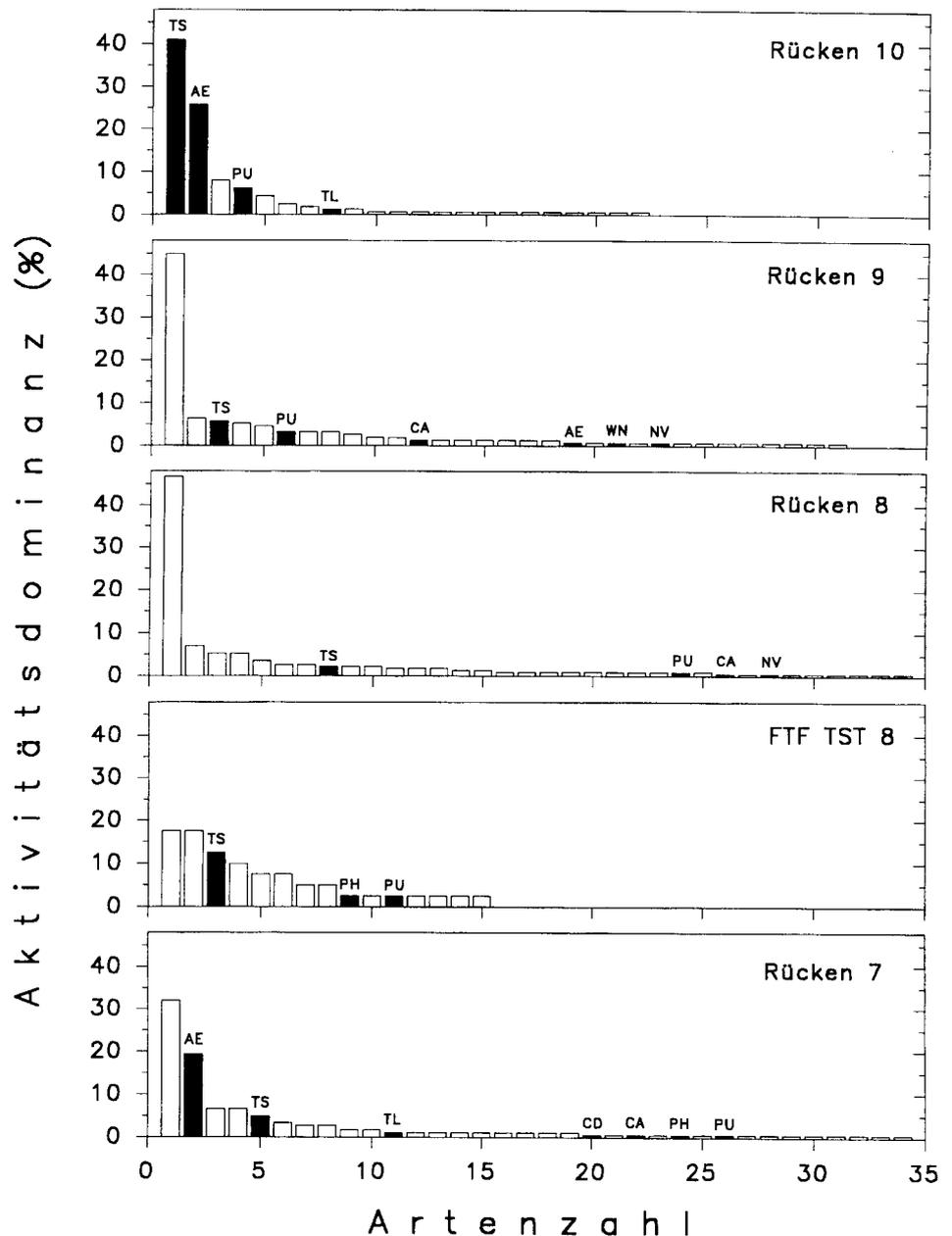
ervegetation, wichtigste

de Arten.

ien wurde artspezifisch  
e Beschreibung der ent-  
(94). Beobachtung von  
eitsnachweis betrachtet.  
(992).

n Käfer und Spinnen la-  
rückten 10, 9, 8, 7 und 6  
Abb. 2 in BÖCKER & al.  
einer Linie, die aus dem  
dgauer Torfstichgebiets  
berfallen (Durchmesser  
in (4%) beschickt. Zwi-  
die Fallen in 14tägigem  
n.

spinnen mit 58 Arten ge-  
jeweils weniger als 1%  
aren mit *Antista elegans*  
) 3 Arten dominant. Bei  
hen den einzelnen DBF  
absoluten Artenzahl und  
Abb.2). So unterscheidet  
enen der anderen Unter-  
n Anteil von insgesamt  
hl deutlich niedriger als  
Nur die weitgehend



**Abb.2:**

Aktivitätsdominanz der Spinnen-Taxozöosen auf den Dauerbeobachtungsflächen Rücken 7 bis Rücken 10 des Haidgauer Torfstichgebiets im Wurzacher Ried im Jahr 1992; TST = Torfstich. Charakteristische Moorarten (CASEMIR 1976; MAURER & HÄNGGI 1990; MARTIN 1991) sind mit gefüllten Säulen und taxonomischen Kürzeln dargestellt:

AE = *Antistea elegans*, CA = *Centromerus arcanus*, CD = *Clubonia diversa*, NV = *Neon valentulus*, PH = *Pirata hygrophilus*, PU = *Pirata uliginosus*, TL = *Tricca lamperti*, TS = *Trochosa spinipalpis*, WN = *Walckenaeria nudipalpis*.

vegetationsfreie und hinsichtlich ihres Temperaturregimes extreme Frästorffläche zeigt mit 16 Spezies eine noch geringere Artendiversität. Auf den anderen Standorten zeigen charakteristische „Moorspinnen“ deutlich geringere Aktivitätsabundanzen (8–30%), während die Artenzahlen im Gradientenverlauf von „ungestört“ (Rücken 10) nach „stärker gestört“ (Rücken 7) zunehmen (Abb.2). Eine relative Artenarmut typischer Hochmoor-Standorte im Vergleich zur benachbarten Moorvegetation wird durch die Ergebnisse von MESSINESIS (1992) im Wurzacher Ried und CASEMIR (1976) im Hohen Venn bestätigt. Demgegenüber fand HIEBSCH (1977) bei einem Vergleich der Hochmoore des Erzgebirges, daß – zumindest teilweise – Torfmoos-Bultengesellschaften die höchsten Artenzahlen aufweisen, wenn auch die Unterschiede nur geringfügig waren. Als eine mögliche Erklärung für diese unterschiedlichen Ergebnisse kann das meist kleinräumige und vegetationsmäßig eher monotypische Umfeld der Hochmoorkerne der Erzgebirgsmoore (HIEBSCH 1977) herangezogen werden.

Vergleicht man die Spinnenfauna des Rücken 10 mit der des Standorts „offenes Hochmoor“ von MESSINESIS (1992), so zeigt sich eine weitgehende Übereinstimmung. Von den 23 von MESSINESIS (1992) gefangenen Arten sind 5 der 8 häufigsten Arten (d.h. solche, die mit mehr als einem Individuum gefundenen wurden), identisch mit denen der vorliegenden Untersuchung. Dabei stellen die für beide Untersuchungen mit der größten Aktivitätsdominanz auftretenden Arten, *Antista elegans* und *Trochosa spinipalpis*, mit gemeinsam etwa 55% (MESSINESIS 1992) bzw. 67% (vergl. Abb. 2) auf beiden Flächen die mit Abstand dominierenden Arten. Hinsichtlich der Auswahl der 0-Fläche bzw. der Charakterisierung einer Zielartengemeinschaft deuten diese Daten an, daß der Rücken 10 als relativ intakter Hochmoorstandort gelten kann und in diesem Sinne eine hinreichende 0-Fläche darstellt.

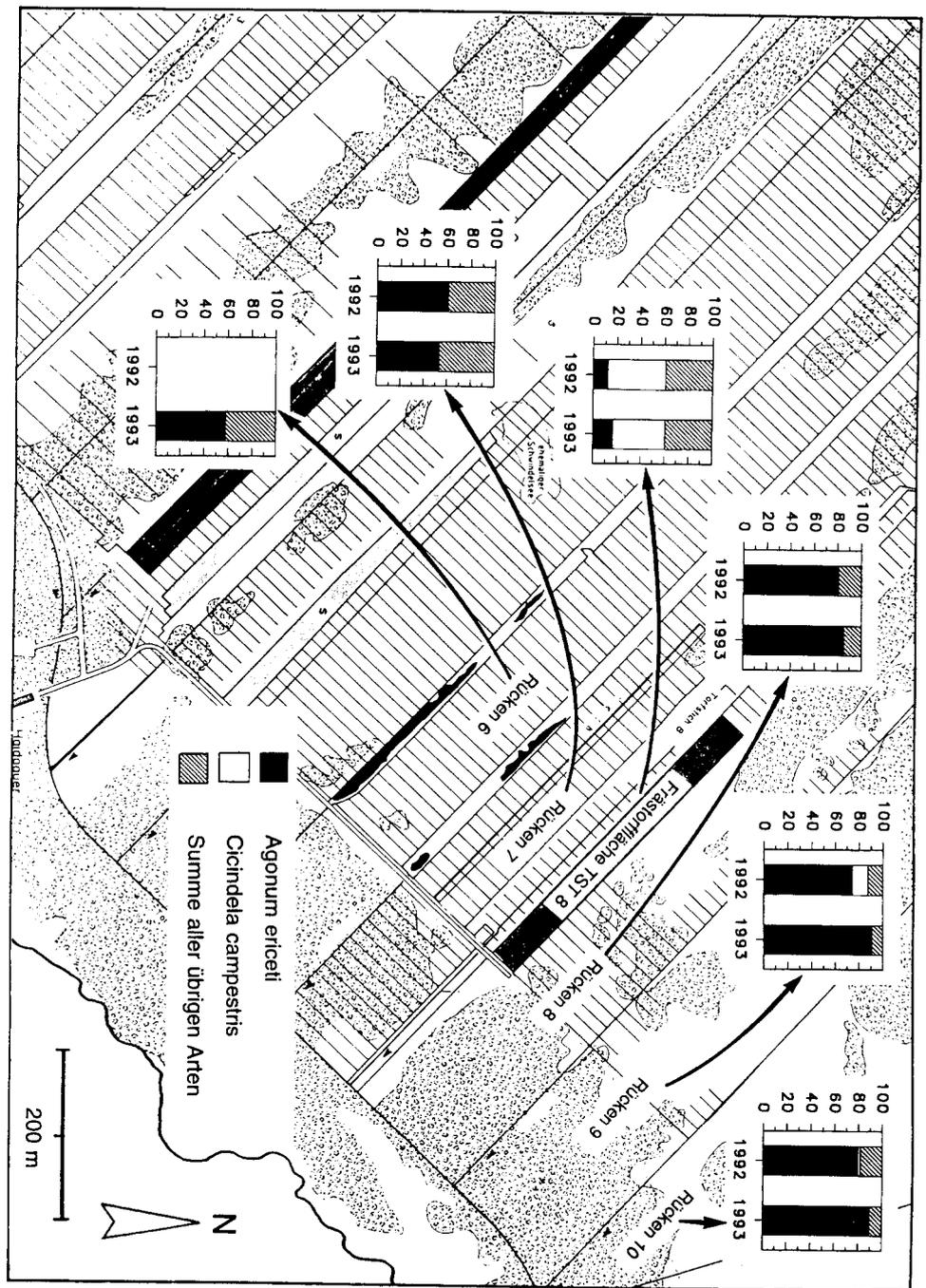
#### *Käfer-Fauna des Haidgauer Torfstichgebiets*

In den Jahren 1992 und 1993 wurden auf den faunistischen DBF im Bereich des vegetationskundlichen Transekts 4 1664 bzw. 2752 Käfer mit insgesamt 143 Arten gefangen. Allerdings zeigt bei einer solchen Gesamtbetrachtung eine Laufkäferart, *Agonum ericeti*, mit über 70% die mit Abstand höchste Aktivitätsdominanz aller Käfer und war mit Ausnahme auf der Frästorffläche des Torfstichs 8 die auf allen DBF dominierende Art (Abb.3). Auf der Frästorffläche selbst erreichte der Sandlaufkäfer, *Cicindela campestris*, mit 48.7% (1992) bzw. 43.9% (1993) die bei weitem höchste Aktivitätsabundanz aller dort gefundenen Käferarten, während er auf allen anderen DBF kaum oder nicht zu finden war (Abb.3). Das Vorkommen von *C. campestris* auf weitgehend unbewachsenen Torfböden ist aus früheren Untersuchungen im Wurzacher Ried (ZIMMERMANN 1968; LANG 1990), am Federsee (WASNER 1974) und im Schweger Moor (ASSMANN & FORMANN 1981) bekannt. Selbst im ansonsten intakten Hochmoor kann *C. campestris* auf kleinräumigen Störstellen auftreten (MOSSAKOWSKI 1977), und für ihr Vorkommen als Zeiger dienen. Damit ist eine Art wie *C. campestris*, zumindest wenn sie in relativ hohen Dichten und flächig auftritt, als sogenannter Negativzeiger von besonderer bioindikativer Bedeutung in Hochmoorkomplexen. *A. ericeti* hingegen gilt als die typische thyrphobionte Hochmoorart unter den Käfern schlechthin und kann über seine Aktivitätsdominanz als Indikator für den Grad der Störung bzw. Intaktheit eines Hochmoores gelten (MOSSAKOWSKI 1970 a,b). Dies wird auch durch die vorliegende Untersuchung bestätigt. Die extrem gestörten (Frästorffläche) und zunehmend stärker entwässerten (Rücken 7 und 6) Standorte im Gradienten weg vom intakten Hochmoorbereich zeigen deutlich niedrigere Aktivitätsdominanzen von *A. ericeti* als die östlich der Frästorffläche, und damit hochmoornaher, gelegenen DBF (Abb.3).

Die Frästorffläche zeigt mit an anderen Standorten zeigen charakteristisch (8–30%), während die Arten in den „Rücken“ gestört“ (Rücken 7) Standorte im Vergleich zur SINESIS (1992) im Wurzungenüber fand HIEBSCH – zumindest teilweise – wenn auch die Unterschiede unterschiedlichen Ermonotypische Umfeld der Standorten werden.

Standorten „offenes Hochmoor“ in der Umgebung. Von den 23 von Standorten (d.h. solche, die mit Arten der vorliegenden Untersuchungen die größten Aktivitätsdominanz mit gemeinsam etwa 55% die mit Abstand dominierte Arten. Charakterisierung einer Standorten als relativ intakter Hochmoor-Fläche darstellt.

In dem Bereich des vegetationsstandorten gefangen. Allerdings Arten *Agonum ericeti*, mit über 70% mit Ausnahme auf der Frästorffläche (Abb.3). Auf der Frästorffläche mit 48.7% (1992) bzw. in der gefundenen Käferarten, (Abb.3). Das Vorkommen aus früheren Untersuchungen in der Federsee (WASNER 1974) Selbst im ansonsten intakten Standorten auftreten (MOSSAKOWSKI) Art wie *C. campestris*, zu den sogenannten Negativzeigern. *A. ericeti* hingegen gilt als Indikator für die Intaktheit eines Standortes. Durch die vorliegende Untersuchung zunehmend stärker entwässert Hochmoorbereich zeigen Standorten der Frästorffläche, und



**Abb.3:** Aktivitätsdominanz der Käfer-Taxozönosen auf den Dauerbeobachtungsflächen Rücken 6 bis Rücken 10 des Haidgauer Torfstichgebiets in den Jahren 1992 und 1993. Separat gekennzeichnet sind die Aktivitätsdominanz von *Agonum ericeti*, *Cicindela campestris* sowie der Summe aller anderen am jeweiligen Standort gefangenen Arten.

Eine Beurteilung der Wiedervernässungsmaßnahmen hinsichtlich der epigäischen Käferfauna auf Grundlage der bisherigen Datenbasis ist noch sehr spekulativ. Dies vor allem aus zwei Gründen: Erstens überschneidet sich die Bestandsaufnahme teilweise mit dem Beginn der Maßnahmendurchführung. Zweitens wurden bisher nur zwei volle Vegetationsperioden untersucht, die sich zudem noch sehr stark in ihrer Niederschlagsverteilung unterscheiden (KÖHLER & al. 1994). Dennoch läßt sich anhand der Aktivitätsdichte von *A. ericeti* zeigen, daß die Entwicklung zumindest nicht entgegen der Zielvorstellung verläuft. Im Jahresvergleich 1992–1993 wird deutlich, daß die Aktivitätsdominanz von *A. ericeti* auf dem Rücken 9 am stärksten zugenommen hat (von 74 auf 91 %; Abb.3). Dies ist auch der Bereich, wo im Herbst 1991 mit den Wiedervernässungsmaßnahmen auf den Torfstichrücken und im Graben 9 begonnen wurde. Es liegt daher nahe, diese Entwicklung den Maßnahmen zuzuschreiben. Allerdings fiel auf dem ebenfalls wiedervernässten Rücken 8 der Anstieg in der Aktivitätsdominanz deutlich geringer aus (von 81 auf 85%). Zudem stieg auch auf dem Rücken 10, d.h. der 0-Fläche, die Aktivitätsdominanz von *A. ericeti* von 80 auf 89% an. Ein Netto-Effekt der Maßnahmen ist daher noch nicht zu erkennen.

#### *Libellen-Fauna am Torfstich 7*

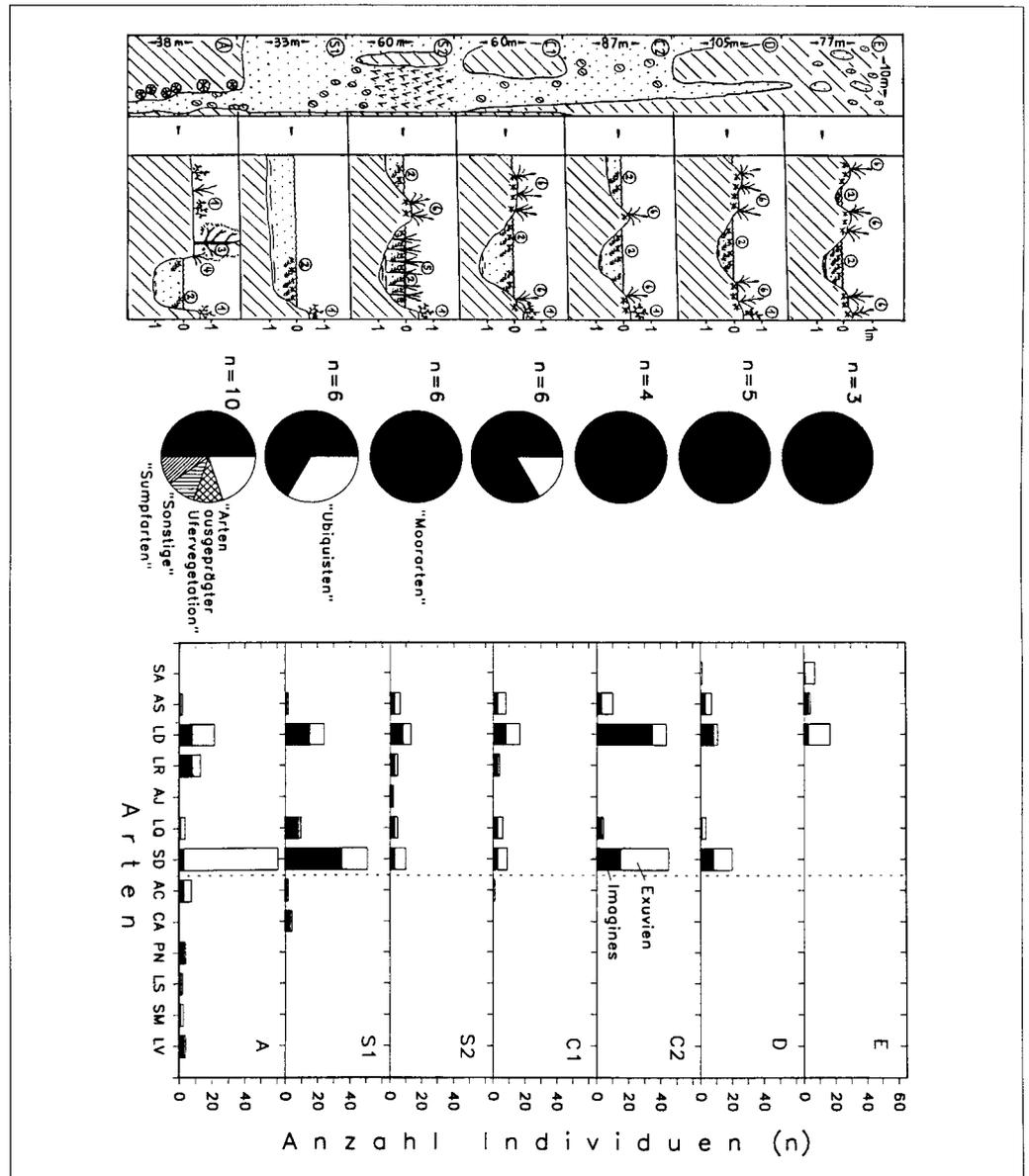
Im Rahmen der kleinräumigen Erhebungen von Struktur und Vegetationszusammensetzung am Torfstich und Torfstichgraben 7 konnten diese vor allem aufgrund ihrer Vegetationszusammensetzung und Struktur in insgesamt 7 Abschnitte unterteilt werden (Abb.4). Sowohl hinsichtlich der Artenzusammensetzung (Abb.4 Mitte) und der relativen Häufigkeit einzelner Arten (Abb.4 rechts) unterscheiden sich die Libellengemeinschaften der einzelnen Abschnitte recht deutlich voneinander (für eine detaillierte Beschreibung siehe JANSEN & al. 1993). Generell nimmt mit zunehmendem Schlenkencharakter (vergl. Vegetationsform 2 in Abb.4 links) der Anteil von „Moorarten“ (SCHMIDT 1980; KÖNIG 1992; STERNBERG 1993) zu. So finden sich in den z.T. nur handtuchgroßen Schlenken des Abschnitts E als einzige Libellenart die arktische Smaragdlibelle (*Somatochlora arctica*). Dies entspricht den Habitatansprüchen dieser Art, die nach GERKEN (1982), WILDERMUTH (1986) und KÖNIG (1992) in Hochmooren typischerweise in sauren Kleinstgewässern mit flutenden Sphagnen vorkommt. In den etwas größeren Schlenken kommen noch die Hochmoor-Mosaikjungfer (*Aeshna subarctica*) und die kleine Moosjungfer (*Leucorrhinia dubia*) hinzu. Damit sind die einzigen unter den Libellen bodenständigen Besiedler des Abschnitts E „Moorarten“. Die Hochmoorcharakterart *L. dubia* (SCHMIDT 1980) erreicht in Abschnitt C2 ihre höchste Bestandsdichte innerhalb des Torfstichs 7. Überhaupt finden sich an diesem Abschnitt – bei vergleichbarer Uferstrecke – fast doppelt so viele Libellen wie jeweils an den beiden vorhergehenden Abschnitten. An den beiden folgenden Abschnitten nimmt die Libellen-Taxozönose auf insgesamt jeweils 6 Arten zu, wobei in Abschnitt C1 mit der Blaugrünen Mosaikjungfer (*Aeshna cyanea*) erstmalig eine ausgesprochen ubiquitäre Art mit einem einzigen Exuvienfund vertreten ist.

Hinsichtlich der relativen Bedeutung der für die Libellenbesiedlung relevanten Faktoren scheint es, daß das Vorkommen und die unterschiedlichen Häufigkeiten der einzelnen Libellenarten in den verschiedenen Abschnitten des Torfstichs 7 in erster Linie eine Abhängigkeit von der Struktur des Gewässers widerspiegeln, d.h. hinsichtlich seiner Größe, Tiefe, der Verteilung Land/Wasser und der Beschattung. Diese Hypothese wird insofern bestärkt, da die

epigäischen Käferfauna  
Dies vor allem aus zwei  
se mit dem Beginn der  
Vegetationsperioden un-  
erteilung unterscheiden  
e von *A. ericeti* zeigen,  
ng verläuft. Im Jahres-  
von *A. ericeti* auf dem  
ies ist auch der Bereich,  
Torfstichrücken und im  
klung den Maßnahmen  
rücken 8 der Anstieg in  
dem stieg auch auf dem  
von 80 auf 89% an. Ein

ationszusammensetzung  
aufgrund ihrer Vege-  
terteilt werden (Abb.4).  
der relativen Häufigkeit  
inschaften der einzelnen  
ung siehe JANSEN & al.  
gl. Vegetationsform 2 in  
1992; STERNBERG 1993)  
schnitts E als einzige Li-  
s entspricht den Habitat-  
TH (1986) und KÖNIG  
mit flutenden Sphagnen  
Hochmoor-Mosaikjungfer  
(*ia*) hinzu. Damit sind die  
chnitts E „Moorarten“. Die  
schnitt C2 ihre höchste  
n diesem Abschnitt – bei  
ils an den beiden vorher-  
t die Libellen-Taxozöno-  
Blaugrünen Mosaikjung-  
Art mit einem einzigen

ung relevanten Faktoren  
eiten der einzelnen Libel-  
r Linie eine Abhängigkeit  
er Größe, Tiefe, der Ver-  
insofern bestärkt, da die



**Abb.4:** Schematisierte Darstellung des Untersuchungstreifens am Ostufer des Torfstiches 7 (links) des Haidgauer Torfstichgebiets und Zusammensetzung der Libellen-Taxozönose. Die bodenständigen Libellenarten jedes Abschnittes (E-A) sind einmal in ihrer Verteilung auf die unterschiedlichen ökologischen Anspruchstypen (Mitte), zum anderen als die maximale artspezifische Anzahl der an einem Beobachtungstag erfaßten Imagines bzw. als die durchschnittliche Zahl täglich gesammelter Exuvien dargestellt (rechts); weitere Erläuterungen im Text.

SA = *Somatochlora arctica*, AS = *Aeshna subarctica*, LD = *Leucorrhinia dubia*, LR = *Leucorrhinia rubicunda*, AJ = *Aeshna juncea*, LQ = *Libellula quadrimaculata*, SD = *Sympetrum danae*, AC = *Aeshna cyanea*, CA = *Cordulia aenea*, PN = *Pyrrhosoma nymphula*, LS = *Lestes sponsa*, SM = *Somatochlora metallica*, LV = *Lestes viridis*. „Moorarten“ sind auf dem rechten Bild links von der gestrichelten Linie dargestellt.

Vegetation an den untersuchten Torfstichabschnitten relativ einheitlich ist und daher als Faktor für die Habitatwahl keine entscheidende Rolle zu spielen scheint. Ist mit der Vegetation – d.h. im Extremfall einer Pflanzenart – jedoch ein besonderes Strukturmerkmal unmittelbar verbunden, so kann sie entscheidende Bedeutung für das Vorkommen von Libellen haben. Dies zeigt beispielsweise der Abschnitt S2. Hier befindet sich ein kleinräumiges Schnabelseggenried (Vegetationstyp 5 in Abb.4 links), und durch das Auftreten von *Carex rostrata* kommt es zu einer Abweichung von der sonst im Torfstich 7 vorherrschenden Vegetationszusammensetzung. Damit korreliert ist das bodenständige Auftreten der Torf-Mosaikjungfer (*Aeshna juncea*) im Jahr 1992 (Abb.4). Darüberhinaus kam im Jahr 1991 auch die große Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) im Abschnitt S2 zur Fortpflanzung (A KÖNIG, Bad Wurzach, pers. Mitt.). Wie *A. juncea* (STERNBERG 1990; WILDERMUTH 1992a) ist *L. pectoralis* eine Art, die auf das Vorhandensein emerser, vertikaler Vegetationsstrukturen, wie sie die Seggenhalme darstellen, an ihren Fortpflanzungsgewässern angewiesen zu sein scheint, oder sie zumindest stark bevorzugt (WILDERMUTH 1992b).

#### 4. Zusammenfassung

Die Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen an Käfern, Spinnen und Libellen im Wurzacher Ried zeigen, daß sich in einem durch jahrzehntelangen industriellen Torfabbau unterschiedlich stark gestörten (entwässerten) Hochmoorbereich die entsprechenden Zoozönosen sowohl aus charakteristischen Hochmoorarten als auch ubiquitären Arten zusammensetzen. Dabei ist ein Gradient zu erkennen, in dem sich mit zunehmender Ausprägung der typischen Hochmoor-Standortfaktoren auch die Tierwelt überwiegend aus an diesen Lebensraum angepaßten Arten zusammensetzt. Darüberhinaus wird am Beispiel der Libellen deutlich, daß im Zuge des Torfabbaus entstandene Wasserkörper hinsichtlich des Artenschutzes als wertvolle Ersatzbiotope dienen können, an denen alle im Großraum vertretenen „Moorarten“ zur Fortpflanzung kommen. Diese Funktion kann aber nur dann erfüllt werden, wenn für diese Wasserkörper und ihr Umfeld noch das Potential einer hochmoortypischen Standortentwicklung erhalten bleibt.

Eine erste Bewertung der Wiedervernässungsmaßnahmen im gestörten Hochmoorbereich aus faunistischer Sicht kann nach einer 2,5jährigen Untersuchungsperiode nur unter großem Vorbehalt gegeben werden. Zwar konnte am Beispiel der Käferzönose gezeigt werden, daß die Faunenentwicklung im Sinne der Zielkonzeption verläuft. Da zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren erhebliche Differenzen in der Verteilung der monatlichen Niederschläge bestanden – und damit in den Lebensbedingungen vor allem bodenlebender Tiere – ist es sehr problematisch, einen ursächlichen Zusammenhang zwischen den gefundenen Unterschieden im Vorkommen und in der relativen Häufigkeit von Tierarten und den Wiedervernässungsmaßnahmen herzustellen. Es wird auch hier deutlich, daß für eine aussagefähige Erfolgskontrolle menschlicher Eingriffe in Ökosysteme langfristige Untersuchungen unabdingbar sind.

## 5. Danksagung

Unser Dank gilt Frau Dipl.-Biol. Annette König für die Erhebung der Libellen-Daten sowie den Herren Jochen Siegrist, Jochen Blank und Jörg Voss für die Betreuung der Barber-Fallen. Gedankt sei ebenso Herrn Shu-qiang Li, M.Sc. und Herrn Dipl.-Biol. Franz Renner für die Bestimmung der Spinnen sowie Herrn Dipl.-Biol. Wolfgang Lang für die Bestimmung der Käfer. Frau Pearl Fok, M.Sc., Herrn Jochen Tham und Frau Annette König danken wir für die Erstellung der Abbildungen. Dieses Projekt wurde aus Mitteln des Umweltministeriums Baden-Württemberg gefördert.

## 6. Literatur

- ASSMANN, T. UND F. FORMAN (1981): Die Carabidenfauna des Naturschutzgebietes Venner Moor (Lkr. Osnabrück) – 1. Teil: Die Cicindela-Arten des Naturschutzgebietes und Bemerkungen über eine *Cicindela campestris* – Population im Schweger Moor. Osnabrücker naturwiss. Mitt. 8:173–176.
- BLAB, J., R. FORST, C. KLÄR, G. NICLAS, E. SCHRÖDER, U. STEER, H. WEY UND G. WOITHE (1992): Förderprogramm zur Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Natur und Landschaft 67:323–327.
- BÖCKER, R., P. POSCHLOD, U. SCHUCKERT, J. PFADENHAUER, G. KAULE, H. RECK, S. GEIBLER, R. WALTER, H. RAHMANN, W. JANSEN UND H. KÖHLER (1993): Monitoringkonzept Wurzacher Ried – Abschlußbericht. 1–312 S.
- BUCHWALD, R. (1983): Ökologische Untersuchungen an Libellen im westlichen Bodenseeraum. Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württemberg 11:539–637.
- BUCHWALD, R. (1989): Die Bedeutung der Vegetation für die Habitatbindung einiger Libellenarten der Quellmoore und Fließgewässer. Phytocoenologia 17:307–448.
- CASEMIR, H. (1976): Beitrag zur Hochmoor-Spinnenfauna des Hohen Venns (Hautes-Fagnes) zwischen Nordeifel und Ardennen. Decheniana 129:38–72.
- FINCK, P., D. HAMMER, M. KLEIN, A. KOHL, U. RIECKEN, E. SCHRÖDER UND W. VÖLKL. (1992): Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebung und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes. Natur und Landschaft 67:329–340.
- GERKEN, B. (1982): Probeflächenuntersuchungen in Mooren des Oberschwäbischen Alpenvorlandes – Ein Beitrag zur Kenntnis wirbelloser Leitarten südwestdeutscher Moore. TELMA 12:67–84.
- HIEBSCH, H. (1977): Beitrag zur Spinnenfauna der geschützten Hochmoore im Erzgebirge. Veröff. Mus. Naturk. Karl-Marx-Stadt 9:31–52.
- JANSEN, W., SPELDA, J., THAM, J. (1993): Faunistischer Fachbeitrag zum Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgebiet Wurzacher Ried. Im Auftrag der BNL Tübingen. 200 S.
- KAULE, G. (1974): Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschland und der Vogesen. Diss. Bot. 27:1–348.
- KÖHLER, A., RAHMANN, H. GREMER, D., FOK, P., JANSEN, W., KOCH, M., POSCHLOD, P.,

- SCHUCKERT, U., THAM, J. (1994): Wissenschaftliche Begleituntersuchung der Wiedervernässungsmaßnahmen innerhalb des Renaturierungsprojekts Wurzacher Ried – Abschlußbericht für die Untersuchungsjahre 1991–1993. – Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie und Institut für Zoologie, Universität Hohenheim, in Vorbereitung.
- KÖNIG, A. (1992): Die Libellenfauna im Abbaugbiet Haidgauer Ried des Wurzacher Riedes. *TELMA* 22:109–122.
- KRACHT, V., W. KRAHL UND S. METZ (1991): Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung, das Wurzacher Ried. *Natur und Landschaft* 66:9–14.
- LANG, W. (1990): Quantitative Untersuchungen der Käferfauna in anthropogen gestalteten Bereichen des Wurzacher Riedes. Univ. Hohenheim: Diplomarbeit Inst. f. Zool..
- MARTIN, D. (1991): Zur Autökologie der Spinnen (Arachnidae: Araneae) 1. Charakteristik der Habitatausstattung und Präferenzverhalten epigäischer Spinnenarten. *Arachnol.Mitt* 1:5–26.
- MAURER, R. UND A. HÄNGGL. (1990): Documenta Faunistica Helvetiae 12 Katalog der Schweizer Spinnen. Schweizer Bund für Naturschutz. 1–404 S.
- MESSINESIS, K. (1992): Untersuchungen zur Randeffekt-Problematik des Wurzacher Riedes: Vögel- und Kleinsäugerfauna (Muridae und Soricidae) sowie Arthropodenfauna (Araneae, Coleoptera, Formicidae) auf Transekten und Vergleichsflächen. Diplomarbeit der Fakultät für Biologie der Universität Darmstadt, S.1–119.
- MOSSAKOWSKI, D. (1970a): Das Hochmoor-Ökoareal von *Agonum ericeti* (Panz.) (Coleoptera, Carabidae) und die Frage der Hochmoorbindung. *Faun.-Ökol.Mitt.* 3:378–392.
- MOSSAKOWSKI, D. (1970b): Ökologische Untersuchungen an epigäischen Coleopteren atlantischer Moor- und Heidestandorte. *Z.Wiss.Zool.* 181:233–316.
- MOSSAKOWSKI, D. (1977): Die Käferfauna wachsender Hochmoorflächen in der Esterweger Dose. *Drosera* 2:63–72.
- PFADENHAUER, J., G. KRÜGER UND E. MUHR (1990): Ökologisches Entwicklungskonzept Wurzacher Ried, im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg. 304 S.
- POSPISCHIL, R. UND H. U. THIELE (1979): Bodenbewohnende Käfer als Bioindikatoren für menschliche Eingriffe in den Wasserhaushalt des Waldes. *Verh. Gesell. Ökol.* 12:
- RECK, H., JANSEN, W., BUCHWEITZ, M., GEISSLER, S., HERMANN, G., KAULE, G., RAHMANN, H., WALTER, R. (1994): Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzacher Ried, Teil 3, Monitoring der Fauna, Teil 3.1 Gesamtkonzept Fauna, Hohenheimer Umwelttagung 26
- SCHMIDT, E. (1980): Zur Gefährdung von Moorlibellen in der Bundesrepublik Deutschland. *Natur und Landschaft* 55:16–18.
- SCHMIDT, E. (1983): Odonaten als Bioindikatoren für mitteleuropäische Feuchtgebiete. *Verh.Dtsch.Zool.Ges.* 1983:131–136.
- SCHUCKERT, U., GREMER, D., DEUSCHLE, A., POSCHLOD, P., BÖCKER, R. (1994): Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzacher Ried, Teil 2 Monitoring der Vegetation, Hohenheimer Umwelttagung 26
- STERNBERG, K. (1990): Autökologie von Sechs Libellenarten der Moore und Hochmoore des Schwarzwaldes und Ursachen ihrer Moorbindung. Freiberg i. Br.: Fakultät für Biologie, Albert-Ludwigs-Universität. 431 S.
- STERNBERG, K. (1993): Bedeutung der Temperatur für die (Hoch-)Moorbindung der Moorlibellen (Odonata: Anisoptera). *Mitt.dtsch.Ges.allg.angew.Ent.* 8:521–528.

Untersuchung der Wieder-  
 ecks Wurzacher Ried –  
 Institut für Landschafts-  
 Hohenheim, in Vorberei-  
 d des Wurzacher Riedes.

ng schutzwürdiger Teile  
 r Bedeutung, das Wurza-

anthropogen gestalteten  
 rbeit Inst. f. Zool..

aeae) 1. Charakteristik der  
 enarten. Arachnol.Mitt

elvetiae 12 Katalog der  
 S.

x des Wurzacher Riedes:  
 Arthropodenfauna (Ara-  
 chsflächen. Diplomarbeit

ericeti (Panz.) (Coleop-  
 n.-Ökol.Mitt. 3:378–392.

schen Coleopteren atlan-  
 6.

ächen in der Esterweger

ntwicklungskonzept Wur-  
 irttemberg. 304 S.

er als Bioindikatoren für  
 erh. Gesell. Ökol. 12:

J., KAULE, G., RAHMANN,  
 mplex Wurzacher Ried,  
 a, Hohenheimer Umwelt-

desrepublik Deutschland.

ropäische Feuchtgebiete.

R, R. (1994): Monitoring  
 nitoring der Vegetation,

moore und Hochmoore des  
 i. Br.: Fakultät für Biolo-

Moorbindung der Moorli-  
 t. 8:521–528.

WASNER, U. (1974): Die Carabidae des Federseegebietes. Beih.Veröff.Naturschutz Land-  
 schaftspflege Bad.-Württ. 4:135–161.

WILDERMUTH, H. (1986): Zur Habitatwahl und zur Verbreitung von *Somatochlora arctica*  
 (Zetterstedt) in der Schweiz (Anisoptera: Corduliidae). Odonatologica 15:185–202.

WILDERMUTH, H. (1992a): Das Habitatspektrum von *Aeshna juncea* (L.) in der Schweiz (Ani-  
 soptera: Aeshnidae). Odonatologica 21:219–233.

WILDERMUTH, H. (1992b): Habitate und Habitatwahl der großen Moosjungfer (*Leucorrhinia*  
*pectoralis*) (Odonata, Libellulidae). Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 1:3–21.

ZIMMERMANN, B. (1968): Untersuchungen über die Käferfauna des Wurzacher Riedes. Fach-  
 arbeit Biologie, Salvatorianerkolleg.

Wolfgang Jansen, M.Sc.

Prof. Dr. Hinrich Rahmann

Institut für Zoologie –220–

Universität Hohenheim

70593 Stuttgart

## Monitoring für den Hochmoorkomplex Wurzacher Ried

### Teil 3 Monitoring der Fauna

#### Teil 3.2 Gesamtkonzept Fauna

Heinrich Reck, Wolfgang Jansen, Matthias Buchweitz, Sabine Geißler, Gabriel Hermann, Giselher Kaule, Hinrich Rahmann und Roswitha Walter

##### 1. Einleitung und Rahmenbedingungen

Über die bereits 1991 begonnene Erfolgskontrolle der Maßnahmen zur Wiedervernässung des Haidgauer Torfstichgebietes berichten JANSEN & RAHMANN (in diesem Band). Erst 1992/93 wurde im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg ein theoretisches Monitoring-Konzept für das gesamte Wurzacher Ried erstellt. 1994 sollen einige dazu entwickelte Arbeitshypothesen getestet und erste Teile des Monitoring eingerichtet werden.

Die im Rahmen der Pflege- und Entwicklungsplanung vorgeschlagenen Maßnahmen im Wurzacher Ried (PFADENHAUER & al. 1990, BNL 1991) werden das Habitatangebot stark verändern. Im Vordergrund steht der „Prozeßschutz“ (FISCHER 1992), d.h. die Wiederherstellung natürlicher Standortverhältnisse und die nicht anthropogen beeinflusste Sukzession des Ökosystems (s.a. ESER & al. 1992). Nur kleinste Anteile, aus Gründen des Artenschutzes vermutlich unverzichtbare Streuwiesenflächen, werden weiter gepflegt. Darüber hinaus wird im nahen Umland die landwirtschaftliche Nutzung extensiviert; das Monitoring soll sich jedoch auf das ca. 17 km<sup>2</sup> große Naturschutzgebiet und damit fast ausschließlich auf Moorstandorte beschränken.

Mit dem „Prozeßschutz“ beginnt ein völlig neuer Abschnitt in der Entwicklungsgeschichte des Wurzacher Riedes, aber keineswegs eine Rückkehr zur Natur. Die anthropogen bedingte Vielfalt nimmt ab, das Ried wird Natur-Insel inmitten einer modernen Kulturlandschaft. Großtiere, die in der Naturlandschaft evtl. wichtige Habitatbildner waren (BEUTLER 1992, GEISER 1992) fehlen, Insektenkalamitäten und Waldbrände werden zumindest in den umliegenden Forsten verhindert und die Stoffeinträge sind unnatürlich hoch (ELLENBERG 1989). Aber aufgrund der Größe des Naturschutzgebietes und durch die zeitlich gestaffelte Entlassung bisheriger Nutz- und Pflegeflächen in die Sukzession besteht zumindest eine Chance, einen Großteil der Arten des Wurzacher Riedes eine zeitlang in einer nicht gesteuerten, eigendynamischen – aber isolierten und vergleichsweise kleinflächigen – Landschaft zu erhalten. Eine Prognose, welche der heutigen Arten in 50 Jahren noch vorhanden sein werden, ist kaum möglich und, viel mehr als es heute im Bewußtsein ist, abhängig von den Formen der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung des gesamten Wurzacher Beckens.

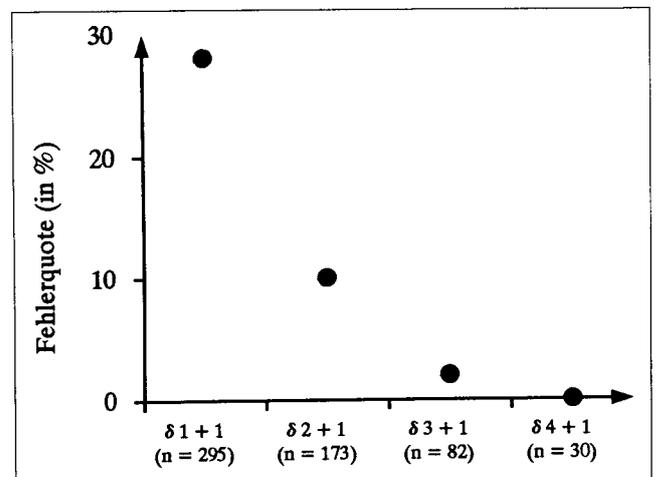
Das Monitoring soll im Sinne einer Erfolgskontrolle unerwartete negative Entwicklungen bzw. auftretende Zielkonflikte frühzeitig ermitteln, vor allem aber Wirkungsbeobachtung sein, um positive Ergebnisse auf andere Gebiete übertragen zu können und um Umweltveränderungen in ihrer Auswirkung überhaupt zu erkennen. Dies ist befriedigend nur über Langzeitstudien möglich (MÜHLENBERG 1990). Zur Weiterentwicklung der methodischen Grundlage für Langzeituntersuchungen besteht derzeit aber noch hoher Forschungsbedarf (KAULE & HENLE 1991).

## 2. Die Fauna des Wurzacher Riedes

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 (wie z.B. Flächengröße, Lebensraumvernetzung und Lebensraumverbund, Habitatqualitäten in verschiedenen Straten, Nahrungsangebot für Phytophage, Zoophage und Saprophage) erfolgen (SCHLUMPRECHT & VÖLKL 1992, RIECKEN 1992, FINCK & al. 1992, FUGMANN & JANOTTA 1990, RECK 1990). Auch 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 (vgl. Abb. 1).

**Abb. 1:**  
Relative Fehlerquote\* bei der Flächenbewertung in Abhängigkeit von der Zahl untersuchter Deskriptorengruppen.  
n = Zahl der geprüften Kombinationen  
\* die absolute Fehlerquote liegt höher, z. B.  $\delta 1 + 2$  bei 40%

(aus RECK & KAULE 1993)



Im Wurzacher Ried ist mit ca. 10.000 bis 14.000 Arten höherer Lebewesen<sup>1</sup> in sehr unterschiedlichen Lebensräumen (vgl. Abb. 3) zu rechnen, die von den geplanten bzw. eingeleiteten Maßnahmen betroffen sind. Die wenigsten davon sind reine Hochmoorarten, aber über-

<sup>1</sup> Geschätzt aus den Anteilen der wenigen Tiergruppen, von denen große Anteile des Artenspektrums des Wurzacher Riedes bekannt sind (Libellen, Heuschrecken, Großschmetterlinge, Lurche, Kriechtiere, Vögel, Säugetiere) oder deren Artenbestand aus Vergleichsgebieten eingeschätzt werden kann (Laufkäfer), im Vergleich zum Artenbestand der BR Deutschland.

negative Entwicklungen  
Wirkungsbeobachtung  
n und um Umweltver-  
digung nur über Lang-  
g der methodischen  
her Forschungsbedarf

über den Artenbestand  
Anspruchstypen (reprä-  
kann eine „Indikation“  
nsraumvernetzung und  
Nahrungsangebot für  
HT & VÖLKL 1992,  
RECK 1990). Auch bei  
von Fehlbeurteilungen  
einfache Planungsaus-



wesen<sup>1</sup> in sehr unter-  
planten bzw. eingeleite-  
moorarten, aber über-

e des Artenspektrums des  
, Lurche, Kriechtiere, Vö-  
t werden kann (Laufkäfer),

proportional viele sind besonders schutzbedürftig. Das Wurzacher Ried ist essentieller Lebensraum nicht nur für Moorarten, sondern – unter den heutigen Rahmenbedingungen – lokal auch für gefährdete Arten z.B. von Normal-Standorten.

Der bisherige Kenntnisstand zur Fauna im Hinblick auf ein Monitoring ist mangelhaft:

Von wichtigen Deskriptorengruppen ist der Artenbestand nicht bekannt, von anderen fehlen nachvollziehbare oder ausreichende Angaben zur Häufigkeit und zur räumlichen Verteilung; damit ist bezüglich der Fauna auch noch keine abschließende Zielabwägung möglich. Die bisherige Ableitung faunistischer Ziele ist überwiegend eine Behelfslösung und mit Ausnahme von Teilgebieten und einigen Arten nicht räumlich (und damit prüfbar) präzisiert.

Die erste Untersuchungsphase im Monitoring hat 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.

Die Grundaufnahme ist der wichtigste Bestandteil eines jeden Monitorings, unabhängig vom Rhythmus der Folgeuntersuchungen. Eine mögliche Artendynamik kann nur dann interpretiert werden, wenn der Artenbestand der wichtigsten Anspruchstypen in der Grundaufnahme so vollständig wie möglich ermittelt wurde und eine flächenbezogene Zuordnung der Vorkommen diesbezüglicher Arten möglich ist. Eine große Zahl von bestehenden Wiederholungsuntersuchungen wird in ihrer Aussagekraft wegen unzureichender Erstuntersuchungen und Zieldefinitionen stark beeinträchtigt (s.a. MARTI & STUTZ 1993).

Am Beispiel zweier Tiergruppen, von denen Bestandserhebungen aus verschiedenen Zeiten vorliegen, kann bereits qualitativ gezeigt werden, daß sich der Gesamtkomplex Wurzacher Ried stark verändert hat:

Nach Angaben von SCHNEIDER (1992) sind 12 Vogelarten erloschen, 6 davon in den letzten 25 Jahren. Von den ausgewählten Ziel-<sup>1</sup> und Zeigerarten der Tagfalter (s. Abb. 4) wurden 50% der moortypischen und als stark gefährdet eingestuften Arten nur in der Untersuchung von 1978/79 (MEINEKE 1982), aber nicht mehr in der Bestandsaufnahmen von 1989 (KÖPPEL 1990) nachgewiesen. Wir hoffen, daß sich in diesem Ergebnis nicht das vollständige Erlöschen dieser Tagfalter-Arten ausdrückt, sondern Arbeitsmethoden und Fragestellungen (1989 wurde beispielsweise keine spezifische Zeigerartensuche durchgeführt und – entsprechend der Aufgabenstellung – wurden nur wenige Probeflächen untersucht).

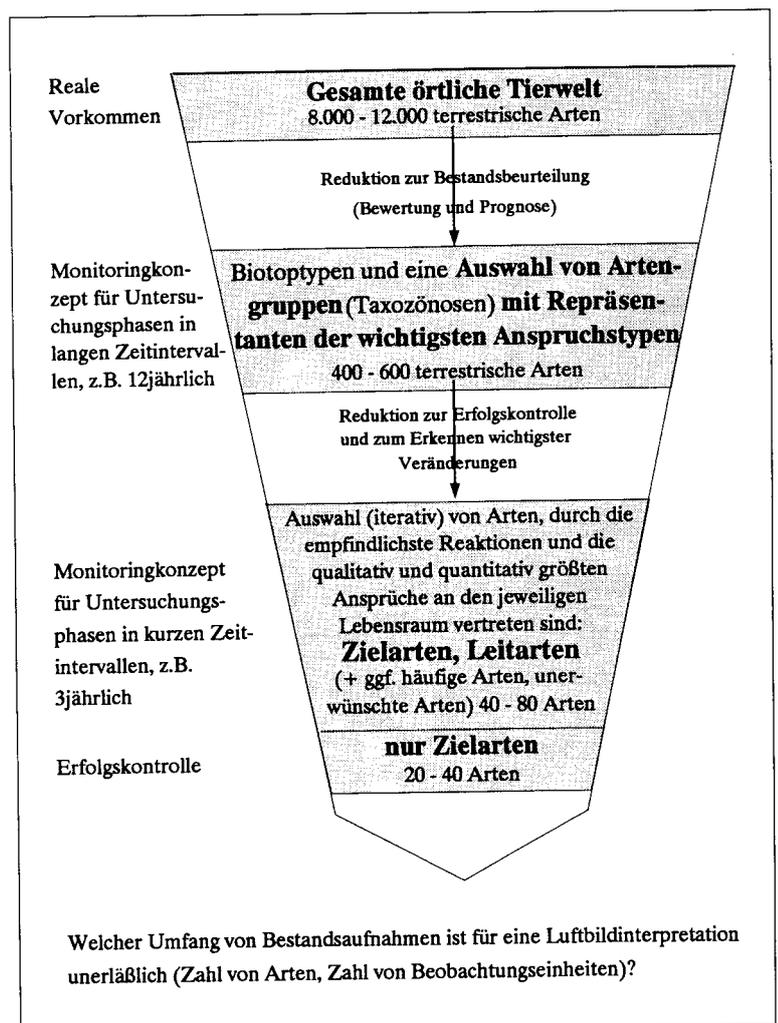
<sup>1</sup> Zielarten werden von KRATOCHWIL (1989) wie folgt definiert: „Solche Arten oder Artengruppen, deren Erhaltung im Schutzziel verankert ist, seien im folgenden Zielarten bzw. Zielarten-Gruppen genannt. Erst wenn man sich über diese Zielarten einig ist, können Fragen nach der Schutzfähigkeit ..., z.B. Kriterien für die Festlegung des Flächenanspruchs einer Tierpopulation, populationsgenetische Gesichtspunkte, diskutiert werden.“ Bei der Auswahl von Zielartenkollektiven für die Landschaftsplanung werden i.d.R. die empfindlichsten und schutzbedürftigsten Arten des jeweiligen Anspruchstyps berücksichtigt. Dabei wird davon ausgegangen, daß bei Erhaltung dieser Arten auch die weniger anspruchsvollen, aber biototypischen Begleitarten gesichert werden können.

Ein Monitoring muß dagegen geeignet sein, verlässliche Daten zur Bestandsentwicklung repräsentativer Arten und besonders schutzbedürftiger Arten zu ermitteln.

### 3. Das Monitoringkonzept – eine kurze Übersicht

Wie ist es möglich, in einem Monitoring 14.000 Arten so zu repräsentieren, daß Veränderungen (Sukzession, Vernässung, verschiedene Pflege- und Nutzungsvarianten) kausal 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.

Unsere Hypothese für die Fauna ist, daß wir die Wirklichkeit ausreichend über einen „Indikationsbaukasten“ (Abb. 2) abbilden können.



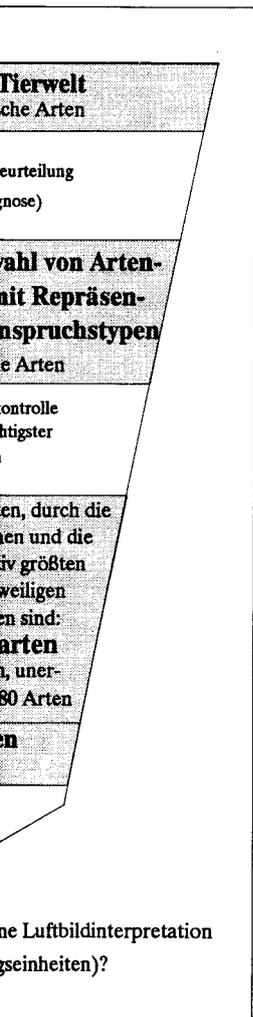
**Abb. 2**  
Indikationsbaukasten am Beispiel der terrestrischen Arten.

Von oben nach unten: Reduktion des Untersuchungsaufwandes und der Gebietsbelastung

Bestandsentwicklung re-  
eln.

tieren, daß Veränderun-  
arianten) kausal interpre-  
örungen (Trittbelastung,  
rden und so, daß die an-  
en.

chend über einen „Indi-



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 (zur praktischen Anwendbarkeit vgl. aber Abb. 1), muß der zweite Schritt, die Reduktion auf wenige Ziel- und Zeigerarten, genau geprüft werden. Eine Selbstverständlichkeit ist dabei, daß sich Untersuchungen des Nährstoff- und Wasserhaushalts, der Vegetation und der Fauna gegenseitig ergänzen müssen. Der Anspruch, möglichst viel Aussagen aus einer Luftbildinterpretation zu erhalten, ist naheliegend.

Die Vielzahl von Veränderungen und Lebensraumtypen machen das Monitoringvorhaben thematisch breit. Eine klare Beschränkung auf wesentliche Fragen und eine konsequente Schwerpunktbildung sind daher unumgänglich. So kann z.B. die spezielle Entwicklung der Fauna der Fließgewässer und Ufer sowie der mineralischen Standorte des Umlandes nachrangig behandelt werden (zumindest solange nicht Biber zum Habitatbildner im Ried werden). Gleichzeitig läßt sich die Aussagekraft bei der Beobachtung der Entwicklung von Leitarten erhöhen bzw. die Zahl zu beobachtender Arten läßt sich reduzieren, indem „Artenpaare“ einander vergleichend gegenübergestellt werden, die bezüglich bestimmter Ansprüche gegenläufige Schwerpunkte haben, z.B. die Arealentwicklung oder Häufigkeitsentwicklung von Verheidungs- und Vernässungszeigern.

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 „Indikation“ spezifischer Fragestellungen wie z.B. die Folgen bestimmter Pflegemaßnahmen 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 Artenfehlbeiträgen gegenüber Referenzwerten (Erwartungswerte für die Artenzusammensetzung) erkannt werden. Gerichtete Veränderungen zeichnen sich dadurch aus, daß die Arten bestimmter Gilden<sup>1</sup> bzw. Anspruchstypen (innerhalb von taxonomischen Artengruppen) eine von anderen deutlich unterschiedene Dynamik aufweisen. Solche Gildensysteme sollen in der 1. Untersuchungsphase aus den zur Biodeskription besonders geeigneten 'taxonomischen' Artengruppen zusammengestellt werden. Ein Anspruch zur Auswahl für das Monitoring ist dabei, daß ausreichend viele Vertreter der Gilden innerhalb einer kurzen Zeitspanne und bei geringsten Beeinträchtigungen des Riedes erfaßbar sind.

Vor der ersten Untersuchungsphase ist für die verschiedenen Artengruppen deutlich verschiedenes Vorwissen vorhanden. Zum Beispiel können für Tagfalter Zeigersysteme aus der Auswertung vorhandener Daten entwickelt werden. Diese müssen in der 1. Untersuchungs-

<sup>1</sup> Gilde: Funktionelle Artengruppe; Gruppe von Arten, die gleiche Ressourcen in ähnlicher Weise nutzen.

phase lediglich überprüft werden. Um eine flächendeckende Interpretation zu ermöglichen, müssen hierfür noch geeignete Aufnahmetechniken (geeignete Verknüpfung von Probeflächen-, Zählstrecken- und Zeigerartenkartierung) entwickelt werden. Für Laufkäfer, die andere Ansprüche repräsentieren, können Zeigersysteme wegen des bisher unzureichenden faunistischen Kenntnisstandes im Wurzacher Ried insgesamt erst nach einer noch durchzuführenden Grundaufnahme in bisher nicht bearbeiteten Lebensräumen vollständig entwickelt werden.

Basierend auf einer Grundaufnahme erscheint im Idealfall die Reduktion der Bestandsaufnahmen auf wenige Ziel- und Zeigerarten (in Bezug auf Arealveränderungen) und wenige Gildensysteme (in Bezug zu repräsentativen Probeflächen) möglich. Ausnahme: Um diese Auswahl regelmäßig zu verifizieren, müssen im Abstand von 12 – 15 Jahren Untersuchungen mit Grundaufnahmecharakter durchgeführt werden.

Zusammenfassend hat die 1. Untersuchungsphase folgende Zielsetzung:

a) **Grundaufnahme** für Folgeuntersuchungen:

- Bedeutung von Flächentypen und Referenz für Veränderungen ('Areale' von Ziel- und Zeigerarten, Artenausstattung ausgewählter Deskriptoren-Gruppen von Probeflächen in den verschiedenen Lebensräumen) – eine Übersicht zu bei derzeitigem Kenntnisstand besonders geeigneten Deskriptorengruppen gibt Abb. 3.

b) **Erstellung** eines Leitbildes (Zielartensystem) für den Schutz von Tierarten der Lebensräume des Wurzacher Riedes (um den Erfolg von Maßnahmen beurteilen zu können, sollen Erwartungswerte zur Besiedlung der verschiedenen Lebensräume durch Arten aufgestellt werden).

c) **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 „Artenpaare“ im Hinblick auf die Reaktion gegenüber potentiellen Schlüsselfaktoren.
- Erklärungsgehalt nicht-artbezogener Indikatoren.
- Methodentests im Hinblick auf die Reproduzierbarkeit der Bestandsaufnahmen bei größtmöglicher Reduktion des Untersuchungsaufwands:
  - Auswahl und notwendige Zahl von Probeflächen bzw. Zählstrecken,
  - Kombinationsmöglichkeiten von Probeflächen- und Zählstreckenkartierung,
  - Notwendige Probeflächengröße und Begehungshäufigkeit bzw. Fallenzahl, ist die Kartierung von Arealgrenzen aussagekräftiger als die Schätzung der Individuendichten auf Probeflächen etc.
  - Phänologie von Ziel- und Zeigerarten, d.h. Ermittlung der optimalen Erfassungszeiträume im Wurzacher Becken,
  - Möglichkeit des Einsatzes von Lebendfallen, Aussagegenauigkeit der Handaufsammlung von Zeigerarten, z.B. für bestimmte Laufkäferarten, Kartiersicherheit bei Präimaginalstadien von Tagfaltern,

tation zu ermöglichen, Verknüpfung von Proben. Für Laufkäfer, die ansonsten unzureichenden faunistischen Wert nach einer noch nicht vollständig

ktion der Bestandsaufhebungen) und wenige Ausnahmen: Um diese Jahren Untersuchungen

ng:

'Areale' von Ziel- und von Probeflächen in dem Kenntnisstand be-

n Tierarten der Lebensurteilen zu können, sollte durch Arten aufge-

e auf ihre Aussagekraft von Zielarten für die Erfassung von Zeigerarten reduziert

gegenüber potentiellen

dsaufnahmen bei größt-

ken, Kartierung,

zw. Fallenzahl, ist die der Individuendichten

malen Erfassungszeiträu-

keit der Handaufsammlersicherheit bei Präma-

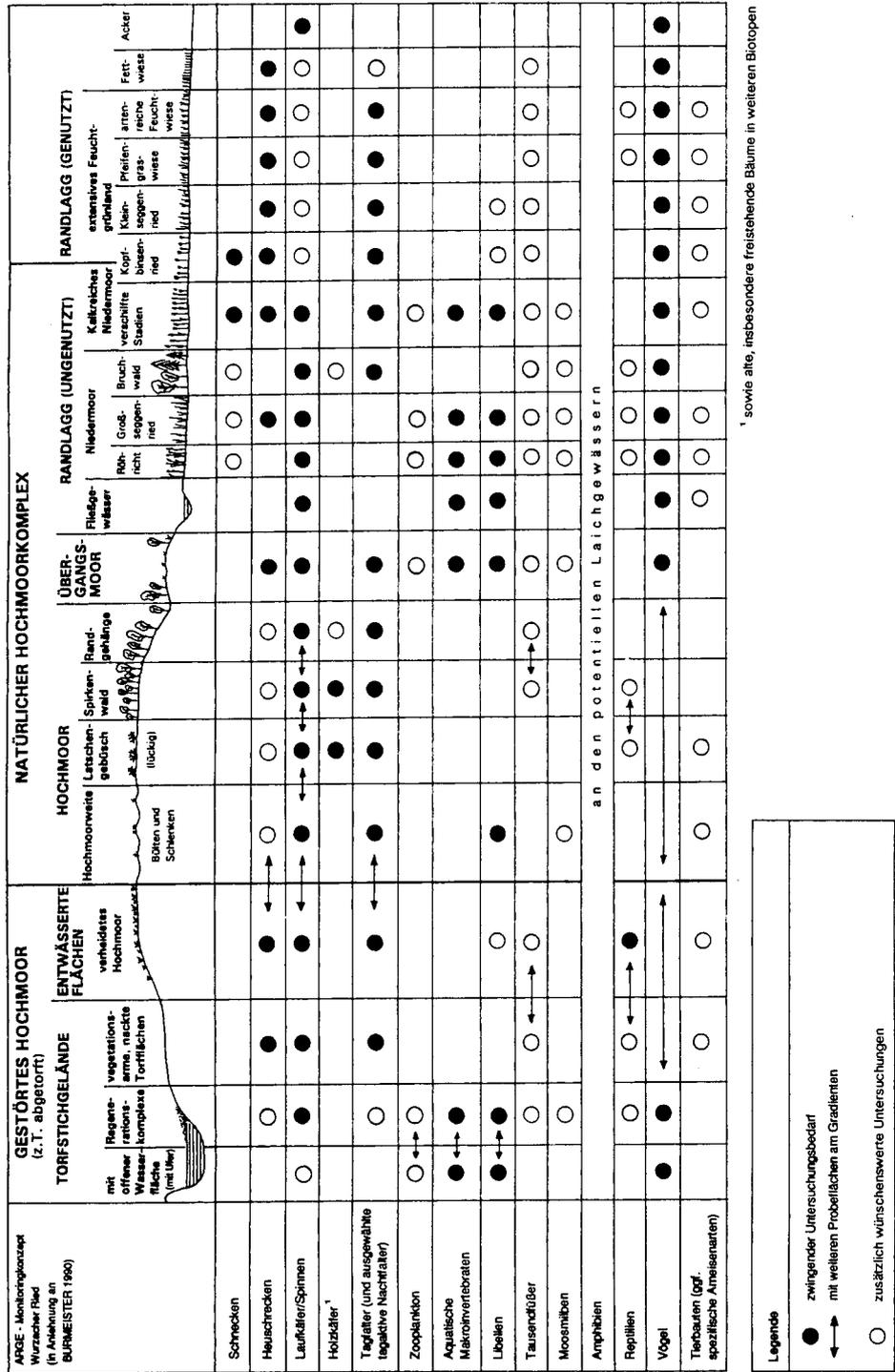


Abb. 3: Darstellung des Untersuchungsbedarfs: Artengruppen je Lebensraumtyp

– Anhaltspunkte zur Frequenz und Intensität der Wiederholungsuntersuchungen.

- d) **Entwicklung** von Auswertungsroutinen (Datenerhebung, Datenvergleich, Zeigerartenindex, Datenbereitstellung für Untersuchungen außerhalb des Wurzacher Rieds)
- e) **Empfehlungen** zur Übertragbarkeit der Untersuchungsmethoden des Monitorings auf andere Gebiete bzw. Naturschutzmaßnahmen.

Für die Auswahl von Ziel- und Zeigerarten (s. Abb. 4) ist der Umfang der Kenntnisse zu Ökologie, Faunistik und auch Gefährdung der Arten insbesondere im betroffenen Naturraum entscheidendes Auswahlkriterium. Für diese Arten wird auch die regionalspezifische Einnischung genauer ermittelt. Grundlagenuntersuchungen zu Arten, für die kein umfangreiches Vorwissen vorhanden ist, sind im Rahmen eines Monitoring nur dann gerechtfertigt, wenn diese Schlüsselfunktionen für die Bestandsentwicklung des Ökosystems haben könnten.

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 (incl. Forst) bzw. die Umgebung des Wurzacher Riedes nehmen wird (Gesamtleitbild). Dazu drei Beispiele:

#### **Birkhuhn (*Lyrurus tetrix*)**

Das in Baden-Württemberg vom Aussterben bedrohte Birkhuhn wird in der Öffentlichkeit oft automatisch mit dem Wurzacher Ried verknüpft. Seine Zeigerfunktion im Monitoring ist ambivalent, denn Birkhühner haben sehr stark von der vorindustriellen Zerstörung und Nutzung der Hochmoore profitiert (vgl. CLEMENS 1990, HÖLZINGER 1987, NNA 1988, LFU 1980) und der Rückgang im Hochmoorbereich könnte möglicherweise einen „Erfolg“ der Renaturierungsmaßnahmen bedeuten.

Die Art ist für eine stabile Besiedlung in der betrachteten Region abhängig von weiteren Teilpopulationen und v.a. einer bestimmten Form der kulturellen Nutzung (auch außerhalb des Moorkomplexes!) sowie einer Reduktion des Spazierwege- und Fahrwegeringes, der rund ums Naturschutzgebiet zwischen Moor- und Nutzflächen verläuft; alternativ vom Zulassen natürlicher Lebensraumdynamik auch auf den mineralischen Böden und nach heutigem Kenntnisstand mindestens in der Größenordnung von 100 km<sup>2</sup> (ANL 1991).

Gäbe es noch eine wildlebende Population, wären Rückschlüsse aus der Bestandsentwicklung dieser Art für das diesbezüglich zu eng begrenzte Monitoringgebiet von 15 km<sup>2</sup> grundsätzlich falsch. Eine künstliche Stützung, die allein auf den Moorkomplex Wurzacher Ried begrenzt bleibt, käme der Gestaltung eines Freiland-Zoos nahe.

**Abb. 4** (folgende vier Tabellen):  
Mögliche Ziel- und Zeigerarten (Testhypothesen schematisch)

ntersuchungen.

ergleich, Zeigerartenin-  
acher Rieds)

des Monitorings auf an-

der Kenntnisse zu Öko-  
roffenen Naturraum ent-  
ionalspezifische Einni-  
die kein umfangreiches  
ann gerechtfertigt, wenn  
ems haben könnten.

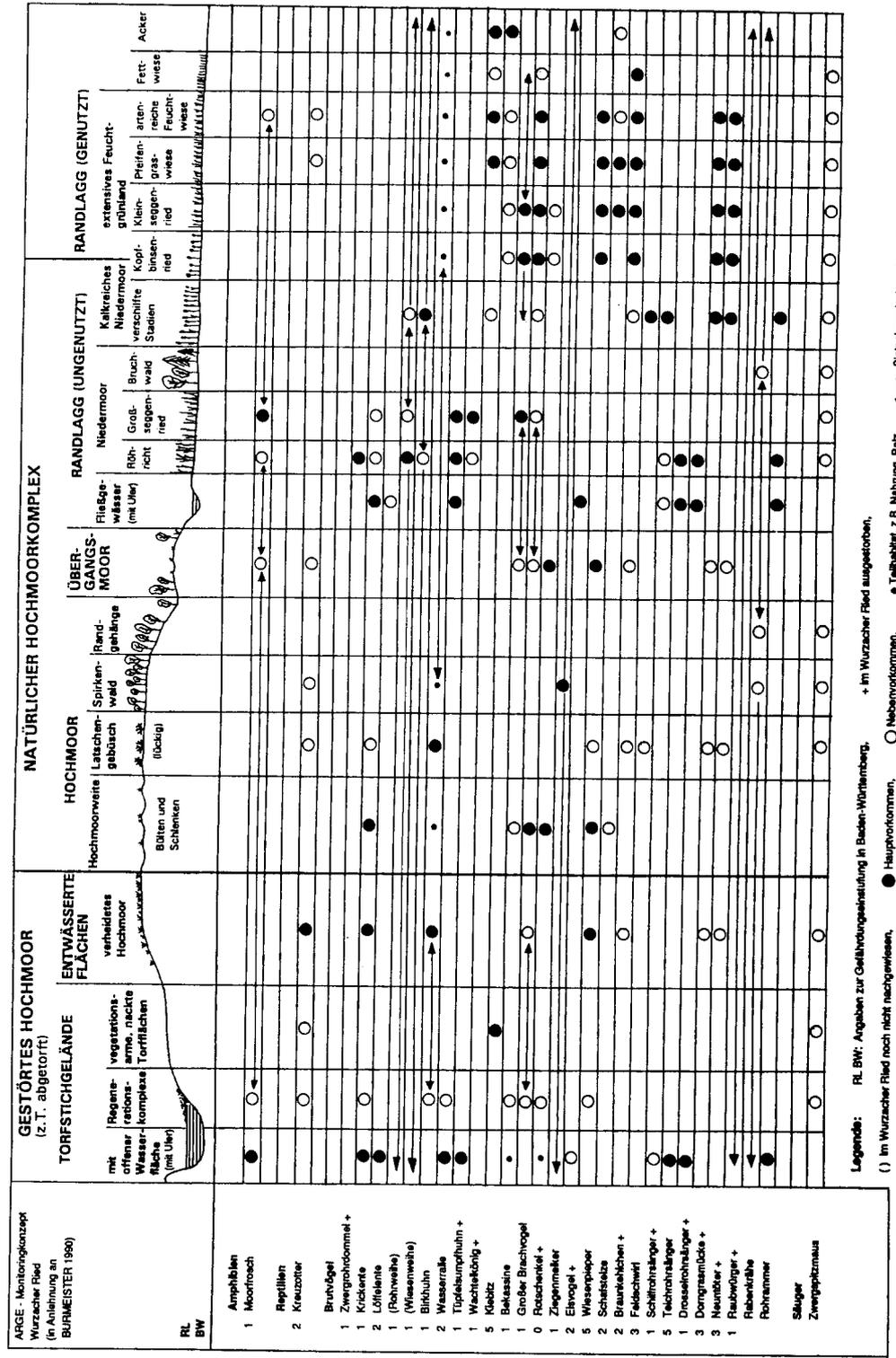
nblick auf deren Aussa-  
Biotopwechsel) und in  
raum ist. Im Hinblick auf  
thesen zum Vorkommen  
Entwicklung die Kultur-  
hmen wird (Gesamtleit-

in der Öffentlichkeit oft  
n im Monitoring ist am-  
Zerstörung und Nutzung  
NNA 1988, LFU 1980)  
en „Erfolg“ der Renatu-

ingig von weiteren Teil-  
ng (auch außerhalb des  
hrwegeringes, der rund  
alternativ vom Zulassen  
en und nach heutigem  
1991).

s der Bestandsentwick-  
ingebiet von 15 km<sup>2</sup>  
moorkomplex Wurzacher

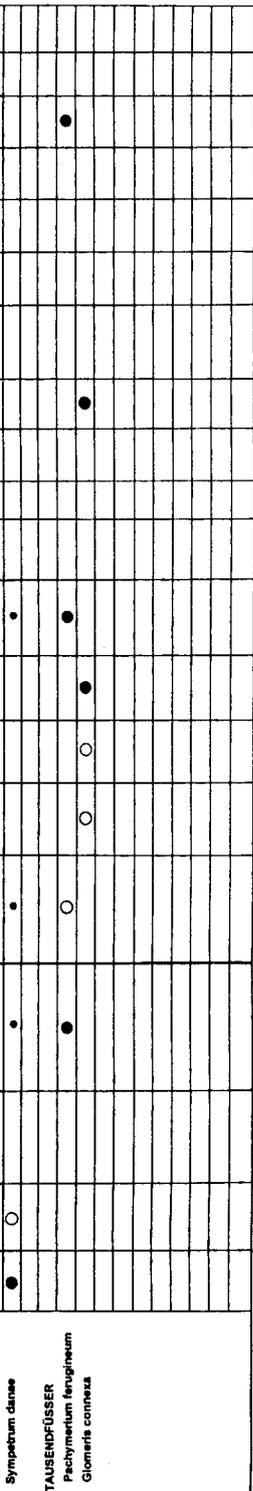
4 (folgende vier Tabellen):  
hypothesen schematisch)



ARGE - Monitoringkonzept Wuracher Ried (in Anlehnung an BURMEISTER 1990)	NATÜRLICHER HOCHMOORKOMPLEX					Acker		
	GESTÖRTE HOCHMOOR (z. T. abgetorft)		HOCHMOOR				RANDLAGG (GENUTZT)	
RL BW	TORFSTICHELGÄNDE mit offener Wasser- fläche (mit Ufer)	ENTWÄSSEERTE FLÄCHEN verhäudetes Hochmoor	HOCHMOOR Hochmoorweite Blüten und Schilfen	HOCHMOOR Litschen- gebüsch (lockig)	HOCHMOOR Spiken- wald Rand- gehänge	ÜBER- GANGS- MOOR Fliese- wässer (mit Ufer)	RANDLAGG (UNGENUTZT)	RANDLAGG (GENUTZT)
	Regere- rations- arme, nuckte vegetations- komplexe Torfflächen						Niedermoor Boch- wäld Kalkreiches Niedermoor verschilte Koppl- binen- red	extensives Feucht- grünland Klein- Pfeifen- wiese reich- gras- wiese Feucht- wiese
Laufäher (Fortsetzung)								
3 <i>Europhlus gracile</i>	○		●				○	○
<i>Europhlus fuliginosum</i>	○						○	○
V <i>Oedea helopoides</i>		○					○	○
2 <i>Cyminda vaporarium</i>			○				○	○
Heizäher ( <i>Phygonies bistidematius</i> ) ( <i>Phygonies chalcopnehus</i> ) ( <i>Mensis bipunctata</i> )			●					
Annelen <i>Fornica transcavcaasia</i> ( <i>Fornica uralsensis</i> )			●					●
Tagläher								
2 <i>Colias palaeno</i>	○		●				○	○
3 <i>Brenthis ino</i>	○		●				○	○
2 <i>Boloria eulionaris</i>	○		●				○	○
2 <i>Procecliana entonioidis</i>	○		●				○	○
3 <i>Melitaea diamina</i>	○		●				○	○
2 <i>Eurodyas auriflua</i>	○		●				○	○
2 <i>Minois dryas</i>	○		●				○	○
2 <i>Coenonympha tullia</i>	○		●				○	○
3 <i>Coenonympha hero</i>	○		●				○	○
3 <i>Lycena hippoboea</i>	○		●				○	○
2 ( <i>Micruina alcorni</i> )	○		●				○	○
2 <i>Vaccinflina optileta</i>	○		●				○	○
Nachtfläher								
3 <i>Rhagades pruni</i>	○		●				○	○
<i>Zygona trifoli</i>	○		●				○	○
4 <i>Anarta mytilalis</i>	○		●				○	○
4 <i>Anarta conigera</i>	○		●				○	○
4 <i>Aronia niemyrathidis</i>	○		●				○	○
2 <i>Calena narworffii</i>	○		●				○	○
4 <i>Cerata sonorika</i>	○		●				○	○
4 <i>Arctianna melanaria</i>	○		●				○	○



ARGE - Monitoringkonzept (in Anlehnung an BURMEISTER 1990)	GESTÖRTE HOCHMOOR (z.T. abgetorft)		NATÜRLICHER HOCHMOORKOMPLEX				RANDLAGG (UNGENUTZT)		RANDLAGG (GENUTZT)	
	TORFSTICHELGÄNDE mit offener Wasser- fläche	ENTWÄSSERT FLÄCHEN vegetations- arme, nachts komplexe Torfflächen	HOCHMOOR gelblich flüchtig	HOCHMOOR gelblich flüchtig	ÜBER- GANGS- MOOR	Flügel- wässer	Niedermoor	Kaltes Niedermoor	extensives Feucht- grünland	Feuch- wiese
<b>TAXA</b>										
<b>ZOOPLANKTON</b>										
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	●									
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	●									
<b>AQUAT. MAMMOIVERT.</b>										
<i>Notonecta lutea</i>	○									
<i>Hydrometra gracilentia</i>	○									
<i>Gerris gibbifer</i>	○									
<i>Agabus affinis</i>	○									
<i>Hydroporus obscurus</i>	○									
<i>Hydroporus tristis</i>	○									
<i>Hydroporus erythrocephalus</i>	○									
<i>Ilybius aeneus</i>	○									
<i>Enochrus affinis</i>	○									
<i>Oligotrichia striata</i>	○									
<i>Corynoneura lobata</i>	○									
<b>LIBELLEN</b>										
<i>Calopteryx virgo</i>	○									
<i>Aniseta juncea</i>	○									
<i>Aniseta subarctica</i>	○									
<i>Libellula quadrimaculata</i>	○									
<i>Leucorhina dubia</i>	○									
<i>Leucorhina pectoralis</i>	○									
<i>Somatochlora arctica</i>	○									
<i>Sympetrum danica</i>	○									
<b>TAUSENFÜßER</b>										
<i>Pachymetum ferugineum</i>										
<i>Glomeris coniza</i>										



**Gefleckte Keulenschrecke (*Myrmeleotettix maculatus*)**

Die Gefleckte Keulenschrecke könnte dagegen als eigenständige Metapopulation im Hochmoorkomplex existieren. Sie ist in Baden-Württemberg eine gefährdete Heuschreckenart, die in Hochmooren ± stetig vorkommt und in Oberschwaben (nicht anderswo!) derzeit auf Hochmoorstandorte angewiesen ist (vgl. DETZEL 1991). Im Wurzacher Ried besiedelt sie nur die Frästorfflächen (BUCHWEITZ 1990). Es stellt sich die Frage, ob und wo die Art im natürlichen Moor vorkam und wie sich die Population bei erfolgreicher Renaturierung entwickeln wird.

**Hochmoor-Glanz-Flachläufer (*Agonum ericeti*)**

Diese in Baden-Württemberg vom Aussterben bedrohte Art ist in Mitteleuropa streng an oligotrophe (und ombrotrophe) Moore gebunden (TRAUTNER 1992, MOSSAKOWSKI 1970). Sie kann unter vielen anderen ein Zeiger erfolgreicher Renaturierung bzw. Erhaltung sein (s. JANSEN & RAHMANN). In Mooren, in denen *A. ericeti* bereits erloschen war, gelang bisher noch keine Wiederansiedlung.

Im Hinblick auf die Bewertung in der Erfolgskontrolle insgesamt ist zu klären: Welche Arten müssen im Schutzgebiet erhalten werden (Arten ohne Ausweichmöglichkeiten), welche sollten erhalten werden und welche können nur in der Gesamtlandschaft geschützt werden?

**Zu Häufigkeit und Inhalten der Folgeuntersuchungen im Monitoring**

Monitoring bedeutet nicht automatisch die jährliche Wiederholung von Folgeuntersuchungen. Veränderungen wirken sich oft nur langfristig aus. Es ist deshalb notwendig, die zur Fragestellung passenden Untersuchungsintervalle zu finden. Diese hängen aber auch vom Informationsbedarf für die Naturschutzpraxis ab.

Im vorliegenden Fall werden verschiedene Intensitäten je Intervall (s. Abb. 2) vorgeschlagen. Dabei sollen über die erste Untersuchungsphase 1994 – 1997 zusätzliche Anhaltspunkte für die notwendige Frequenz ermittelt werden.

1994 werden zunächst geeignete Methoden zur Erfassung von Heuschrecken, Tagfaltern und Libellen erprobt. Dabei geht es zum einen um die Anpassung bekannter Methoden an Aufgaben und Größe des Gebietes; zum anderen insbesondere bei Tagfaltern um die Kartiersicherheit bei Präimaginalstadien (Reproduzierbarkeit von Ergebnissen). Im Vordergrund steht auch das Austesten der Luftbildinterpretation.

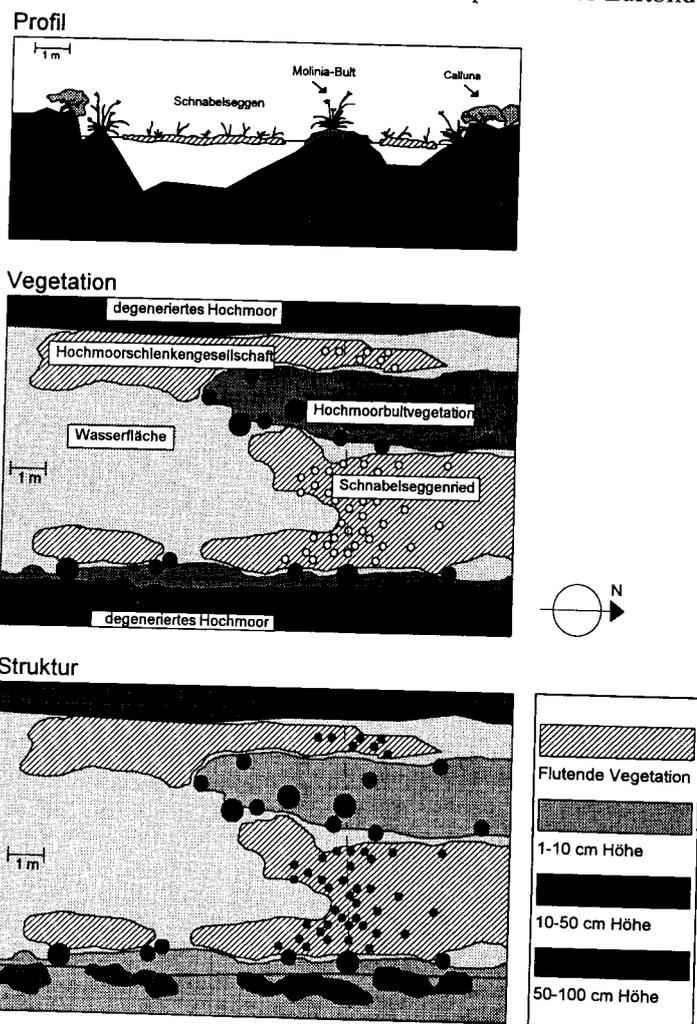
Für die Luftbildinterpretation werden zunächst potentiell erkennbare Habitatmerkmale von Arten zusammengestellt. In den im Luftbild identifizierten Flächen werden dann die Vorkommen dieser Arten überprüft. Als Kontrolle werden die Arten unabhängig von der Luftbildinterpretation untersucht.

Dazu drei Beispiele:

**Beispiel 1: Anforderungen der Zoologie an ein Luftbild-Monitoring am Beispiel der Libellen**

In Teil 3.1 (JANSEN & RAHMANN) wurde am Beispiel der Libellenzönose eines regenerierenden Torfstiches gezeigt, wie wesentlich das Vorhandensein von Kleinstrukturen unterschiedlicher Höhenstrata und sogar einzelner Pflanzenarten für das Vorkommen von Tierarten sein kann. Das bedeutet für ein Monitoring, daß die Luftbilderfassung selbst von Einzelstrukturen durchaus notwendig sein kann, wenn eine Luftbildinterpretation auch für die Fauna hinreichende Erklärungsgehalte bringen soll.

Die daraus abzuleitenden Anforderungen des Zoologen an die Luftbildaufnahmen und ihre Auswertung (vgl. SCHUCKERT & al. in diesem Band) sind am konkreten Beispiel des Abschnitts „S2“ des Torfstichs 7 (Abb. 5) zusammengefaßt: Aus der Perspektive des Luftbildes



**Abb. 5:** Schematische Darstellung des Abschnitts „S2“ des Torfstichs 7 im Haidgauer Torfstichgebiet des Wurzaicher Rieds im September 1993 (vgl. Abb. 4 in JANSEN & RAHMANN). Dargestellt ist ein Profil (oberes Bild) sowie zwei Aufsichten, welche die Verteilung vier unterschiedlicher Höhenstrata (unteres Bild) und der Vegetationszusammensetzung (mittleres Bild) zeigen. Die größeren schwarzen Kreise im mittleren und unteren Bild bezeichnen *Molinia caerulea*-Horste, die gestrichelte Linie die genaue Lage des Profils.

### ring am Beispiel der Li-

enzönose eines regenerie-  
n Kleinstrukturen unter-  
Vorkommen von Tierar-  
bilderfassung selbst von  
ldinterpretation auch für

tbildaufnahmen und ihre  
nkreten Beispiel des Ab-  
erspektive des Luftbildes



müssen die in Abb. 5 dargestellten Höhenstrata und Vegetationsgemeinschaften so erkennbar sein, daß sie mit den gleichzeitig zur Befliegung durchzuführenden Erhebungen vor Ort der entsprechenden Parameter (Abb. 5, oberes Bild) weitestgehend übereinstimmen und damit die charakteristischen Tierhabitate adäquat repräsentieren.

Außerdem muß über das Luftbild das Vorkommen und die Häufigkeit dieser Strukturen flächenmäßig erfaßt werden, d.h. im Sinne des obigen Beispiels alle geeigneten Gewässer des Wurzacher Riedes. Gleichzeitig zur Befliegung durchgeführte Messungen und Kartierungen am Standort selbst dienen zum Methodenabgleich und zur Verifizierung der Luftbildauswertung. Wenn dies gelingt, wird man über regelmäßige Befliegungen und zeitgleich durchzuführende exemplarische Vor-Ort-Aufnahmen möglicherweise in der Lage sein, realistische Abschätzungen zum flächenspezifischen Auftreten einzelner Tierarten oder Artengemeinschaften machen zu können, sowie Entwicklungen dieser Parameter im Zeitverlauf zu belegen.

### Beispiel 2: Vorgehensweise 1994 zur Zeigerart *Mecostethus grossus* (Sumpfschrecke)

**Habitatschema/Zeigerfunktion:** Die Art ist nach DETZEL (1991) „ein typischer Bewohner nasser Wiesen“ und die Tiere „leben gerne in sumpfigen Flächen“. Die Wiesen sind fast immer bewirtschaftet (1- bis 2maliges Mähen, selten 3mal). *Mecostethus grossus* reagiert empfindlich v.a. auf Entwässerung und Verbrachung. Düngung (v.a. mit Gülle) und zu häufige Mahd scheinen sich ebenfalls negativ auszuwirken.

**Besiedelte Biotoptypen und Funde im Wurzacher Ried:** Nachweise der Art liegen vom Alberser Ried, vom Haidgauer Ried südlich Willis und südlich Iggenau, vom Ziegelbacher Ried und vereinzelt aus dem Torfstichgebiet vor (BUCHWEITZ 1990, WEIER 1990). Dabei werden v.a. 1- bis 2schürige Feuchtwiesen und Grabenränder, aber auch Zwischenmoorflächen besiedelt, selten ehemalige Torfstiche.

### Hypothesen/Fragestellungen:

- Wie ist die Art im Wurzacher Ried 1994 verbreitet (annäherungsweise) bzw. wo liegen Vorkommensschwerpunkte?
- Wo lebte die Art in der Naturlandschaft?
- Welche Biotoptypen werden im Wurzacher Ried bevorzugt besiedelt? Wo liegen Habitatschwerpunkte? In welchen Habitatstrukturen können hohe Abundanzwerte festgestellt werden?
- Wie werden die Flächen genutzt, welche Feuchtigkeit (und Trophie?) haben die Flächen? Neben den aktuellen sollen auch die ehemaligen Nutzungen entsprechend analysiert werden
- Erfolgen Einwanderungen in Wiesen, die der extensiven Nutzung überführt worden sind?
- Ist ein Erlöschen der Art in den ehemals als Streuwiesen genutzten Flächen zu erwarten, wenn diese der Sukzession überlassen werden?
- Entspricht die Verteilung der Larven jener der Imagines?
- Welche Stellvertreterfunktion (als Teil eines Zeigerartenkollektives) hat die Art z.B. für andere Heuschreckenarten oder Tagfalterarten?
- Mit welcher Trefferquote lassen sich geeignete Habitate von *Mecostethus grossus* über eine Luftbildanalyse ermitteln?

**Hypothesen zur Luftbildauswertung:**

Mögliche Kombinationen von Lebensraummerkmalen zur Charakterisierung des Habitats (Bezugseinheit mindestens 100 m<sup>2</sup>)

Zu suchende Flächen:

1. Wiese + feucht bis naß + meso.-eutroph + 1- bis 3schürig
2. Streuwiese: Herbstmahd + naß + oligo-mesotroph
3. Sukzessionsfläche + naß + mesotroph + Gehölz, Schilf, Hochstauden (Großseggen) < 50 %
4. Sukzessionsfläche + naß + oligotroph + Gehölz, Schilf, Hochstauden < 50 %
5. Pfeifengrasbestände im Hochmoor, Sphagnum < 50 %
6. Grabennetz zwischen wechsellassen oder feuchten bis nassen Nutzflächen (Wiesen) (Restnutzung beliebig, solange keine Güllegräben), mindestens 600 m Gräben, Dichte  $\geq 100$  m/ha?

auszuscheidende Flächen:

1. trockenes bis frisches Grünland
2. eutrophe Brachen (Röhrichte, Mädesüßfluren, Hochstauden) > 50 %
3. Gehölze, Deckungsgrad > 50 %
4. Sphagnum-dominierte Flächen (typisches Hochmoor) > 50 %
5. ausgetrocknetes Hochmoor (weniger als 10 % nasse Flächen)
6. offene Gewässer
7. Acker

**Beispiel 3: Vorgehensweise zur Zeigerart *Colias palaeno* (Hochmoor-Gelbling)**

**Habitatschema:** In Baden-Württemberg besiedelt die Art 'intakte' oder 'degradierte' Hochmoore mit besonnten Beständen der Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*). „Eier und Raupen finden sich ausschließlich an den vordersten Zweigpartien ..., nur etwa 5 – 15 cm über dem Boden ... wo besondere mikroklimatische Verhältnisse herrschen“ (WEIDEMANN 1989). In ungestörten Hochmooren lebt *C. palaeno* v.a. auf trockenen Bulten, sonst an 'Störstellen' wie z.B. über nacktem Torf, der sich stark aufheizt. Der Falter gilt in ungestörten (d.h. blumenarmen) Hochmooren als 'low density species' und ist dort offenbar nur bei sehr großem Flächenangebot lebensfähig. Bei 'Störungen' (Torfabbau, Entwässerung) kann es zu Massenentwicklung von Fraßpflanze und Falter kommen, die (sukzessionsbedingt) aber nur vorübergehend ist. Das Angebot an Falter-Saugpflanzen scheint die Populationsdichte über die Zahl nachreifender Eier zu limitieren. Der jährliche Witterungsverlauf verursacht extreme Abundanzschwankungen. *C. palaeno* ist außerhalb Baden-Württembergs nicht obligat an Hochmoore gebunden, sondern besiedelt z.B. in den Alpen auch Zwergstrauchgesellschaften im Bereich der Baumgrenze.

**Besiedelte Biotoptypen und Verbreitung im Wurzacher Ried:** Zahlreiche Falterbeobachtungen (Hoch- und Niedermoore) aus verschiedenen Teilen des Riedes sowie selbst aus der weiteren Umgebung (z.B. Stadtpark Bad Wurzach). 1992 Puppenfund im 'Unterried' an *V. uliginosum*-Gebüsch im Übergang von Moorwald zu verheidetem Hochmoor (HERMANN). Eine systematische Erfassung der Larvalhabitate wurde bislang nicht durchgeführt.

Charakterisierung des Habitats

Hochstauden (Großseggen)

Flächen < 50 %

Nutzflächen (Wiesen)

mit 600 m Gräben, Dichte

Flächen %

### Hypothesen/Fragestellungen:

- Entspricht das Larvalhabitat-Schema dem von WEIDEMANN (1989) beschriebenen?
- Wo liegen die (derzeitigen) räumlichen Schwerpunkte der Larvalhabitate?
- Unterliegen die Standorte sukzessions- oder maßnahmenbedingten Veränderungen? (Wenn ja, welchen?)
- Ist *C. palaeno* im Wurzacher Ried auch ohne den Verbund zu blumenreichen Niedermoorflächen oder Störstellen langfristig überlebensfähig?
- Welche Ausdehnung müssen geeignete Larvalhabitate haben, um eine 'low density-Population' zu sichern?
- Welche sind die tauglichsten Methoden zur Erfassung der Larvalhabitate? (Eier-Suche? Jungrauen-Suche? Altraupen-Suche?)
- Sind Falterbeobachtungen zur Ermittlung artrelevanter Strukturen geeignet? (z.B. Saugbeobachtungen, Eiablagebeobachtungen.)
- Welche quantitativen Parameter indizieren 'stabile' Populationen? (Hypothesen entwickeln.)
- Mit welcher 'Trefferquote' lassen sich Larvalhabitate über Luftbilder ermitteln?
- Zielarteignung? (z.B.: stete Begleitarten? mit welcher Wahrscheinlichkeit werden z.B. Habitate von *Vacciniina optilete* repräsentiert?)
- Habitatnutzung in der anthropogen weitgehend unbeeinflussten Naturlandschaft? (Hypothese).

### Hypothesen zur Luftbildauswertung:

Mögliche Kombinationen von Lebensraummerkmalen zur Charakterisierung des Habitats:

zu suchende Flächen:

- Wuchsorte von *Vaccinium uliginosum* + besonnt

auszuscheidende Flächen:

- Nutzflächen (Écker, Futterwiesen, Streuwiesen)
- Gehölz-/Schilf-/Hochstauden-Deckungsgrad > 80 %
- Wasserflächen

## 4. Dank

Wir danken allen unseren Ansprechpartnern im Umweltministerium, der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Tübingen und im Naturschutzzentrum Bad Wurzach und den Instituten für Landschafts- und Pflanzenökologie (Hohenheim) sowie Landschaftsökologie II (Weihenstephan) für die fachliche Diskussion und die gute Zusammenarbeit. Herrn Prof. Dr. Poschlod danken wir für die Hilfe bei der Erstellung des schematischen Moor-Querschnittes (Abb. 3, 4).

Zahlreiche Falterbeobachtungen sowie selbst aus der Fund im 'Unterried' an dem Hochmoor (HER) -slang nicht durchgeführt.

## 5. Literatur

- ANL Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ed.) (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme und seine Bedeutung für den Naturschutz. – Laufener Seminarbeiträge 5/91: 54 S.; Laufen/Salzach.
- BEUTLER, A. (1992): Die Großtierfauna Mitteleuropas und ihr Einfluß auf die Landschaft. – In: DUHME, F., LENZ, R., SPANAU, L. (ed.): 25 Jahre Lehrstuhl für Landschaftsökologie in Weißenstephan mit Prof. Dr. Dr. h.c. W. Haber. – Landschaftsökologie Weißenstephan 6: 49–69.
- BNL, Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Tübingen (ed.) (1991): Pflege- und Entwicklungsplan Wurzacher Ried. – Tübingen: 89 S. (unveröff.).
- BUCHWEITZ, M. (1990): Beobachtungen zur Faunistik und Gefährdung der Heuschrecken (Saltatoria) im NSG Wurzacher Ried (Lkr. Ravensburg, Oberschwaben). – Arbeitsbericht im Auftrag des Zoologischen Instituts der Universität Hohenheim: 117 S. (unveröff.).
- CLEMENS, T. (1990): Birkwild, Moorschutz = Artenschutz. Ein Pilotprojekt in Niedersachsen. – Jordsand-Buch 8: 327 S.; Niederelbe-Verlag.
- DETZEL, P. (1991): Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württemberg (Orthoptera). – Dissertation: 365 S.; Fakultät für Biologie, Universität Tübingen.
- ELLENBERG, H. (1989): Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz? – NNA-Berichte, 2 (1): 4–13.
- ESER, U., GRÖZINGER, C., KONOLD, W., POSCHLOD, P. (1992): Naturschutzstrategien. Primäre Lebensräume – Sekundäre Lebensräume – Ersatzlebensräume und ihre Lebensgemeinschaften. Ansätze für eine Neuorientierung im Naturschutz. – Veröff. Projekt „Angewandte Ökologie“, 2: 103 S.; Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- FINCK, P., HAMMER, D., KLEIN, M., KOHL, A., RIECKEN, U., SCHRÖDER, E., SSYMANK, A., VÖLKL, W. (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.
- FISCHER, A. (1992): Sammeln und Pflege von Schutzgebieten. Eine wissenschaftskritische Beurteilung der bisherigen Naturschutzarbeit. – In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (ed.): Landschaftspflege – Quo vadis? Kolloquium zur Standortbestimmung und Entwicklung der Landschaftspflege: 11–21; Karlsruhe.
- FUGMANN, H., JANOTTA, M. (1990): Konzept zum Monitoring für den Naturschutz im Land Berlin. – Laufener Seminarbeitr. 3/90: 50–63; Akad. Natursch. Landschaftspfl. (ANL), Laufen-Salzach.
- GEISER, R. (1992): Auch ohne Homo sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. – Laufener Seminarbeitr., 2/92: 22–34.
- HÖLZINGER, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs, Gefährdung und Schutz. Band 1, Teil 1 – 3: 1796 S.; Ulmer Verlag, Stuttgart.
- KAULE, G., HENLE, K. (1991): Überblick über Wissensstand und Forschungsdefizite. – In: HENLE, K., KAULE, G. (ed.): Arten- und Biotopschutzforschung in Deutschland.: 2–44. – Berichte aus der ökologischen Forschung 4; Forschungszentrum Jülich.
- KÖPPEL, C. (1990): Verbreitung, Vernetzung und Ökologie der Schmetterlinge (Lepidoptera)

- im Wurzacher Ried und benachbarter Kiesgruben (Oberschwaben), unter besonderer Berücksichtigung von Schutz- und Pflegemaßnahmen. – Diplomarbeit, Universität Hohenheim, Institut für Zoologie: 201 S. (unveröff.).
- ed.) (1991): Das Mosaik für den Naturschutz. –
- 3 auf die Landschaft. –  
für Landschaftsökologie  
Landschaftsökologie
- n (ed.) (1991): Pflege-  
veröff.).
- ung der Heuschrecken  
Schwaben). – Arbeitsbe-  
t Hohenheim: 117 S.
- jekt in Niedersachsen.
- na Baden-Württemberg  
versität Tübingen.  
n Naturschutz? – NNA-
- chutzstrategien. Primäre  
ne und ihre Lebensge-  
chutz. – Veröff. Projekt  
schutz Baden-Württem-
- DER, E., SSYMANK, A.,  
e Datenerhebungen und  
- und Entwicklungsplä-  
Landschaft, 67 (7/8):
- e wissenschaftskritische  
nstitut für Umweltschutz  
olloquium zur Standort-  
Karlsruhe.
- en Naturschutz im Land  
Landschaftspfl. (ANL),
- Natur aus eine halboffe-
- und Schutz. Band 1, Teil
- orschungsdefizite. – In:  
g in Deutschland.: 2–44.  
trum Jülich.
- metterlinge (Lepidoptera)
- KRATOCHWIL, A. (1989): Grundsätzliche Überlegungen zu einer Roten Liste von Biotopen. – In: BLAB, J., NOWAK, E. (ed.): Zehn Jahre Rote Liste gefährdeter Tierarten in der Bundesrepublik Deutschland. – Schr.R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 29: 136–150; Bonn-Bad Godesberg.
- LFU, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (ed.) (1980): Birkhuhn-Symposium '79. Referate und Beiträge des gleichnamigen Symposiums des Instituts für Ökologie und Naturschutz vom 6. bis 8.4.1979 in der Fachhochschule Nürtingen. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16: 202 S.; Karlsruhe.
- MARTI, F., STUTZ, H.-P. (1993): Zur Erfolgskontrolle im Naturschutz. Literaturgrundlage und Vorschläge für ein Rahmenkonzept. – Ber. Eidgen. Forschungsanstalt f. Wald, Schnee und Landschaft 336: 171 S.; Birmensdorf.
- MEINEKE, J.-U. (1982): Die Großschmetterlinge (Macrolepidoptera) der Verlandungsmoore des württembergischen Alpenvorlandes. Faunistisch-ökologische Untersuchungen im Komplex Niedermoor – Übergangsmoor – Hochmoor. – Dissertation an der Fakultät für Biologie der Universität Tübingen: 494 S.
- MOSSAKOWSKI, D. (1970): Ökologische Untersuchungen an epigäischen Coleopteren atlantischer Moor- und Heidestandorte. – Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie 181 (3/4): 233–316; Leipzig.
- MÖHLENBERG, M. (1990): Langzeitbeobachtung für Naturschutz – Faunistische Erhebungs- und Bewertungsverfahren. – Berichte ANL 14: 79–100.
- NNA, Norddeutsche Naturschutzakademie (ed.) (1988): Möglichkeiten, Probleme und Ausichten der Auswilderung von Birkwild. Schutz und Status der Rauhfußhühner in Niedersachsen. – NNA-Berichte 1 (2): 80–136; Schneverdingen.
- PFADENHAUER, J., KRÖGER, G.-M., MUHR, E. (1990): Ökologisches Entwicklungskonzept Wurzacher Ried. – Im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg, Stuttgart: 304 S.
- RECK, H. (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biotopskriptoren für den zooökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. – In: Symposium über Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. – Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz 32: 99–119; Bonn-Bad Godesberg (1994): Straßen und Lebensräume: Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume. – Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 654 (im Druck).
- RECK, H. & KAULE, G. (1993): Straßen und Lebensräume: Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume. – Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 654, 231 S.
- RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen – Grundlagen und Anwendung. – Schr.R. Landschaftspflege u. Naturschutz 36: 187 S.; Bonn-Bad Godesberg.
- SCHLUMPRECHT, H., VÖLKL, W. (1992): Der Erfassungsgrad zoologisch wertvoller Lebensräume bei vegetationskundlichen Kartierungen. – Natur und Landschaft 67 (1): 3–7.
- SCHNEIDER, A. (1992): Ornithologia Wurzachiensis. Vierzig Jahre im Dienste der Vogelwelt des Wurzacher Riedes. – Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg 8: 132 S.

- TRAUTNER, J. (1992): Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Laufkäfer (Col., Carabidae s.lat.). – Ökologie und Naturschutz 4: 72 S.; Verlag Josef Margraf, Weikersheim.
- WEIDEMANN, H.-J. (1989): Anmerkungen zur aktuellen Situation von Hochmoor-Gelbling (*Colias palaeno* L. 1758) und „Regensburger Gelbling“ (*Colias myrmidone* Esper 1781) in Bayern mit Hinweisen für Biotop-Pflegemaßnahmen. – Schr.R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 95 (Beiträge zum Artenschutz 9): 103–116.
- WEIER, A. (1990): Die Bedeutung der Heuschrecken als Indikatoren für die faunistisch ökologische Bewertung der geplanten Renaturierungsmaßnahmen im Wurzacher Ried (Oberschwaben). – Diplomarbeit, Zoologisches Institut der Universität Hohenheim: 91 S. (unveröff.).

Prof. Dr. Hinrich Rahmann, Wolfgang Jansen, M.sc.  
Institut für Zoologie  
Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

Prof. Giselher Kaule, Dipl.-Biol. Matthias Buchweitz, Dipl. Agr.-Biol. Sabine Geißler,  
Dipl.-Ing. agr., Dipl.-Ing. Umweltsicherung Gabriel Hermann,  
Dipl. Agr.-Biol. Heinrich Reck, Dipl.-Biol. Roswitha Walter  
Institut für Landschaftsplanung und Ökologie  
Universität Stuttgart, 70174 Stuttgart

rdeten Laufkäfer (Col.,  
ag Josef Margraf, Wei-

on Hochmoor-Gelbling  
olias myrmidone Esper  
. – Schr.R. Bayer. Lan-  
3–116.

für die faunistisch öko-  
en im Wurzacher Ried  
Universität Hohenheim:

l. Sabine Geißler,

## Renaturierung von Feuchtgebieten:

### Zu welchem Zustand?

Josef H. Reichholf

#### 1. Fragestellung

Die Rückführung von ausgebauten und/oder belasteten Fließgewässern in den Naturzustand, die Renaturierung, gilt allgemein als erstrebenswertes Ziel im Natur- und Umweltschutz. Während die Verbesserung der Wasserqualität durch den Bau von Kläranlagen bereits seit mehr als einem Vierteljahrhundert kontinuierlich vorangetrieben wird und insbesondere bei den Fließgewässern 1. und 2. Ordnung eine beachtliche Erfolgsbilanz aufzuweisen hat, bestehen erst seit wenigen Jahren auch die Möglichkeiten zum wasserbautechnischen „Rückbau“ von Fließgewässern in einen naturnäheren Zustand. Da der Ausbau als Längs- oder Querverbauung zumindest bei den größeren Flüssen in Mitteleuropa schon über 100 Jahre zurückliegt und in der Zwischenzeit nachhaltig wirksame Veränderungen in Bebauung und Nutzung der ursprünglich vom Hochwasser beeinflussten Talauen getätigt worden sind, läßt sich der Rückbau in aller Regel nicht einfach durch Entfernen der Verbauungen bewerkstelligen. Er ist selbst ein erstrangiges wasserbauliches Problem geworden; eine Herausforderung des Könnens der Wasserbautechniker.

Nun sind aber Fließgewässer höchst dynamische Systeme, die sich in fast beliebiger Weise auf die unterschiedlichsten strukturellen und trophischen Rahmenbedingungen einstellen und die zu raschen Zustandsänderungen, gleichsam von Natur aus, befähigt sind. Denn die Fließwasser-Ökosysteme sind auch natürlicherweise einem mehr oder minder regelmäßigen und sehr unterschiedlich starken Wechsel der Wasserführung, der Flußbettverlagerung und der Zufuhr von Geschiebe, Schwebstoffen und Nährstoffen ausgesetzt. Sie reagieren dementsprechend auch erheblich schneller als viele andere Ökosystemtypen auf Veränderungen in Struktur und Nährstoffzufuhr bei entsprechenden Maßnahmen der Renaturierung. Man kann davon ausgehen, daß Renaturierungsmaßnahmen mit großer Wahrscheinlichkeit Erfolg haben werden.

Ist die Renaturierung von Fließgewässern und anderen Feuchtgebieten also immer „gut“ und „richtig“ im Sinne des Naturschutzes? Auch wenn das so scheinen mag, sind einige Fragen angebracht, deren Beantwortung sich als nicht mehr so selbstverständlich erweisen wird. Der Naturschutz kommt nämlich auch bei der Renaturierung von Feuchtgebieten nicht an solchen Grundfragen vorbei, die mit der Zielvorgabe verbunden sind:

- Zu welchem Zustand soll renaturiert werden?
- Läßt sich der Naturzustand überhaupt definieren?
- Welche Methoden führen zum gewünschten Zustand?

Diese Grundfragen beinhalten die Zielformulierung und die Methodik. Sie erinnern daran, daß die Vorgaben des Naturschutzes (Ziele) nicht einfach mit Ökologie gleichzusetzen sind. Denn aus ökologischer Sicht sind alle möglichen Zustände des Feuchtgebiet-Ökosystems beliebig und kein Zustand ist „besser“ oder „schlechter“ als ein anderer. Erst mit der Zielformulierung wird den Zuständen Bedeutung beigemessen; sie werden gewertet! Damit ist auch der Weg der Vorgehensweise, die Methodik, festgelegt.

## 2. Methodik des Vorgehen

Zur Bewertung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen gibt es eine umfangreiche Fachliteratur (z.B. SCHULTZ 1992). Ist die Zielvorgabe die Renaturierung, bietet sich folgende Vorgehensweise an (REICHHOLF 1992):

- I. Feststellung des **Ist**-Wertes = gegenwärtiger Zustand
- II. Feststellung des **Soll**-Wertes = Zustand vor den ersten Regulierungen/Belastungen (vom Menschen weitgehend unbeeinflusster Zustand)
- III. Festlegung des **Ziel**-Wertes

**ad I:** Der Ist-Wert als gegenwärtiger Zustand läßt sich vergleichsweise einfach ermitteln. Es handelt sich schlicht um Zustandserfassungen und Bestandsaufnahmen an Strukturen, Arten, Belastungen und ihrer raum-zeitlichen Dynamik. Da der Ist-Zustand das Ergebnis von Entwicklungen ist, die sich über Jahrzehnte erstrecken können, und insbesondere bei Fließgewässern auch mit außergewöhnlichen Zuständen (Extrema der Wasserführung) gerechnet werden muß, können die Ergebnisse kurzzeitiger Untersuchungen unzureichend ausfallen, weil sie der natürlichen Dynamik von Fließgewässer-Ökosystemen nicht gerecht werden (REICHHOLF 1993, SCHOENER 1983). Das gilt für die Bestandserfassungen von Arten, vor allem für die wirbellosen Tiere, die Wasserpflanzen und die Mikroben. Besser räumlich und zeitlich integrierend werden gewöhnlich die Werte der Wassergüte festgelegt. Am verlässlichsten und am besten nachvollziehbar erweisen sich die quantitativ erfaßbaren Strukturen, wie Uferform, -länge, Profil, Wasserführung, Strömungsgeschwindigkeit, Überflutungsflächen, Inseln und Seitenarme. An ihnen läßt sich die gegebene Strukturvielfalt beschreiben und mit dem Zustand vor der Regulierung vergleichen oder auf den Ziel-Wert beziehen.

**ad II:** Als Soll-Wert wird der Zustand des Feuchtgebietes vor dem Beginn der Einwirkungen durch den Menschen festgelegt. Es handelt sich um den unregulierten Zustand in struktureller Hinsicht und um den unbelasteten Zustand in Bezug auf Nähr- und Schadstoffe (Immissionen). Der Soll-Wert geht mit für wasserbautechnische Vergleiche hinreichender Genauigkeit aus den alten Flußkarten vor den ersten Regulierungen hervor. Er läßt sich unter Umständen auch im maßstäblich verkleinerten Modell experimentell ermitteln. Schwieriger ist die Festlegung des Belastungszustandes, weil die Feuchtgebiete auch vor den wasserbautechnischen Veränderungen durch vom Menschen eingeleitete Abwässer und Schadstoffe belastet worden waren. Die mitteleuropäischen Fließgewässer, zumal die größeren, hatten mit

Sicherheit nicht durchweg Wassergüteklasse I vor Beginn der großen Regulierungen. Siedlungsabwässer wurden seit Jahrhunderten, lokal in zum Teil ganz beachtlichen Mengen aus den Anliegerstädten, eingeleitet. Die größere strukturelle Vielfalt ließ die häuslichen Abwässer jedoch nach weit kürzeren Fließstrecken „verschwinden“ als im regulierten Zustand. Ein echter Naturzustand kann daher streng genommen überhaupt nicht innerhalb des Zeitrahmens der letzten beiden Jahrhunderte für die größeren Flüsse, Seen und Moore festgelegt werden. Ausreichend gut geht das nur für die Struktur der Feuchtgebiete. Sie läßt sich auch aus den alten Karten herausmessen und mit dem gegenwärtigen Zustand vergleichen. Aus dem Vergleich zwischen Soll-Wert vor der Regulierung und Ist-Wert des gegenwärtigen Zustandes ergibt sich das Ausmaß der strukturellen Veränderung. Auf diese Abweichung beziehen sich in der Regel Festlegungen wie „naturnaher Gewässerzustand“ oder „naturferner Verbau“ und ähnliche. Da sich für die Strukturveränderung die zugrundeliegenden Meßgrößen präzise bestimmen lassen, ergibt sich aus dem Soll-Ist-Vergleich auch quantitativ die Veränderung des Feuchtgebiet-Systems. Damit bekommt der Ziel-Wert eine eindeutige Bezugsbasis.

**ad III:** Der Ziel-Wert, das angestrebte Ausmaß der Rückführung in einen dem Ausgangszustand näheren Zustand (beim Ausbau eines Gewässers kann dies auch der wirtschaftlich-technische Zustand sein, der angestrebt wird und vom Naturschutz zu bewerten ist!), muß vom Betreiber der Maßnahme, also meistens von den staatlichen und/oder privaten Naturschutzorganisationen oder von der Planung, vorgegeben werden. Das Ziel läßt sich von den ökologischen Gegebenheiten nicht einfach ableiten, weil eine Rückführung in einen gänzlich vom Menschen unbeeinflussten Naturzustand wirklichkeitsfernes Wunschbild bleiben müßte. Nur in Ausnahmefällen werden Soll- und Ziel-Wert unmittelbar zur Deckung zu bringen sein. Der Ziel-Wert wird mehr oder minder stark vom Ideal des Soll-Wertes abweichen. Es hängt nun von der Position, des Ziel-Wertes in Relation zu Ist- und Soll-Wert ab, wie dieser bewertet wird. Liegt der Ziel-Wert nahe beim Soll-Wert, wird die Maßnahme als Renaturierung ausgewiesen werden können und zu begrüßen sein. Befindet sich der Ziel-Wert jedoch noch so nahe am Ist-Wert, daß dessen Fluktuationen vielleicht sogar den Bereich des Ziel-Wertes erreichen, bringt die Maßnahme nicht viel. Es wird daher stets auch abzuwägen sein, in welchem Verhältnis Aufwand und zu erwartendes Ergebnis zueinander stehen. Renaturierungsmaßnahmen können auch „zu teuer“ sein.

Schließlich ist zu berücksichtigen, daß der Soll-Wert keineswegs automatisch der artenreichste und „interessanteste“ sein muß. Oft sind Zwischenzustände erheblich artenreicher und zumindest aus der Sicht des Artenschutzes auch bedeutungsvoller als die idealtypischen Klimaxzustände, sofern es solche überhaupt gibt. Deshalb stellt sich die Frage ganz zurecht, bis zu welchem Zustand die Renaturierung denn vorangetrieben werden soll und was uns das Ziel kosten darf oder wieviel Vielfalt wir zu opfern bereit sind. Zwei Beispiele, eines für die strukturelle Renaturierung und das andere zur Verbesserung der Wasserqualität, sollen dies erläutern.

Die Beispiele stellen, das muß betont werden, keineswegs das Konzept der Renaturierung in Frage. Sie gelten vielmehr dem damit verbundenen Problem, bis zu welchem Zustand die Renaturierung gehen soll. Das methodische Vorgehen mit Festlegung des Ist-Wertes, der Kalkulation des Soll-Wertes und der Vorgabe des Ziel-Wertes bleibt auch – und gerade dann unabdingbar, wenn der Ziel-Wert nicht dem Soll-Wert gleichgesetzt werden kann.

### 3. Renaturierung großer Fließgewässer

Die meisten der größeren Fließgewässer Mitteleuropas wurden im 19. und in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts reguliert, längs- und vielfach auch querverbaut. Diese Eingriffe änderten nachhaltig die ökologische Struktur dieser Fließgewässer (PETTS 1984). Als Beispiel wird hier der untere Inn herausgegriffen. Die Regulierung erfolgte im 19. Jahrhundert. Die Folge davon war eine starke Eintiefung. Das Fluß-Flußbaue-Ökosystem wurde weitgehend voneinander getrennt. Zwischen 1942 und 1969 wurden fünf Laufstauseen am unteren Inn zwischen der Mündung der Salzach und Passau errichtet, davon vier in flacher Tallage als mehr oder weniger ausgeprägte Verlandungstypen von Stauseen. Insbesondere im Bereich der Staustufe Ering-Frauenstein kam es dabei zur weitgehenden Einbeziehung der natürlichen Niederterrassen als Begrenzung des Rückstauraumes und als Folge dieser Aufweitung des Stauraumes auf die alte Gesamtflußbreite vor der Regulierung zu großflächigen Verlandungen. Auch im Mündungsdelta der Salzach fanden solche Verlandungen auf quadratkilometergroßen Flächen statt. Ihr Ergebnis war ein Wiederentstehen der alten Fluß- und Flußdeltastrukturen, wie sie aus den Karten vor den Regulierungsmaßnahmen zu entnehmen sind. Die Lage der Inseln, Seitenarme und Buchten stimmt teilweise praktisch exakt mit den Verhältnissen vor der Innkorrektur („Wildfluß“) überein. Die Renaturierung erreicht zum gegenwärtigen Zeitpunkt rund 70 % des Soll-Wertes am ganzen unteren Inn über eine Strecke von 70 Flußkilometern. Im Staubeereich von Ering-Frauenstein können sogar über 80 % veranschlagt werden. Luftbilder und Kartenvergleiche beweisen diese Entwicklung (REICHHOLF & REICHHOLF-RIEHM 1982, CONRAD-BRAUNER 1990).

Überraschenderweise findet dieser Befund aber keineswegs ungeteilte Zustimmung unter Naturschützern und Wissenschaftlern. So wurden die Stauseen am unteren Inn, wie auch andere Stauseen in Mitteleuropa in die Listen der Feuchtgebiete von internationaler und nationaler Bedeutung aufgenommen. Die Stauseen am unteren Inn sind sogar als Europareservat ausgewiesen und mittlerweile größtenteils unter Naturschutz gestellt (bayerischer- und österreichischerseits). Dennoch lehnen manche auch diese Stauseen ab, weil es sich dabei eben um Stauseen und nicht um „Natur“ handelt. Die großen Naturschutzverbände tun sich, wie auch vielfach der staatliche Naturschutz, schwer mit der Einordnung solcher „Natur aus zweiter Hand“, wie man Stauseen und andere, durch Eingriffe des Menschen entstandene Biotope zu nennen pflegt. Dabei wird übersehen, daß von manchen Gipfelregionen der Alpen und von entlegenen Stellen im Wattenmeer abgesehen so gut wie alle Biotope in Mitteleuropa „menschengemacht“ oder zumindest stark vom Menschen beeinflusst sind.

Würde die Beurteilung auf Vorkommen und Häufigkeit von (seltenen) Tieren und Pflanzen begründet, käme klar zu Tage, daß die große Mehrzahl der Arten wenig von einer so puristischen Einstellung des Naturschutzes hält. Damit drückt sich das eine Kernproblem der Beurteilung aus: Decken sich die Ziele des Naturschutzes hinreichend mit den Ansprüchen von Tieren und Pflanzen solcher Feuchtgebiete?

CONRAD-BRAUNER (1990) spricht diesen Sachverhalt in ihrer Dissertation über die Entwicklung der Vegetation auf den Inseln in den Stauseen am unteren Inn klar aus. Mit fortschreitender Auwaldentwicklung werden die Standorte artenärmer. Viele der typischen Arten für die mittleren und frühen Verlandungs- bzw Entwicklungsstadien gehen zurück und

verschwinden schließlich ganz. Zu ihrer Erhaltung und Förderung wird ein Management-Programm vorgeschlagen. Natürlich gilt dies auch für zahlreiche Arten und Artengruppen der Tierwelt (REICHHOLF 1993). Der weitgehend vollständig renaturierte Fluß wird erheblich artenärmer sein als der gegenwärtige Entwicklungszustand. Und dieser hat am unteren Inn den Höhepunkt des Artenreichtums längst überschritten. Das zeigt sich klar in der Strukturvielfalt. In den mittleren Verlandungsstadien der Stauseen erreichte sie mit der Verbindung von Strukturelementen des Fließgewässers mit jenen stehender sowie den neuen Strukturen, die der Kraftwerksbau erzeugte, ihren Höchstwert. Die Strukturdiversität war in den 70er Jahren maximal – und mit ihr die Artenvielfalt (REICHHOLF & REICHHOLF-RIEHM 1982). Der Soll-Wert war damals vom Ist-Wert überschritten, wenn man den Gesamtbereich der vier Stauseen am unteren Inn betrachtet. Die weitere Entwicklung bedeutete eine Verminderung der Vielfalt. Wenn die Stauseen vollständig verlandet sind, werden sie zwar auf über 80 % der Strecke einen Zustand aufweisen, wie er vor der Inn-Regulierung in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts gegeben war, aber die Artenvielfalt des Gebietes wird zurückgegangen sein. Als betrachtende und wertende Menschen können wir mit dem erreichten Bild dann weitgehend zufrieden sein, weil es der Wunschvorstellung einer Rückführung in den Wildflußzustand entspricht, aber kann die Wiederherstellung eines (Landschafts-) Bildes das alleinige Ziel sein? Müssen wir nicht auch die Lebensansprüche von Tieren und Pflanzen mitberücksichtigen, die durch solche Entwicklungen betroffen sind? Wenn ja, in welchem Umfang? Das sind noch weitgehend ungelöste Fragen. Einfach Antworten gibt es darauf wohl nicht. Genausowenig bedeutet Aufstau automatisch eine Renaturierung. Es hängt, wie bei der Methodik erörtert, davon ab, in welchem Zustand sich der Fluß befindet und in welchen er durch die erneute Maßnahme übergeführt wird. Ein Stausee an einem unregulierten Wildfluß wird auf jeden Fall eine negative Abweichung vom Soll-Wert bedeuten, weil Ist- und Soll-Wert im Wildfluß identisch sind. Ein Stausee an einem regulierten und kanalisierten Fluß kann die Bilanz, bezogen auf den Soll-Wert verbessern, aber auch weiter verschlechtern. Das hängt vom Stauseetyp ab. Somit kann das gleiche Konzept bei unterschiedlicher Ausgangslage auch ganz unterschiedliche Ergebnisse zeitigen, die verschieden zu bewerten sind. Die Methode des Ist- und Soll-Wertvergleichs bietet zwar eine solide, nachvollziehbare Grundlage, aber letztlich hängt es vom Ziel-Wert ab, wie das Ergebnis der Beurteilung ausfällt. Die Gewässerökologie kann dabei nur methodische Hilfestellung leisten, nicht aber die Bewertung selbst vornehmen.

Ein psychologischer Faktor kommt dabei mit ins Spiel hinter den Kulissen der Argumentation. Wenn ein gegebener Zustand verändert werden soll, wird die Veränderung sehr oft von vornherein als schlecht empfunden, weil man auf den Ausgangszustand des Landschaftsbildes gleichsam geprägt ist. Ist genügend Zeit verstrichen und haben neue Prägungen stattgefunden, verlagert sich die Bevorzugung auf den nun auch „alt“ und „vertraut“ gewordenen, früheren neuen Zustand – und dieser wird verteidigt! Manch längst regulierter und massiv längsverbauter Flußlauf in Mitteleuropa ist nach dieser „Methode“ als „letzter Wildfluß“ verteidigt worden. Sein durch den Längsverbau beschleunigtes Fließen wurde als „richtig“ und „erhaltenswert“ eingestuft, während die verlandungsbedingte Einstellung der mittleren, gefällstreckentypischen Fließgeschwindigkeit in Stauräumen als „gebremst“ und „Flußbleiche“ abqualifiziert wird. Ökologische Befunde lassen sich für jeden Zustand beibringen und als „besonders bedeutsam“ einstufen. Das wird sehr deutlich, wenn es um Rückbau von regulierten Fließgewässern – mit öffentlichen Mitteln – geht. Welcher Zustand „lohnt“ sich eigentlich; welcher Ziel-Wert sollte angestrebt werden. Geht es dabei nicht um (Land-

schafts)Bilder, sondern um nicht so leicht sichtbarzumachende Zustände, scheiden sich die Geister noch mehr. Die Problematik der Verbesserung der Wasserqualität drückt dies immer deutlicher aus: Was anfänglich uneingeschränkt „gut“ war, erweist sich nun, bei konsequenter Fortführung, als ziemlich problematisch. Grundziele des Naturschutzes werden unvereinbar. Das soll das zweite Beispiel verdeutlichen.

#### 4. Verbesserung der Wasserqualität

Die bayerischen Fließgewässer sind gegenwärtig, nach Einstufung ihrer Gewässergüte, weitestgehend „grün“. Von nurmehr geringen Ausnahmen abgesehen, wurde damit dem bayerischen Gewässernetz die Wassergüteklasse II zugeteilt. Die Bilanz sieht, verglichen mit den frühen 70er Jahren sehr überzeugend aus. Der große Aufwand, der betrieben worden war, und der nicht nur den Bau von Kläranlagen, sondern auch die Errichtung von Ringkanalisationen umfaßte, hat sich augenscheinlich gelohnt. Ähnliches gilt für den Rhein und andere Flußgebiete in Mitteleuropa. Stark verschmutzte Flüsse finden sich fast nur noch in den neuen Bundesländern und in den östlich angrenzenden Ländern. Deren riesiger Nachholbedarf im Umweltschutz ist hinlänglich bekannt.

Nun ist aber auch der Zusammenhang zwischen Wassergüte und Wasservogelhäufigkeit gut bekannt (REICHHOLF 1976, UTSCHICK 1976 und 1980). Gewässer der Güteklassen III und IV weisen weit höhere Wasservogelbestände auf als die sauberen; in Süddeutschland erreichte unter den größeren Gewässern der Ismaninger Speichersee als große Nachkläranlage der städtischen Abwässer Münchens die mit Abstand größten Wasservogelansammlungen von bis über 50 000 gleichzeitig anwesenden Schwimmvögeln auf der rund 7 km<sup>2</sup> großen See- fläche. Der starke Rückgang der Wasservogelmengen zu den Zugzeiten und zur Überwinterung in Abhängigkeit vom Rückgang des Nahrungsangebotes im Bodenschlamm (wegen der Verbesserung der Wasserqualität) wurde für die Innstauseen nachgewiesen (REICHHOLF & REICHHOLF-RIEHM 1982). Da die vom Rückgang betroffenen Arten hauptsächlich „Massenarten“, wie Tafel- (*Aythya ferina*) und Reiherenten (*Aythya fuligula*) oder Stockenten (*Anas platyrhynchos*) sind, wurde ihre Abnahme vom Naturschutz kaum beachtet. Das Nahrungsangebot in den flachen Bereichen der Innstauseen war von 1 – 3 kg Frischgewicht-Bio- masse pro Quadratmeter Ende der 60er/Anfang der 70er Jahre auf weniger als 50 g/m<sup>2</sup> Ende der 80er und stellenweise schon unter 10 g/m<sup>2</sup> zu Beginn der 90er Jahre zurückgegangen. In- zwischen beklagen auch die Fischer starke Rückgänge in den Flußfischbeständen.

Aber die Wasserqualität stieg von III – IV und III auf II in diesem Zeitraum. Entsprechend stark (exponentiell) ging die Produktivität des unteren Inns zurück.

Diese Entwicklung ist in ganz Mitteleuropa in vollem Gange. Die Qualitätsverbesserung be- trifft dabei vorrangig den organischen Anteil der Abwasserbelastung, weil dieser über die biologische Reinigungsstufe erfaßt wird. Die chemische Reinigung hinkt dahinter stark nach (vielfach fehlt die 3. Reinigungsstufe völlig in der Abwasseraufbereitung!). Die chemische Belastung nahm daher oftmals nicht nur nicht ab, sondern sie stieg in den vergangenen Jahr- zehnten an, während das Wasser immer sauberer zu werden schien, weil die organischen Stoffe entfernt worden sind. Doch diese lassen sich nicht nur in den Kläranlagen mit hoher Effizienz in Nahrungsketten einschleusen, sondern sie waren und sind auch im Vorfluter die

tände, scheiden sich die  
 alität drückt dies immer  
 sich nun, bei consequen-  
 nutzes werden unverein-

hrer Gewässergüte, wei-  
 wurde damit dem bayeri-  
 eicht, verglichen mit den  
 trieben worden war, und  
 von Ringkanalisationen  
 hein und andere Flußge-  
 noch in den neuen Bun-  
 Nachholbedarf im Um-

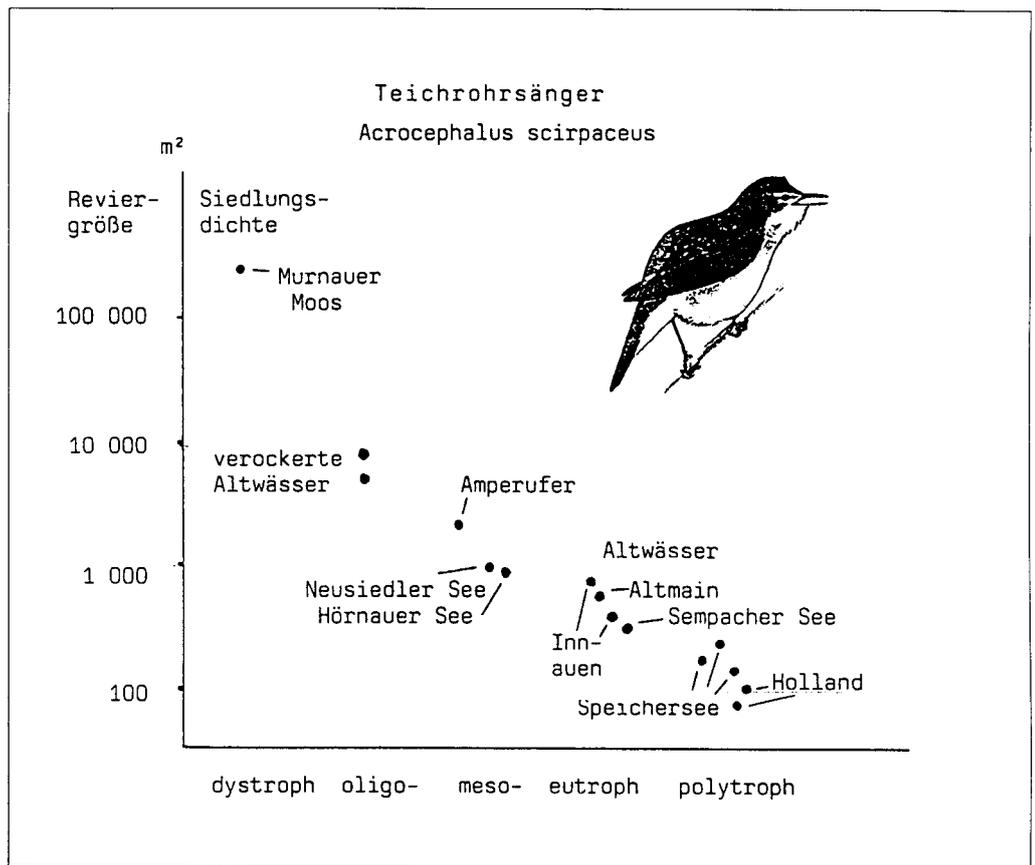
asservogelhäufigkeit gut  
 der Güteklassen III und  
 Süddeutschland erreich-  
 große Nachkläranlage der  
 vogelansammlungen von  
 rund 7 km<sup>2</sup> großen See-  
 eiten und zur Überwinte-  
 denschlamm (wegen der  
 ewiesen (REICHHOLF &  
 ten hauptsächlich „Mas-  
 ligula) oder Stockenten  
 raum beachtet. Das Nah-  
 3 kg Frischgewicht-Bio-  
 reniger als 50 g/m<sup>2</sup> Ende  
 ihre zurückgegangen. In-  
 schbeständen.

Zeitraum. Entsprechend

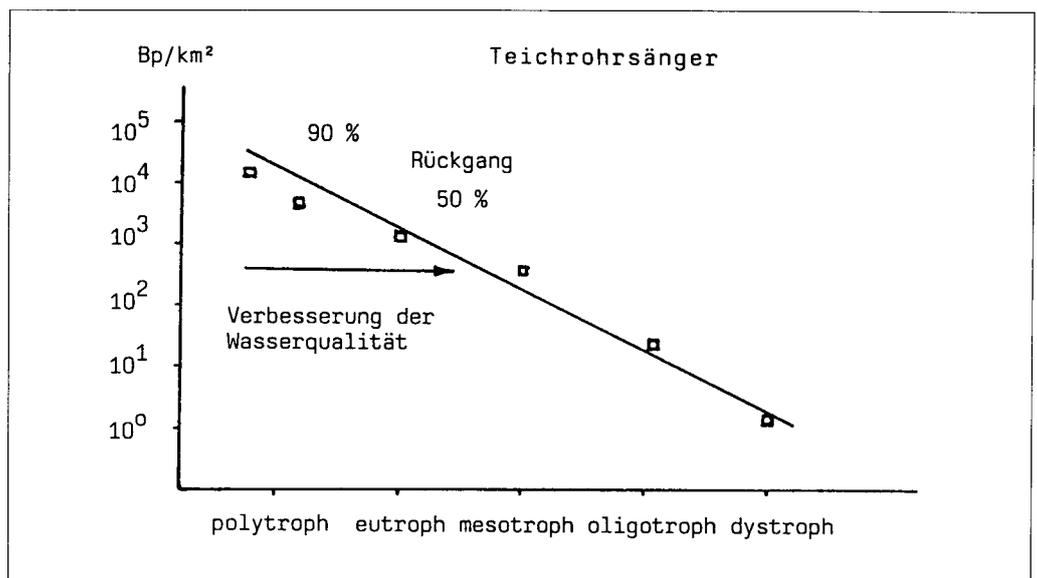
ualitätsverbesserung be-  
 ng, weil dieser über die  
 ninkt dahinter stark nach  
 eitung!). Die chemische  
 n den vergangenen Jahr-  
 n, weil die organischen  
 n Kläranlagen mit hoher  
 nd auch im Vorfluter die

Grundlage der auf dem organischen Detritus aufbauenden, heterotrophen Hauptnahrungskette. In den Fließgewässern ist sie die zumeist mit weitem Abstand bedeutendere, verglichen mit der autotrophen Nahrungskette. Ihre drastische Einschränkung zeitigt massive Rückgänge in der Kleintierwelt der Gewässer, insbesondere im Bodenschlamm. Betroffen sind Muscheln und Insektenlarven, Schlammröhrenwürmer und Kleinfische; in der Folge davon dann größere Fische und Vögel.

So sind zum Beispiel auch die Rohrsänger von der Verbesserung der Wasserqualität heftig betroffen. In stark abwasserbelasteten Gebieten, wie im Ismaninger Speichersee, brüteten Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*) in enormer Siedlungsdichte mit Mini-Revieren von knapp 100 m<sup>2</sup>. Entsprechend hoch war die Produktivität dieses dichten Teichrohrsängerbestandes, der um mehrere Größenordnungen über der Siedlungsdichte der Art etwa im Murnauer Moos liegt. Der Vergleich der zahlreichen Befunde zur Siedlungsdichte des Teichrohrsängers ergibt einen klaren, exponentiellen Zusammenhang mit der Wassergüte (Abb. 1 und 2).



**Abb. 1**  
 Reviergrößen des Teichrohrsängers in Abhängigkeit vom trophischen Zustand der Feuchtgebiete. Die Siedlungsdichte hängt vom Nahrungsangebot ab.



**Abb. 2**

Verminderung der Teichrohrsänger-Häufigkeit (Brutpaare pro km<sup>2</sup>) mit der Verbesserung der Wasserqualität. Der Rückgang vom polytrophen zum mesotrophen Zustand beträgt 90 %, vom eutrophen zum mesotrophen 50 %.

Je besser, desto geringer die Siedlungsdichte und umgekehrt. Bei der Zuteilung zu den (offiziellen) Wassergüteeinstufungen ergibt sich, daß die Verbesserung der Wasserqualität (im organischen Belastungsbereich) von IV auf II einen Rückgang um 90 %, von III auf II um fast 50 % nach sich zieht. Der Teichrohrsänger muß daher vielerorts an den mitteleuropäischen Gewässern zwangsläufig seltener werden, weil die Wasserqualität gesteigert wurde. Als er zum „Vogel des Jahres“ gekürt wurde (1989), um auf seine Rückgänge aufmerksam zu machen, hätte die bedeutendste Artenhilfsmaßnahme für den Teichrohrsänger lauten können: Gebt wieder mehr ungeklärtes, häusliches Abwasser in die Seen und Stauseen mit Schilfbeständen! Alle anderen Hilfsmaßnahmen wären demgegenüber ungleich weniger wirkungsvoll und kaum mehr als ein Herumkurieren an Symptomen, ohne die Ursachen wirklich zur Kenntnis zu nehmen. Vom Rückgang des Teichrohrsängers wird auch der Kuckuck mitbetroffen, weil der Teichrohrsänger der Hauptwirt für den Kuckuck ist. Auch Schwalben und Mauersegler bleiben davon nicht verschont: Die schlüpfenden Massen von Zuckmücken waren bei Schlechtwetter im Frühsommer mit die wichtigste Nahrungsquelle für diese „Luftplanktonjäger“. An den Innstauseen ging ihre Häufigkeit auf weniger als ein Zehntel des Wertes der 60er und 70er Jahre zurück.

Bis zu welchem Grad ist diese Renaturierung also wünschenswert oder gerechtfertigt? Sollen alle Gewässer Güteklasse II oder gar I erhalten? Letzteres würde das Verschwinden fast der gesamten Lebewelt des Fließwassers bedeuten. Müssen bakteriologische Standards (einer vielleicht ziemlich überzogenen Hygiene) das alleinige Maß sein und bleiben? Sollten wir uns nicht vielmehr eine Vielfalt unterschiedlicher Trophiegrade von Gewässern erhalten?

Lohnt es sich wirklich, Reinigungsgrade von mehr als 90 % im organischen Bereich anzupfeilen, wenn die 3. Reinigungsstufe fehlt? Sollen die Mittel für den Bau von Kläranlagen in den neuen Bundesländern nach dem Schema der alten Bundesrepublik eingesetzt werden, auch wenn dann möglicherweise die Bestände der Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) und Fischadler (*Pandion haliaetus*) drastisch zurückgehen und diese Arten in Bedrängnis gebracht würden? Wäre es nicht besser, vorrangig die chemischen Belastungen der Feuchtgebiete in den neuen Bundesländern nachhaltig zu vermindern und die Gülle aus landwirtschaftlichen Großbetrieben entsprechend aufzuarbeiten, als zuerst mit der Errichtung von Kläranlagen für häusliche Abwässer in den Dörfern und kleinen Städten zu beginnen, wenn deren Vorfluter sich als artenreiche und hochproduktive Gewässer erweisen? Die Fragen ließen sich weiter-spinnen. Zusammengefaßt bedeuten sie, daß es auch bei den grundsätzlich zu begrüßenden Renaturierungsvorhaben, gleich ob es sich um strukturelle oder belastungsorientierte handelt, keine einfachen, allgemein anwend- oder vorschreibbaren Lösungen gibt. Sie sollen und müssen von Fall zu Fall – und eingebunden in den größeren Zusammenhang – betrachtet und gewertet werden. Die Frage, bis zu welchem Zustand, hat ihre volle Berechtigung. Wir dürfen uns dieser Herausforderung nicht verschließen.

### Literaturverzeichnis

- CONRAD-BRAUNER, M.(1990): Die Vegetation der Stauseen am unteren Inn. Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität München.
- PETTS, G. E. (1984): Impounded Rivers. Wiley, Chichester, New York. 326 p.
- REICHHOLF, J. (1976): Die Wasservogelfauna als Indikator für den Gewässerzustand. Daten u. Dokumente z. Umweltschutz (Hohenheim) 19:181–186.
- REICHHOLF, J. (1992): Ökologische Bewertung von Stausee-Projekten: Möglichkeiten eines quantitativen Ansatzes. – In G.A.SCHULTZ (ed.): Bewertung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen, Mitteilung X der Senatskommission für Wasserforschung, Weinheim: 123–139.
- REICHHOLF, J. (1993): Comeback der Biber. Beck Vlg, München. 232 p. (Kapitel über Ökologie der Innstauseen und Rohrsänger)
- REICHHOLF, J. & H.REICHHOLF-RIEHM (1982): Die Stauseen am unteren Inn. Ergebnisse einer Ökosystemstudie. Ber.ANL 6:47–89.
- SCHOENER, T. W. (1983): Rates of species turnover decrease from lower to higher organisms: a review of data. Oikos 41:372–377.
- SCHULTZ, G. A. ed. (1992): Bewertung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen. Deutsche Forschungsgemeinschaft. Mitt. X d.Senatskommission für Wasserforschung, VCH Weinheim. 202 p.
- UTSCHICK, H.(1976): Die Wasservögel als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Seen. Verh.orn.Ges.Bayern 22:395–438.
- UTSCHICK, H. (1980): Wasservögel als Indikatoren für die ökologische Stabilität südbayerischer Stauseen. Verh.orn.Ges.Bayern 23:273–345.

Prof. Dr. Josef H. Reichholf  
Zoologische Staatssammlung  
Münchenhausenstr. 21  
81247 München

## Moore als Umweltindikatoren in klimatischen Grenzgebieten

Burkhard Frenzel

### 1. Das Problem

Wachstum und Vergehen der Moore der verschiedensten genetischen Typen sind vor allem Ausdruck des Wasserhaushaltes ihres Einzugsgebietes, aber auch der Moore selbst. Das Zusammenspiel aller der Faktoren, die Richtung und Größen dieses Wasserhaushaltes bestimmen, tritt nirgends deutlicher hervor, als in klimatischen Grenzgebieten des Moorwachstums. Denn hier lassen sich im Idealfalle relativ leicht klimatische Einflüsse – seien sie nun groß- oder geländeklimatischer Art – von solchen nicht oder nur indirekt klimatischen Ursprungs unterscheiden. Mit dieser Differentialdiagnose werden Grundprinzipien des Moorwachstums deutlich; in günstigen Fällen können sogar ihre einzelnen Komponenten quantifiziert werden. Damit tritt aber die Vernetzung desjenigen Wirkungsgefüges hervor, das das Moorwachstum kontrolliert.

Europa weist zahlreiche Moorprovinzen auf (vgl. OVERBECK, 1975; GÖTTLICH, 1976; KAC, 1972; FRENZEL, 1983a). Eine der wichtigen Grenzen dieser Provinzen ist die der Region ombrogener Moore (= Regenwassermoore) gegen das Gebiet vorherrschender topogener Moore ganz unterschiedlicher Typen, unter denen besonders die Verlandungs-, Nieder- und Quellmoore hervortreten. Die Grenze ist nicht scharf, bezeichnet viel eher ein Gebiet, als nur eine Linie. Ein derartiges Grenzgebiet stellen der Bayerische Wald, der Oberpfälzer Wald, der Böhmerwald und die Böhmischo-mährischen Höhen dar. In diesen Gebirgs- und Hügelländern gibt es zahlreiche Moore (JANKOVSKÁ, 1970, 1971; KNIPPING, 1989; KRÁL, 1979; PESCHKE, 1972, 1977; RYBNÍČKOVÁ und RYBNÍČEK, 1985, 1988; RYBNÍČKOVÁ, 1973; RYBNÍČKOVÁ et al. 1975; SCHMEIDL, 1969; STALLING, 1987;), die gut vegetationsgeschichtlich und paläoökologisch untersucht worden sind. Sie entwickelten sich sowohl in der collinen, als auch in der montanen und hochmontan-subalpinen Stufe. Ihre klimatische Situation ist also sicher ganz verschiedenen Charakters.

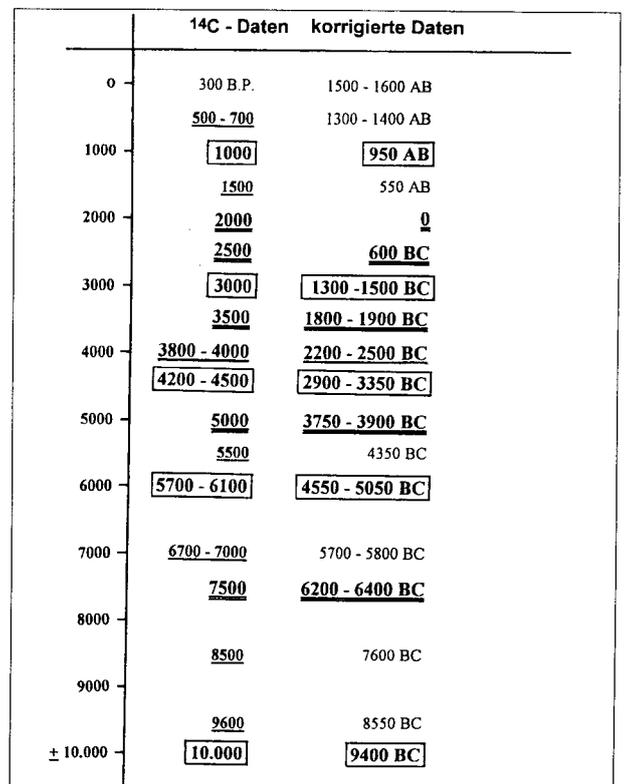
Diese Moore, in flachen Quellmulden und breiten Talanfängen gelegen, doch nur selten in ehemaligen Altwasserarmen, begannen frühestens am Ende des Spätglazials zu wachsen, meist während der älteren Teile des Holozäns, der Nacheiszeit, z.T. auch erst während des jüngeren Holozäns.

Viele der älteren Moore zeichnet eine Unterbrechung ihres Wachstums am Ende des Boreals und während der Mittleren Wärmezeit (des Atlantikums) aus, also etwa von 8 500 bis 4 500 14C-Jahre vor heute (v.h.). Damals war das Klima in Europa feuchter und milder als heute

(FRENZEL et al., 1992). Dies sollte das Moorwachstum gefördert haben, doch vielfach trat genau das Entgegengesetzte ein, und zwar nicht nur in den erwähnten Landschaften, sondern auch in anderen Gebieten Europas (RYBNÍČEK und RYBNÍČKOVÁ, 1987). Dies ist merkwürdig. RYBNÍČEK und RYBNÍČKOVÁ (1987) gaben als Erklärung an, daß die Moore unter dem feucht-milden Klima des Atlantikums stark gewachsen seien, sich damit zu weit über den Grundwasserspiegel aufgewölbt hätten. Dies habe den Wasserhaushalt der oberen Torfschichten beeinträchtigt. Bäume (Erlen, Fichten, Birken und Weiden) hätten die Mooroberfläche erobern und durch ihre Transpiration dem Moor viel Wasser entziehen, durch ihre Wurzeltätigkeit aber auch den Torf zersetzen können. Das Moor sei dadurch so lange gesackt, bis der Grundwasserspiegel wieder nahe an der Bodenoberfläche gelegen habe, so daß das Moorwachstum erneut ermöglicht worden sei.

Ein derartiger Wachstumszyklus mag für ombrogene Moore noch verständlich sein, nicht aber für topogene, um die es sich im wesentlichen bei den in ihrem Wachstum zeitweise unterbrochenen handelt.

Es war also zu prüfen, wie weit die Hypothese zutrefte, oder welche anderen Erklärungen sich aufdrängen. Hierzu ist es allerdings notwendig, die Klimageschichte des fraglichen Zeitraumes kennenzulernen. Der weltweite Überblick (Abb. 1) lehrt, daß es während des Holozäns mehrfache Klimaschwankungen gegeben hatte. Sie erfolgten aber vom Beginn des Holozäns bis etwa 5 000 v.h. nicht nur in größeren Wellen, sondern auch auf einem höheren thermischen und hygrischen Niveau als anschließend (FRENZEL et al., 1992, 1993, Abb. 2).



**Abb. 1:**  
Zeiten wichtiger Klimaschwankungen der Erde während der Nacheiszeit.

haben, doch vielfach trat in Landschaften, sondern (Frenzel, 1987). Dies ist merkwürdig, daß die Moore unter Umständen sich damit zu weit über den Nahrungshaushalt der oberen Torfschichten hätten die Mooroberflächen abgezogen, durch ihre Wurzeln so lange gesackt, daß sie liegen habe, so daß das

verständlich sein, nicht das Wachstum zeitweise un-

ne anderen Erklärungen für die Schicht des fraglichen Zeitraums es während des Holozäns vom Beginn des Holozäns auf einem höheren Niveau (Frenzel et al., 1992, 1993, Abb. 2).

**Chronologische Daten**

1600 AB

1400 AB

**950 AB**

550 AB

0

**600 BC**

**-1500 BC**

**1900 BC**

**2500 BC**

**3350 BC**

**3900 BC**

4350 BC

**5050 BC**

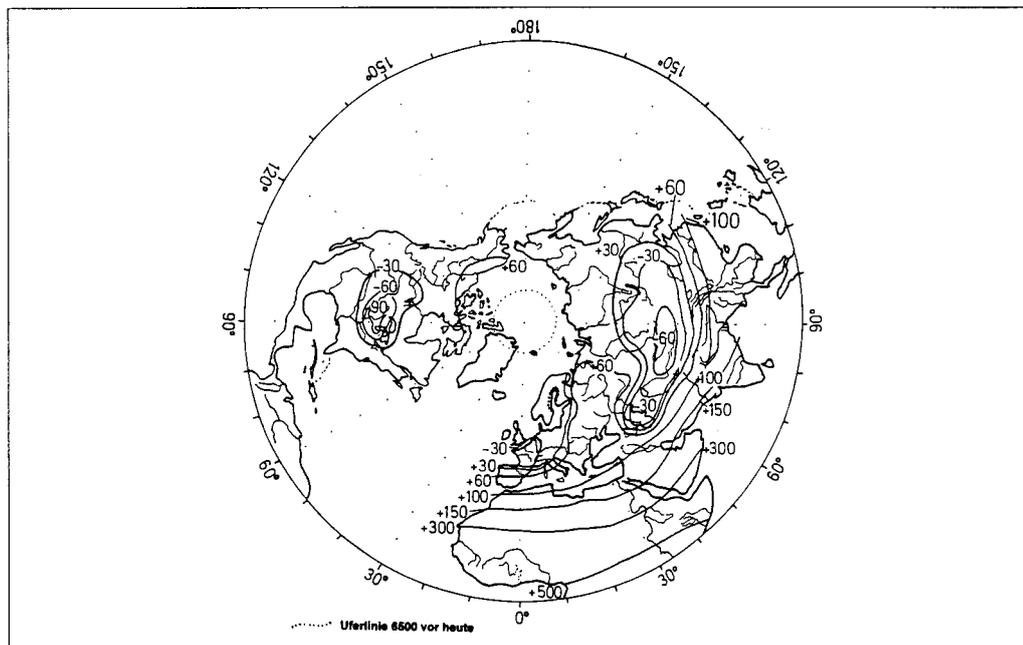
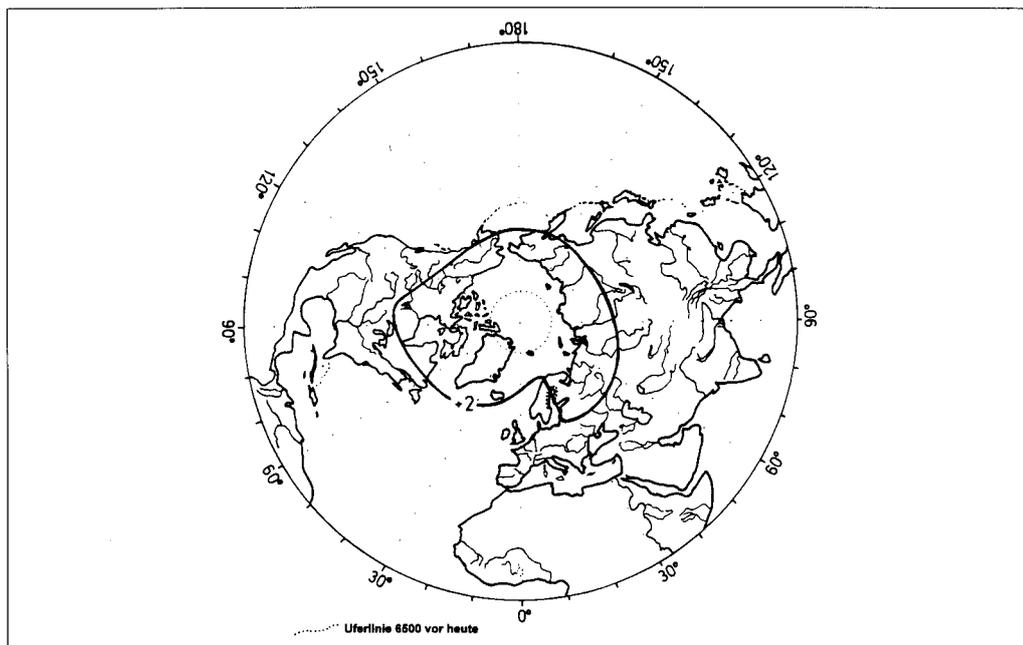
5800 BC

**6400 BC**

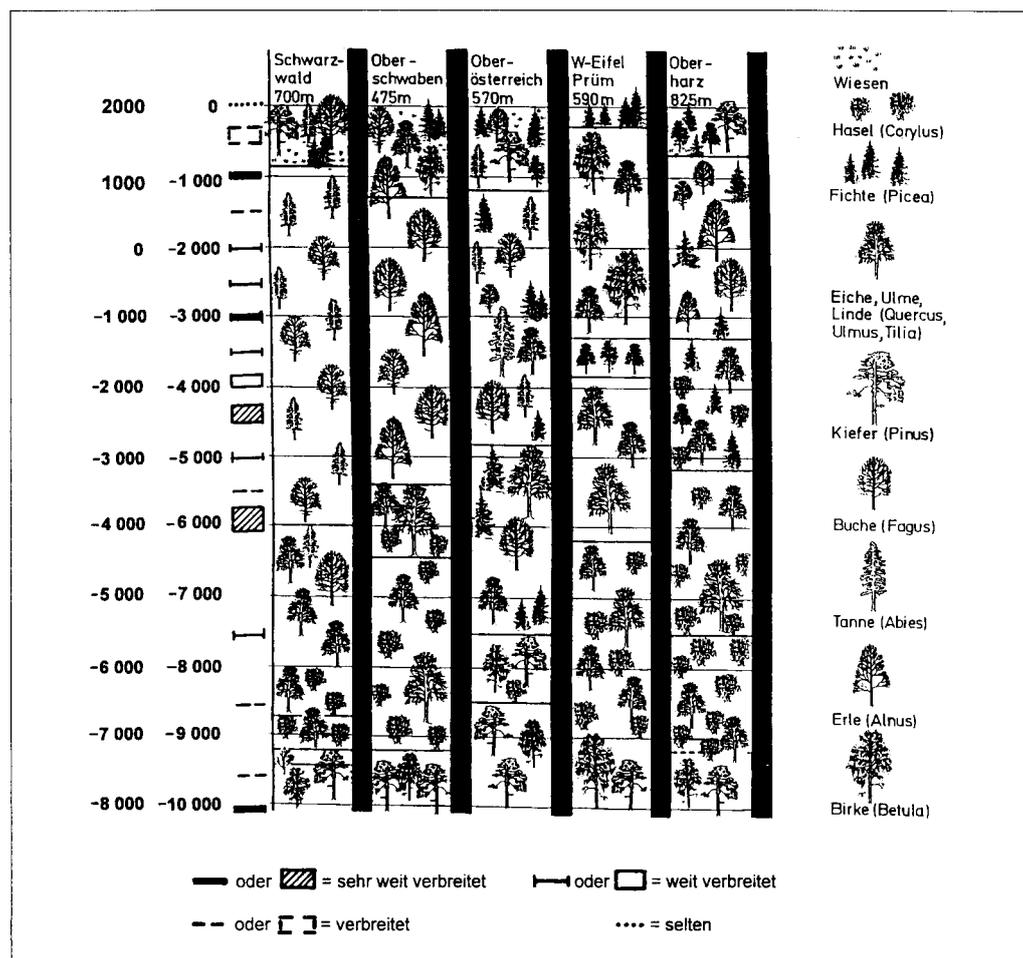
7600 BC

8550 BC

**9400 BC**



**Abb. 2:** Das Klima der Nordhalbkugel um 6500 14C-Jahre vor heute, dargestellt in Abweichungen gegenüber dem heutigen langjährigen Mittel.  
**Oben:** Mitteltemperaturen des kältesten Monats.  
**Unten:** Jahresniederschlag. – Nach Frenzel et al., 1992; verändert.



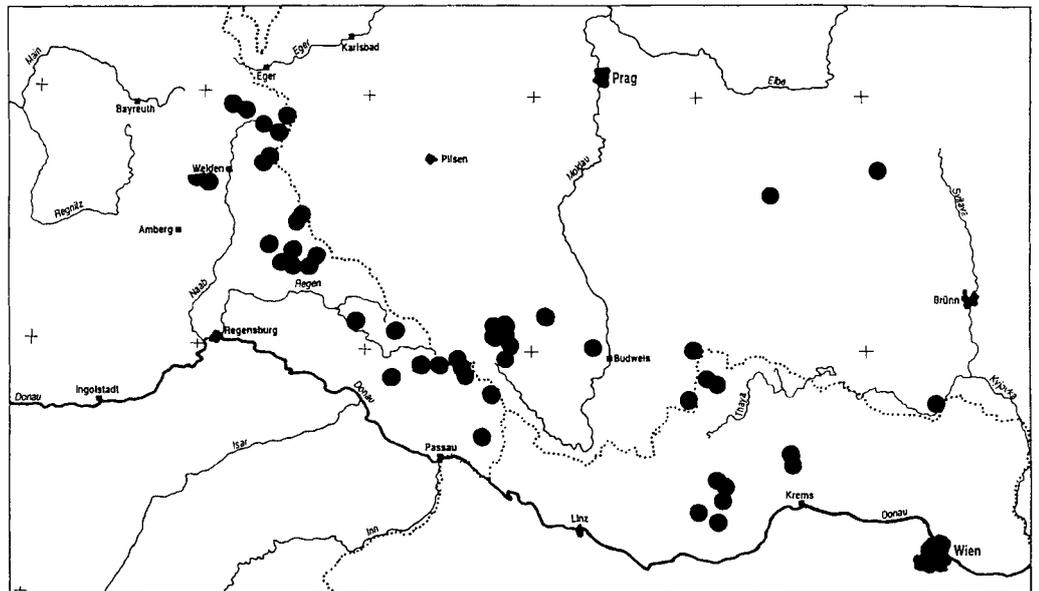
**Abb. 3:** Klimaschwankungen und Vegetationsveränderungen während des Holozäns in einigen mitteleuropäischen Landschaften.

Insgesamt waren jedoch die Klimaschwankungen in Mitteleuropa nicht stark genug, um generell durchgreifende Änderungen der Vegetation auszulösen (Abb. 3). Es gab allerdings Gebiete, in denen Vegetations- und Klimaänderungen zeitlich zusammenfielen. Doch handelt es sich hierbei nur um Ausnahmen, falls von den Grenzen der Ökumene, von denen des Waldlandes gegenüber der Steppe oder gegenüber der Tundra, abgesehen wird (z.B. für jüngere Klimaschwankungen: FRENZEL, 1980). Die postglazialen Klimaschwankungen scheinen also in Mitteleuropa in der Regel keine einschneidenden Auswirkungen auf die ökologische Situation gehabt zu haben. Dies gilt erst recht für das Verhältnis zwischen einem generell feuchteren und wärmeren Klima der Mittleren Wärmezeit (Atlantikum) und der gleichzeitig vielfach zu beobachtenden Unterbrechung des Moorbuchstums in manchen Teilen Mitteleuropas. Hierauf wiesen schon RYBNÍČEK und RYBNÍČKOVÁ (1987) hin.

Es fragt sich, wie weit die Unterbrechung des Moorwachstums während der Mittleren Würmezeit, bzw. der Zersetzung des damals gebildeten Torfes, eine generelle oder eine an bestimmte Höhenstufen gebundene Erscheinung ist.

## 2. Material und Methode

Anhand der Literatur (siehe oben) und der eigenen Geländekenntnisse sind die in Abb. 4 dargestellten Moore berücksichtigt worden. Für jedes der in den einzelnen Mooren untersuchten Pollen- und Sedimentprofile wurde durch die Autoren – und unabhängig davon auch durch mich – eine Analyse durchgeführt, ob und wann das Wachstum des betreffenden Moores während des Holozäns unterbrochen worden war. Die von den Autoren und von mir erzielten Resultate entsprechen einander in der überwiegenden Mehrzahl der Fälle. Die Resultate wurden anschließend auf dem Hintergrund der heutigen Jahresniederschlagssummen im Gebiet der untersuchten Moore dargestellt, wobei davon ausgegangen wurde, daß sich während des Holozäns keine gravierende Änderungen der jahreszeitlichen Verteilung der Niederschläge in den betrachteten Gebieten ereignet hatten.



**Abb. 4:**  
Lage der berücksichtigten Moore.  
● = Lage der paläoökologisch untersuchten Moore.  
Literatur: vgl. Text.

- Wiesen
- Hasel (Corylus)
- Fichte (Picea)
- Eiche, Ulme, Linde (Quercus, Ulmus, Tilia)
- Kiefer (Pinus)
- Buche (Fagus)
- Tanne (Abies)
- Erle (Alnus)
- Birke (Betula)

ns in einigen mitteleuropäi-

icht stark genug, um ge-  
(3). Es gab allerdings Ge-  
enfielen. Doch handelt es  
ne, von denen des Wald-  
en wird (z.B. für jüngere  
chwankungen scheinen al-  
n auf die ökologische Si-  
nen einem generell feuch-  
m) und der gleichzeitig  
manchen Teilen Mittel-  
(7) hin.

### 3. Ergebnisse

Das Moorwachstum kann zwei Typen zugeordnet werden:

- a) das Moorwachstum verlief während der jeweils dokumentierten Zeit mehr oder weniger gleichmäßig (Abb. 5);
- b) Im mittleren Teil des Holozäns erfolgte eine Verlangsamung oder sogar eine Unterbrechung des Moorwachstums (Abb. 6). Dieser zweite Typ entspricht den Angaben von RYBNÍČEK und RYBNÍČKOVÁ (1987).

Aus den in Abb. 5 und 6 mitgeteilten Daten geht hervor, daß Typ a) in Bereichen höherer Jahresniederschlagssummen, Typ b) aber in Gebieten niedrigerer Niederschläge vorzukommen scheint.

Dies ist in Abb. 7 vergleichend für alle berücksichtigten Moore zusammenfassend dargestellt. Hierbei interessierte, ob das betreffende Moor gleichermaßen während der Frühen (Boreal) und der Mittleren Wärmezeit (Atlantikum) gewachsen ist, oder ob in der Mittleren Wärmezeit eine Unterbrechung zu verzeichnen war. Man erkennt, daß bei einer heutigen mittleren Jahresniederschlagssumme von etwa 540 bis 730 mm die Moore in der Regel das Wachstum während der Mittleren Wärmezeit eingestellt hatten. Zwischen einem heutigen Jahresniederschlag von 730 bis etwa 900 mm tendierten die Moore dazu, ununterbrochen zu wachsen; bei mehr als 900 mm Jahresniederschlag wuchsen nahezu alle Moore in der Frühen (Boreal) und der Mittleren Wärmezeit (Atlantikum) ununterbrochen.

Viele derjenigen Moore, die während der Mittleren Wärmezeit das Wachstum eingestellt hatten, nahmen es in der anschließenden Späten Wärmezeit (Subboreal) oder in der Nachwärmezeit (Subatlantikum) wieder auf; andere fingen aber erst damals überhaupt an, zu wachsen (Abb. 8).

In diesem Zusammenhang interessiert außerdem, wie sich die Moore heute verhalten. Man entnimmt aus Abb. 7, daß unter den gegebenen klimatischen und ökologischen Bedingungen, sowie bei der subrezentem und rezentem Art des menschlichen Eingriffs, Moore bei weniger als etwa 700 mm pro Jahr gegenwärtig nicht mehr wachsen. Zwischen 700 und 800 mm Jahresniederschlag scheint sich ein Übergangsbereich zu befinden, das zu den fast durchgängig wachsenden Mooren bei mehr als 800 mm Jahresniederschlag vermittelt.

### 4. Diskussion

RYBNÍČEK und RYBNÍČKOVÁ (1987) hoben erneut die weithin bekannte Tatsache hervor, daß sich die Mittlere Wärmezeit (Atlantikum) Mitteleuropas durch ein gegenüber heute wärmeres und feuchteres Klima ausgezeichnet hatte. Dies ist auch den kartographischen Darstellungen von FRENZEL et al. (1992) zu entnehmen: Die Winter und Sommer waren etwa 1,5 bis 2,0 °C wärmer als heute, bei um ungefähr 40 bis 50 mm besserem Wasserhaushalt. Die

Zeit mehr oder weniger

der sogar eine Unterbrechung entspricht den Angaben von

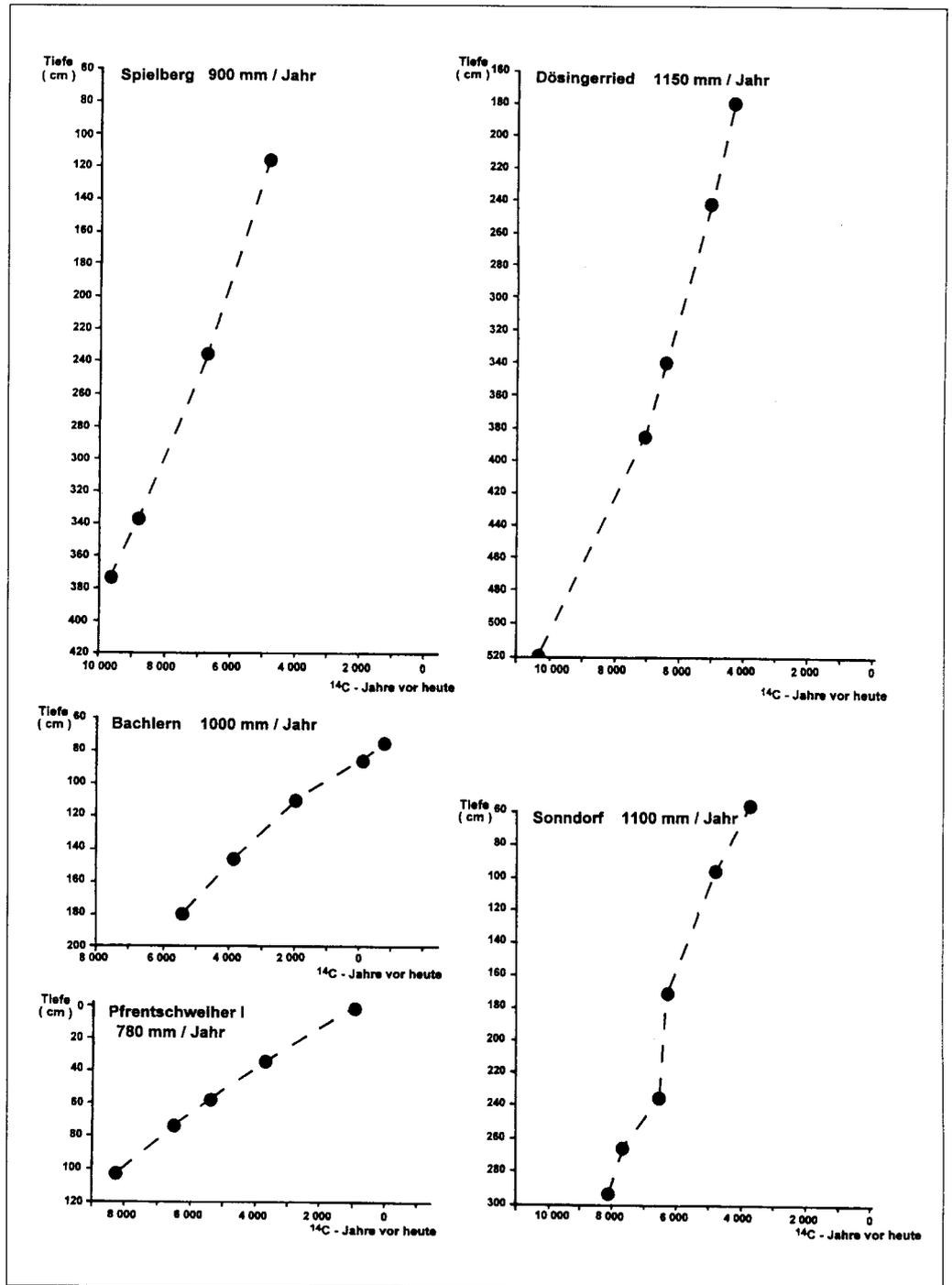
in Bereichen höherer Jahresniederschläge vorzukommen

umfassend dargestellt. Während der Frühen (Boreal) in der Mittleren Wärmezeit eine heutige mittlere Jahresniederschlagsmenge der Regel das Wachstum unterbrochen zu wachsen; bei der Frühen (Boreal) und

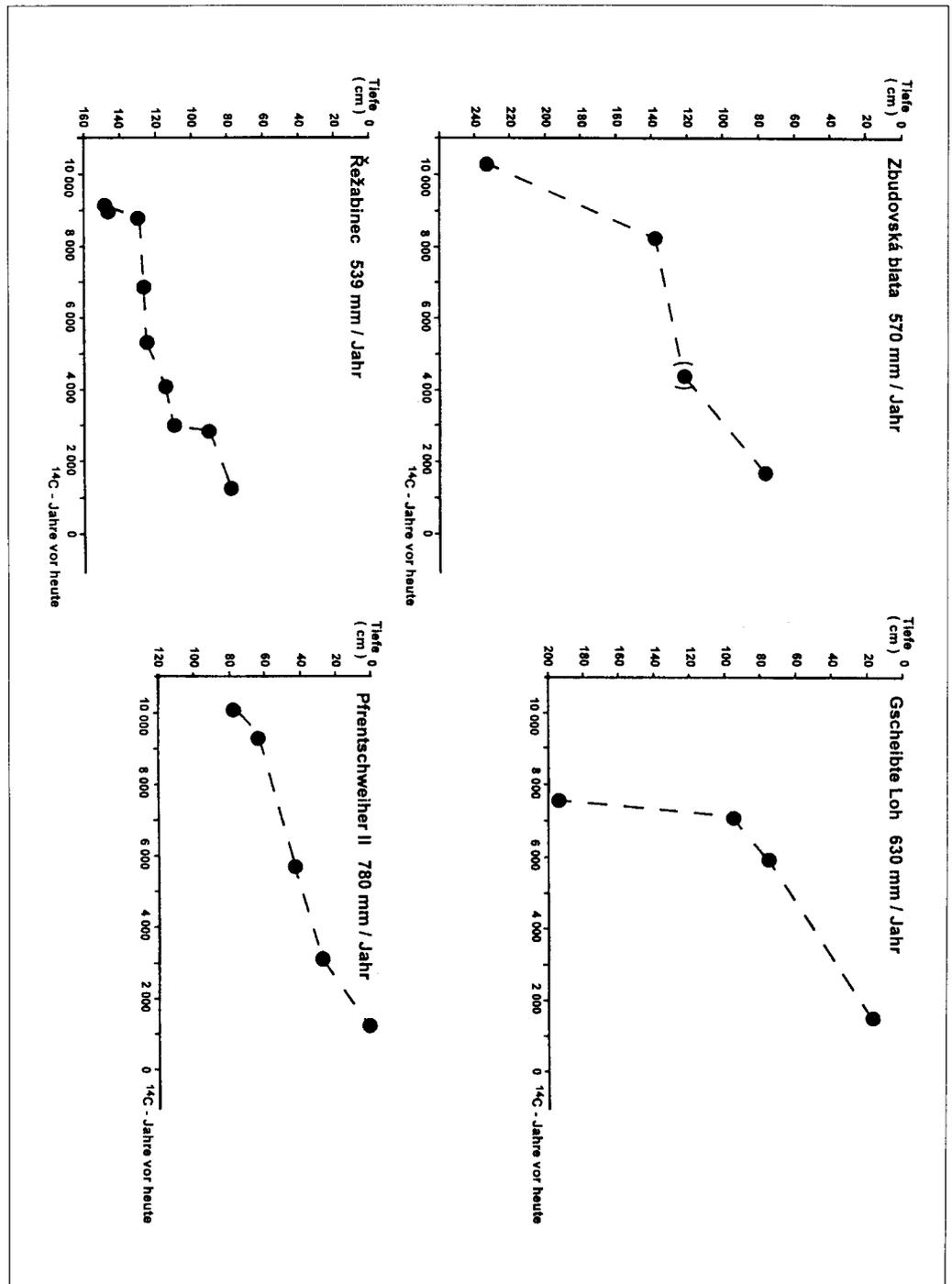
Wachstum eingestellt hatten (al) oder in der Nachwärmezeit überhaupt an, zu wachsen

heute verhalten. Man unter biologischen Bedingungen, Moors bei weniger als 700 und 800 mm Jahresniederschlag zu den fast durchgängig

bekannte Tatsache hervor, dass ein gegenüber heute wärmeres Sommer waren etwa 1,5 mal so viel Wasserhaushalt. Die



**Abb. 5:** Zeit-Tiefendiagramme des Wachstums einiger Moore. Es handelt sich um Moore, die während der Mittleren Wärmezeit kontinuierlich gewachsen sind.



**Abb. 6:** Zeit-Tiefendiagramme des Wachstums einiger Moore. Es handelt sich um Moore, die während der Mittleren Wärmezeit nicht oder nur sehr schwach gewachsen sind.

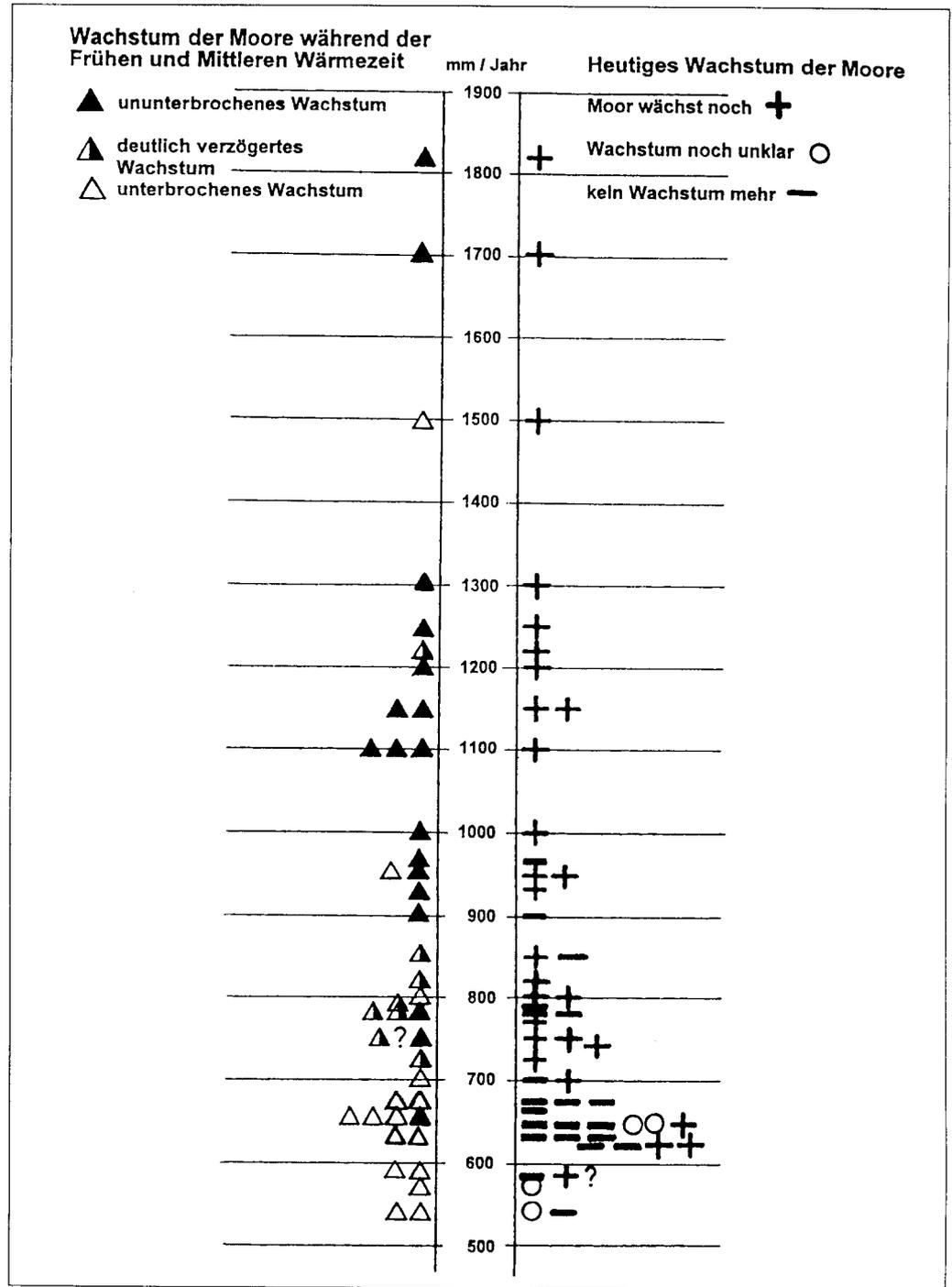
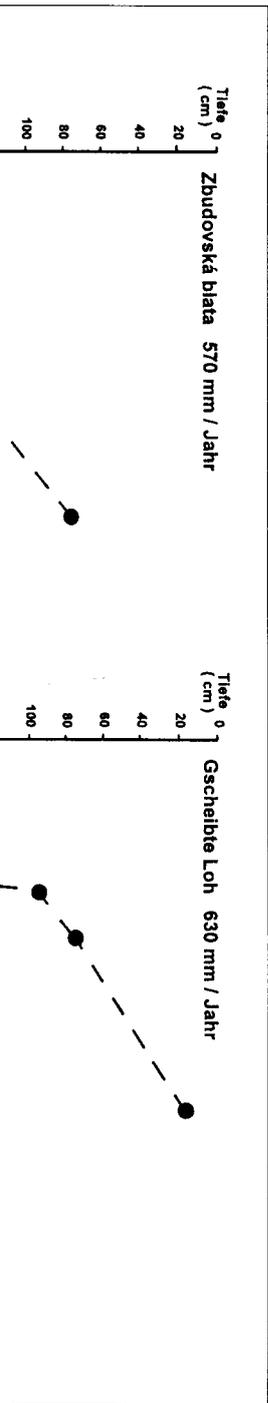
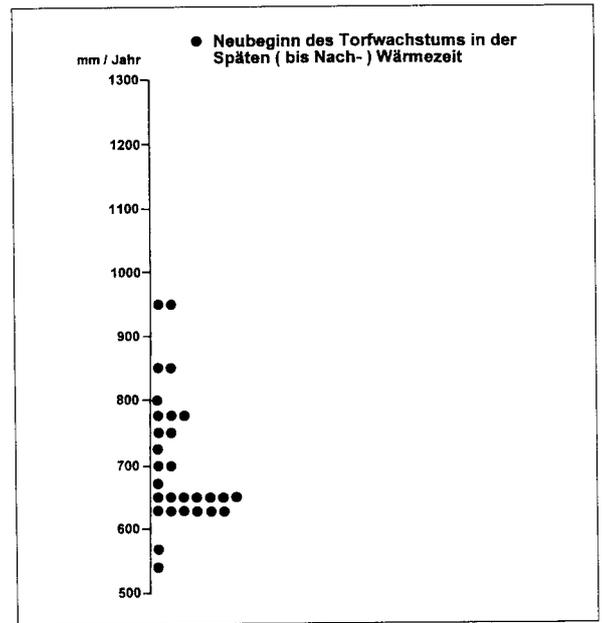


Abb. 7: Postglaziales und heutiges Wachstum der berücksichtigten Moore.

Moore, die während der Mitt-



**Abb. 8:**  
Beziehungen zwischen der Höhe des heutigen Jahresniederschlags und dem erneuten Wachstum der Moore.

damalige Verbreitung solcher Pflanzenarten, die charakteristisch für ozeanischere Klimate sind, stieß deutlich weiter in den Kontinent hinein vor, als heute (MENKE, 1981; OVERBECK, 1975; FRENZEL, 1991). Das Klima war also in weiten Teilen Europas recht ozeanisch. Es wurde schon eingangs darauf aufmerksam gemacht, daß die hier betrachteten Moore in der überwiegenden Mehrzahl ursprünglich topogene Moore waren, solche also, die von der Ernährung durch das Grundwasser abhängen. Das gilt für alle diese Moore während des frühen Holozäns, nach Ausweis der Großreste aber offenbar vor und nach der Mittleren Wärmezeit auch für die damals in ihrem Wachstum unterbrochenen Moore. Es ist höchst unwahrscheinlich, daß sich die Oberfläche dieser topogenen Moore in Folge der wärmezeitlichen höheren Niederschläge beträchtlich über das Grundwasserniveau erhoben habe. Dies sollte ja nach RYBNÍČEK und RYBNÍČKOVÁ (1987) der Fall gewesen sein.

Wie erwähnt, lagen damals die Jahresniederschlagssummen, gemessen an der den Pflanzen zur Verfügung stehende Wasserbilanz, etwa 40 bis 50 mm höher als heute. Hätten diejenigen Moore, die damals ihr Wachstum eingestellt hatten, d.h. diejenigen zwischen heute 540 und 730 mm Jahرنiederschlag, weiterwachsen sollen, wie es die Moore bei heute mehr als 730 mm im wesentlichen getan hatten, dann hätten die erstgenannten Moore etwa 150 bis 200 mm mehr Niederschlag empfangen müssen, als es tatsächlich der Fall war.

Während der Frühen Wärmezeit (Boreal) waren in die untersuchten Gebiete langsam edle Laubwälder aus Eichen, Linden, Ulmen, Eschen und Ahornen an die Stelle der vorher herrschenden Kiefern-Birkenwälder getreten. Diese Wälder breitblättriger Arten haben eine sehr viel höhere Bestandstranspiration als die vorangegangenen Kiefern-Birkenwälder, aber auch als die anschließenden Nadel-Laubmischwälder, in denen schon bald Fichten und Tannen, dann aber auch durch die menschliche Einflußnahme Kiefern und Rodungsinseln wichtig wurden. Die Bestandstranspiration der verschiedenen Waldtypen und diejenige der meisten

des Torfwachstums in der  
(nach-) Wärmezeit

für ozeanischere Klimate  
NKE, 1981; OVERBECK,  
opas recht ozeanisch. Es  
etrachteten Moore in der  
solche also, die von der  
iese Moore während des  
d nach der Mittleren Wär-  
Moore. Es ist höchst un-  
n Folge der wärmezeitli-  
veau erhoben habe. Dies  
en sein.

ssen an der den Pflanzen  
s heute. Hätten diejenigen  
zwischen heute 540 und  
re bei heute mehr als 730  
ore etwa 150 bis 200 mm  
var.

en Gebiete langsam edle  
die Stelle der vorher herr-  
ger Arten haben eine sehr  
-Birkenwälder, aber auch  
ald Fichten und Tannen,  
d Rodungsinseln wichtig  
und diejenige der meisten

Typen anthropogener Sekundärvegetation ist leider recht wenig erforscht. Das Interesse hat sich mehr auf ganze Einzugsgebiete von Fließgewässern konzentriert, bei denen die Gebiets-  
transpiration aus Niederschlag, sowie ober- und unterirdischem Abfluß berechnet werden  
kann. Geht man aber von den bislang bekannten Daten für die Bestandstranspiration ein-  
zelner Pflanzengemeinschaften aus (MITSCHERLICH, 1971; FRENZEL, 1983b; KESSLER,  
1985), dann dürfte bei gleichbleibendem Niederschlag von etwa 770 bis 800 mm die Bestan-  
destranspiration edler Laubhölzer ungefähr 140 bis 180 mm höher liegen als die der Kiefern-  
Birkenwälder oder aber als die der heutigen Vegetation, bestehend aus Nadelwaldresten mit  
Kiefern, Wiesen, Weiden und Äckern. Dies ist aber ungefähr derjenige Betrag, der den Moo-  
ren der unteren Höhenstufe des untersuchten Gebietes fehlte, um kontinuierlich auch  
während der Mittleren Wärmezeit wachsen zu können.

Es wird also vermutet, daß die wärmezeitliche Unterbrechung des Moorwachstums in der  
Höhenstufe zwischen heute 540 und 730 mm Jahresniederschlag auf die starke Bestan-  
destranspiration der damals weit verbreiteten edlen Laubwälder zurückzuführen ist. In den  
größeren Höhen gab es damals neben Tanne und Fichte vielfach auch edle Laubhölzer. Hier  
verringerte aber einerseits die niedrigere Temperatur das Ausmaß der Bestandstranspiration;  
und andererseits fielen dort ohnehin deutlich höhere Niederschläge, so daß das Moor-  
wachstum in der Regel offenbar keine Unterbrechungen erfuhr.

Sollte diese Deutung in der Grundtendenz richtig sein, dann erklärte sie möglicherweise auch  
die eigenartige Tatsache, daß viele Binnenseen Mitteleuropas damals tiefere Spiegelstände  
erreicht hatten als vor- und nachher (z.B. AMMANN, 1982; LIESE-KLEIBER, 1988; GUIOT et  
al., 1993; AVERDIECK, 1972, 1974, 1978, 1979).

## 5. Schlußbemerkung

Das Dargestellte läßt erkennen, daß es bedenklich ist, ökologische Änderungen, wie hier die  
Unterbrechung des Moorwachstums einer bestimmten Vegetationshöhenstufe, lediglich auf  
klimatische Einflüsse zurückzuführen. Vielmehr mögen häufig rein biotische Vorgänge Kli-  
maschwankungen vorgetäuscht haben, falls sich diese in einem größeren Gebiet vollzogen  
hatten. Aber diese großmaßstäbigen biotischen Vorgänge, wie Einwanderung und Ausbrei-  
tung einzelner Holzarten, damit aber auch die Etablierung neuer Pflanzengemeinschaften  
können unter dem Zwang des Klimas erfolgt sein, sie können aber ebenso auch auf rein bio-  
tische Ursachen zurückgehen. In jedem Fall hatten sie Rückwirkung auf das Regionalklima  
gehabt, vielleicht sogar auf das Klima größerer Räume (FRENZEL, 1992). Bedauerlicherwei-  
se wissen wir über die einzelnen klimatischen Komponenten dieses schwierigen Ganges viel  
zu wenig, sicher ein Anlaß, sich gerade diesen Fragen verstärkt zu widmen, aber auch die  
Moore derartiger klimatischer Grenzgebiete als Zeugen der Vergangenheit unbedingt zu  
schützen. Hierbei sollte dieser Schutz Vorrang vor allen anderen Erwägungen haben, denn es  
lassen sich wahrscheinlich an den Mooren gerade der klimatischen Grenzgebiete allgemei-  
n gültige oder mindestens bedenkenswerte Schlußfolgerungen ableiten, die auch für das Wirt-  
schaften des heutigen Menschen im Blick auf die Zukunft bedeutungsvoll sind.

## Literatur

- AMMANN, B. (1982): Säkulare Seespiegelschwankungen: Wo, wie, wann, warum? Mitt. Naturforsch. Ges. Bern N. F. 39: 97–106.
- AVERDIECK, F.-R. (1974): Zur Vegetations-, Siedlungs- und Seegeschichte. Offa, 31: 150–169.
- AVERDIECK, F.-R. (1978): Palynologischer Beitrag zur Entwicklungsgeschichte des Großen Plöner Sees und der Vegetation seiner Umgebung. Arch. Hydrobiol. 83/1: 1–46.
- AVERDIECK, F.-R. (1979): Paläobotanische Untersuchungen am Litoral des Großen Plöner Sees. Arch. Hydrobiol. 86/2: 161–180.
- AVERDIECK, F.-R.; ERLIKEUSER, H.; WILLKOMM, H. (1972): Altersbestimmungen an Sedimenten des Großen Segeberger Sees. Schr. Naturw. Ver. Schleswig-Holstein, 42: 47–57, Kiel.
- FRENZEL, B. (1980): Klima der letzten Eiszeit und der Nacheiszeit in Europa. In: Veröff. Joachim-Jungius-Ges. d. Wiss. Hamburg 44: 9–46.
- FRENZEL, B. (1983a): Mires: Repositories of climatic information or self-perpetuating ecosystems? In: Gore, A. J. P. (Hrsg.): Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. Elsevier, Amsterdam, S. 35–65.
- FRENZEL, B. (1983b): On the Central-European water budget during the last 15000 years. Quaternary Studies in Poland. 4: 45–59.
- FRENZEL, B. (1991): Das Klima des Letzten Interglazials in Europa. Paläoklimaforschung/ Paleoclimate Research (Hrsg. Frenzel, B.), Bd. 1: Klimageschichtliche Probleme der letzten 130 000 Jahre. G. Fischer, Stuttgart, S. 51–78.
- FRENZEL, B. (1992): Projektgruppe „Terrestrische Paläoklimatologie“ (im Rahmen des nationalen Klimaforschungsprogramms der Bundesregierung), Bericht Frenzel. In: Jahrbuch 1992 Akad. Wiss. Lit. Mainz. Steiner, Stuttgart, S. 235–261.
- FRENZEL, B.; MATTHEWS, J. A.; GLÄSER, B. (Hrsg.) (1993): Solifluction and climatic variation in the Holocene. Paläoklimaforschung/ Paleoclimate Research 11. G. Fischer, Stuttgart, 387 S.
- FRENZEL, B.; PÉCSI, M.; VELICHKO, A. A. (Hrsg.) (1992): Atlas of paleoclimates and paleoenvironments of the northern hemisphere. Late Pleistocene – Holocene. G. Fischer, Stuttgart, 153 S.
- GÖTTLICH, K. (Hrsg.) (1976): Moor- und Torfkunde. Schweizerbartsche Verlagsbuchh., Stuttgart, 269 S.
- GUIOT, J.; HARRISON, S. P.; PRENTICE, I. C. (1993): Reconstruction of Holocene precipitation patterns in Europe using pollen and lake-level data. Quatern. Res. 40: 139–149.
- JANKOVSKÁ, V. (1970): Ergebnisse der Pollen- und Großrestanalyse des Moors „Velanská cesta“ in Südböhmen. Folia Geobot. Phytotax. 5: 43–60.
- JANKOVSKÁ, V. (1971): The development of vegetation on the western slopes of the Bohemian-Moravian Uplands during the Late Holocene period: A study based on pollen and macroscopic analyses. Folia Geobot. Phytotax. 6: 281–302.
- KAC, N. JA. (1972): O rasprostranení torfjanikov na zemnom šare, o tipach i priznakach. Bot. Zhurn. 57: 198–210.
- KESSLER, A. (1985): Heat balance climatology. In: Landsberg, H. E. (Hrsg.): General climatology, 1 A. Elsevier, Amsterdam, 224 S.

- KNIPPING, M. (1989): Zur spät- und postglazialen Vegetationsgeschichte des Oberpfälzer Waldes. Diss. Bot. 140, Cramer, Berlin, 209 S.
- KRAL, F. (1979): Pollenanalytische Untersuchungen zur Waldgeschichte des Kubany-Urwaldreservates „Boubínský prales“ (Böhmerwald, ČSSR). Forstwiss. Cbl. 98. Jg., H. 2: 91–110.
- LIESE-KLEIBER, H. (1988): Zur zeitlichen Verknüpfung von Verlandungsverlauf und Siedlungsgeschichte des Federsees. In: Der prähistorische Mensch und seine Umwelt. Theiss, Stuttgart, S. 163–176.
- MENKE, B. (1981): Vegetation, Klima und Verwitterung im Eem-Interglazial und Weichsel-Frühglazial Schleswig-Holsteins. Verh. Naturwiss. Ver. Hamburg NF, 24(2): 123–132.
- MITSCHERLICH, G. (1971): Wald, Wachstum und Umwelt. Bd. 2: Waldklima und Wasserhaushalt. Sauerländer's Verl., Frankfurt/Main, 365 S.
- OVERBECK, F. (1975): Botanisch-geologische Moorkunde. Wachholtz, Neumünster, 719 S.
- PESCHKE, P. (1972): Pollenanalytische Untersuchungen im Waldviertel Niederösterreichs. Flora 161: 256–284.
- PESCHKE, P. (1977): Zur Vegetations- und Besiedelungsgeschichte des Waldviertels (Niederösterreich). Mitt. Komm. Quartärforsch. Österr. Akad. Wiss., Bd. 2, Wien, 84 S.
- RYBNÍČEK, K.; RYBNÍČKOVÁ, E. (1987): Palaeogeobotanical evidence of Middle Holocene stratigraphic hiatuses in Czechoslovakia and their explanation. Folia Geobot. Phytotax. 22: 313–327.
- RYBNÍČKOVÁ, E. (1973): Pollenanalytische Unterlagen für die Rekonstruktion der ursprünglichen Waldvegetation im mittleren Teil des Otava-Böhmerwaldvorgebirges (Otavské Predsumaví). Folia Geobot. Phytotax. 8: 117–142.
- RYBNÍČKOVÁ, E.; RYBNÍČEK, K. (1985): Palaeogeobotanical evaluation of the Holocene profile from the Řežabinec fish-pond. Folia Geobot. Phytotax. 20: 419–438.
- RYBNÍČKOVÁ, E.; RYBNÍČEK, K. (1988): Holocene palaeovegetation and palaeoenvironment of the Kameničská kotlina Basin (Czechoslovakia). Folia Geobot. Phytotax. 23: 285–302.
- RYBNÍČKOVÁ, E.; RYBNÍČEK, K.; JANKOVSKÁ, V. (1975): Palaeoecological investigations of buried peat profiles from the Zbudovská blata marshes, Southern Bohemia. Folia Geobot. Phytotax. 10: 157–178.
- SCHMEIDL, H. (1969): Beitrag zur speziellen Vegetations- und postglazialen Waldentwicklung im südlichen Oberpfälzer Wald. In: Erläuterungen zur Bodenkarte von Bayern 1: 25000, Blatt Nr. 6640, Neunburg vorm Wald.
- STALLING, H. (1987): Untersuchungen zur spät- und postglazialen Vegetationsgeschichte im Bayerischen Wald. Diss. Bot. 105, 201 S.

Prof. Dr. Dr. h.c. B. Frenzel  
 Institut für Botanik -210-  
 Universität Hohenheim  
 70593 Stuttgart

# **Anthropogene Belastung eines Voralpensees (Argensee, Landkreis Ravensburg) und Wege zu seiner Restaurierung**

Gaby Zintz und Klaus Zintz

## **1. Einleitung**

Über Jahrzehnte hinweg nahm die Eutrophierung unserer Seen kontinuierlich zu. Dies gilt auch für den bei Wangen im Allgäu gelegenen Argensee. In jüngster Zeit führten allerdings hier wie anderswo Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet – Bau von Kläranlagen, Gewässerrandstreifen – zu einer Nährstoffentlastung. Da Stehgewässer jedoch generell als Sammelbecken für die ihnen zugeführten Nährstoffe wirken, bleibt das Erscheinungsbild eines sanierten Sees zumeist über viele Jahre unverändert. Dies trifft auch auf den Argensee zu.

Eine Möglichkeit, den Reoligotrophierungsprozeß zu beschleunigen, bieten seeinterne Therapiemaßnahmen, zu denen die Belüftung des Hypolimnions mit reinem Sauerstoff gehört. Damit sollen über dem Sediment aerobe Bedingungen geschaffen werden, um die Rücklösung von Nährstoffen aus dem Sediment, die sogenannte interne Düngung, zu reduzieren.

Am 27 ha großen und maximal 8,3 m tiefen Argensee wurde 1989 eine solche Anlage installiert, bestehend aus zwei unterschiedlichen Eintragungssystemen: dem Solvox-B-System (Firma Linde AG) für blasenförmigen Eintrag sowie erstmalig dem Silikonmembran-System (Firma mth Hamburg), über das der Sauerstoff per Diffusion ins Wasser gelangt (Einzelheiten zur Technik in SCHUSZTER & ZINTZ 1992). Um die Auswirkungen derartiger Maßnahmen beurteilen zu können, wurden umfangreiche biologische und limnochemische Begleituntersuchungen durchgeführt.

## **2. Arbeitsprogramm und Methoden**

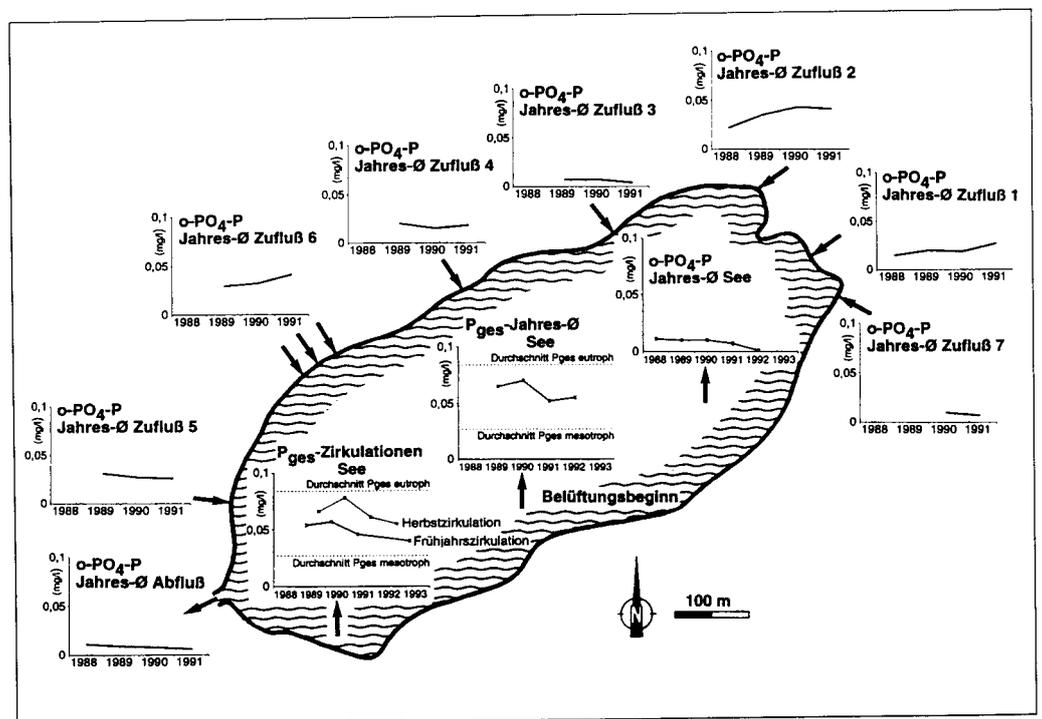
Folgende physikalisch-chemische Wasserparameter wurden von Juli 1988 bis Oktober 1991 in Seemitte, in 7 Zuflüssen und im Abfluß zumeist in zweiwöchigem Rhythmus sowie von Oktober 1991 bis Dezember 1992 in Seemitte in dreiwöchigem (Vor-Ort-Parameter) bzw. sechswöchigem Rhythmus (Laborparameter) gemessen (nach DEV): Vor Ort: Temperatur, Sauerstoff, Sauerstoffsättigung, pH-Wert, Leitfähigkeit und Sichttiefe; im Labor:  $\text{o-PO}_4$ , Pges,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ , Chlorophyll-a,  $\text{HCO}_3^-$ , GH, KH,  $\text{BSB}_2$  und  $\text{BSB}_5$ , Silikat, Fe und  $\text{Cl}^-$ . Parallel zu den Wasserproben wurden Plankton-Proben aus der Seemitte in 2-m-Abständen entnommen. Die Makrobenthosfauna wurde von 1989 bis 1991 entlang eines Halbtransekts (Ufer bis Seemitte) untersucht (RAU 1991, ZINTZ ET AL. 1992).

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Ergebnisse der limnochemischen Untersuchungen

Der Argensee als dimiktischer Flachlandsee bildet trotz seiner geringen Tiefe von 8 m während der Stagnationsphasen eine stabile Schichtung aus. Die Sprungschicht liegt kurz unterhalb von 4 m. Ein sauerstoffloses Hypolimnion prägte vor der Belüftung die Sommermonate Mai bis September ebenso wie die letzten Wochen der Winterstagnation (Ende Februar). Während der Sommerstagnation fanden sich im Tiefenwasser erhöhte ortho-PO<sub>4</sub>-P-Werte bis 60 µg/l sowie P<sub>ges</sub>-Werte bis maximal 421 µg/l. Ammonium-N reicherte sich bis 3,9 mg/l an. Der See ist als eutroph einzustufen, bezüglich seiner P-Konzentration zeigen sich aber Tendenzen zur Mesotrophie. Abbauprozesse führten zu starker H<sub>2</sub>S-Bildung.

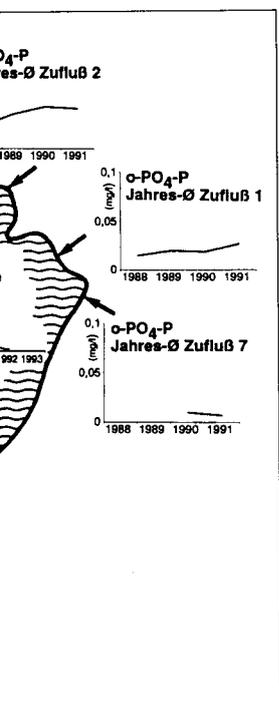
Seit April 1990 wurde während der Stagnationsphasen belüftet. In den Sommermonaten 1990 bis 1992 wurde aus technischen und experimentellen Gründen unterschiedlich viel Sauerstoff eingetragen. Mit Ausnahme des Augusts 1992 konnte erreicht werden, daß das Hypolimnion nie gänzlich sauerstofflos wurde. Örtlich und zeitlich wurden sehr unterschiedliche Sauerstoffverhältnisse angetroffen. Im Spätsommer 1991 und zum Teil auch 1992 wurden unterhalb einer sauerstofflosen Schicht, die zwischen 5 und 6 m Tiefe lag, lokal deutlich erhöhte Sauerstoffwerte gemessen, während der Sauerstoffgehalt direkt über Grund wieder absank.



**Abb. 1:** Phosphorwerte (mg/l) im Argensee und seinen Zuflüssen sowie im Abfluß im Untersuchungszeitraum von 1988–1992; Seebelüftung mit Sauerstoff ab 1990.

ngen Tiefe von 8 m wählungs-schicht liegt kurz un-Belüftung die Sommer-Winterstagnation (Ende Wasser erhöhte ortho-PO<sub>4</sub>-P-Ammonium-N reicherte sich bis Konzentration zeigen sich H<sub>2</sub>S-Bildung.

en Sommermonaten 1990 schiedlich viel Sauerstoff en, daß das Hypolimnion r unterschiedliche Sauer-auch 1992 wurden unter-ag, lokal deutlich erhöhte er Grund wieder absank.



n Untersuchungszeitraum von

Trotz der Zunahme der ortho-Phosphat-Werte in den beiden Hauptzuflüssen erreichte der ortho-PO<sub>4</sub>-P-Gehalt während der Stagnationsphasen im Hypolimnion maximal 7 µg/l und der Pges-Gehalt maximal 123 µg/l. Auch während der Zirkulationsphasen und im Jahresdurchschnitt gingen die Phosphorwerte zurück (Abb. 1). Ebenso erniedrigten sich die Ammonium-N-Spitzenwerte auf etwa 1 mg/l. H<sub>2</sub>S wurde nicht mehr festgestellt.

In den Wintermonaten reichte allein die über die Silikonmembran-Matten eingetragene O<sub>2</sub>-Menge aus, den Sauerstoffgehalt nicht unter 5,6 bzw. 4,1 mg/l absinken zu lassen.

Als problematisch erwies sich der Sauerstoffeintrag über die Solvox-B-Matten. Der aufwärts gerichtete Blasenstrom führte zu einer langsamen Erwärmung des Tiefenwassers. Ein Takten der Matten in Lauf- und Pausenzeiten verhinderte diese Erwärmung zwar, führte aber zu einem verminderten Sauerstoffeintrag, der durch die Silikonmembran-Matten nicht ausgeglichen werden konnte.

### 3.2 Ergebnisse der Plankton-Untersuchungen

Die Planktongesellschaft reagierte sehr schnell auf die verbesserten Sauerstoffverhältnisse. So kamen früher nur im Epilimnion vorhandene Arten nun auch im Hypolimnion vor. Seit Sommer 1990 stiegen die Chlorophyll-a-Werte im Tiefenwasser während der Stagnationsphasen auf das Zwei- bis Dreifache gegenüber den Werten von 1988/89. Auch Zooplankter fanden sich nun zeitweise in größeren Mengen im Hypolimnion. Dagegen trat das Schwefelbakterium *Thiopedia rosea* seit der Belüftung nicht mehr auf. Im Sommer 1992 wurden erstmals bis in den August größere Mengen einer zentrischen Kieselalge (*Cyclotella*) beobachtet, die den Silikatgehalt im Epilimnion erstmals während einer Sommerstagnation nicht ansteigen ließ. Zudem traten einige neue Arten in geringen Mengen auf.

### 3.3 Ergebnisse der Makrobenthos-Untersuchungen

Die Zusammensetzung der im Seeboden lebenden Chironomiden (Zuckmückenlarven) wies auf eutrophe Verhältnisse hin. Ihre Häufigkeit und Verteilung schwankte in den einzelnen Jahren deutlich, wobei ebenso wie bei den Ceratopogoniden (Gnitzenlarven) bisher jedoch kein gesicherter Einfluß der Belüftungsanlage zu erkennen war. Lediglich bei den Oligochaeten (Wenigborstige Würmer) konnte mit Beginn der Belüftung ein Vordringen in größere Tiefen beobachtet werden (4 m 1990, Tendenz zu 6 m 1991).

## 4. Zusammenfassung

In den durch menschlichen Einfluß eutrophierten 8 m tiefen Argensee (Lkr. Ravensburg) wurde 1989 eine Anlage zum Eintrag von reinem Sauerstoff in das Hypolimnion installiert. Als wichtigste Ziele des Forschungsprojekts waren die Funktionstüchtigkeit und Effizienz zweier neuer Belüftungssysteme (O<sub>2</sub>-Eintrag einerseits per Diffusion über Silikonmembran-Schläuche, andererseits durch feinste Blasen über gelochte Schläuche) zu testen sowie deren limnologische Auswirkungen zu untersuchen. Im wissenschaftlichen Begleitprogramm

wurden von 1988 bis 1992 die wichtigsten limnochemischen Parameter gemessen sowie Daten zum Plankton und zur Makrobenthos-Besiedlung des Seebodens erhoben, wobei folgende Ergebnisse erzielt wurden:

- Durch die Belüftung seit Sommer 1990 konnte erreicht werden, daß das Tiefenwasser während der kritischen Zeiten der Stagnationsphasen – bis auf August 1992 – nicht völlig sauerstofflos wurde.
- Aufgrund dieser Maßnahme sanken die Phosphorwerte während der Stagnationsphasen im Tiefenwasser ebenso wie der Ammoniumgehalt. Auch während der Zirkulationsphasen sowie im Jahresdurchschnitt wird seit Beginn der Belüftung im See – trotz steigender  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen in den Hauptzuflüssen – ein stetiges Absinken des Phosphorkonzentration registriert.
- Phyto- und Zooplankton besiedelte das Tiefenwasser sofort. Dagegen verschwand das Schwefelbakterium *Thiopedia rosea*. Eine Verschiebung des Kieselalgenvorkommens bis in den Sommer hinein kündigte sich seit 1992 an. Neue Arten traten in geringen Abundanz auf.
- Bei den Chironomiden (Zuckmücken) sowie den Ceratopogoniden (Gnitzen) ließ sich noch kein gesicherter Einfluß der Belüftung nachweisen. Lediglich die Oligochaeten (Wenigborstige Würmer) drangen seit der Belüftung in größere Tiefen vor.

## 5. Literatur

- RAU, M. (1991): Limnologische Untersuchungen der Benthosfauna des künstlich belüfteten, dimiktischen Argensees (Wangen/Allgäu). – Diplomarbeit, Universität Hohenheim, Institut für Zoologie.
- SCHUSZTER, G., ZINTZ, K., GUTTENBERGER, H.-G., RAHMANN, H. (1992): Zwei neue Systeme zur hypolimnischen Belüftung mit reinem Sauerstoff. – gwf-Wasser/Abwasser 133, H. 11: 591–595.
- ZINTZ, K., SCHUSZTER, G., RAU, M., GUTTENBERGER, H.-G., KRAFT, J., ZIEMANN, G. (1992): Forschungsprojekt „Sauerstoffbelüftung Argensee“; Zwischenbericht Dezember 1991. – Interner Bericht, Universität Hohenheim, Institut für Zoologie.

**Danksagung:** Das Forschungsprojekt wurde dankenswerterweise vom Naturschutzfonds Baden-Württemberg (BNL Tübingen), vom BMFT/AIF, der Firma Linde AG, der Firma mth Hamburg, der EVS und der Fürstlich zu Waldburg-Wolfegg'schen Verwaltung finanziell unterstützt.

Gaby Zintz und Klaus Zintz  
Institut für Zoologie – 220 –  
Universität Hohenheim  
70593 Hohenheim

## Rasante Eutrophierung eines Hochwasserrückhaltebeckens (HRB Herrenbachtal, Lkr. Göppingen)

Arnold Tomschi und Klaus Zintz

### 1. Einleitung

Das Hochwasserrückhaltebecken (HRB) Herrenbachtal am Rande des Schurwalds im baden-württembergischen Landkreis Göppingen besteht seit 1977. Insgesamt ist über die Ökologie der baden-württembergischen Hochwasserrückhaltebecken wegen ihres noch relativ jungen Alters verhältnismäßig wenig bekannt (z. B. KÜMMERLIN 1993). Die an Talsperren durchgeführten Untersuchungen lassen jedoch die Aussage zu, daß ein Speicherbauwerk von der Größe des Herrenbachsees (ca. 20 ha) nicht ohne vielfältige Folgen auf den Naturhaushalt bleibt. Dazu zählen vor allem die nachteiligen Auswirkungen der Eutrophierung im See sowie Veränderungen im Ober- und Unterlauf der zugehörigen Fließgewässer.

Im Rahmen einer Bestandsaufnahme wurden am HRB Herrenbachtal von Juli 1991 bis Juli 1992 vom Zoologischen Institut der Universität Hohenheim limnologische und faunistische Untersuchungen durchgeführt. Vorrangige Ziele waren dabei:

- die Beschreibung des aktuellen Zustandes von See, Zuflüssen und Abfluß,
- die Dokumentation der möglichen Auswirkungen der Stauanlage auf die Lebensgemeinschaft der zugehörigen Fließgewässer, sowie
- die Erarbeitung von Handlungsempfehlungen.

### 2. Untersuchungsgebiet, Arbeitsprogramm und Methoden

Das Hochwasserrückhaltebecken Herrenbachtal (bei Göppingen) liegt in einem engen und steilen Kerbtal des stark bewaldeten Keupergebiets. Das ca. 20 ha große, 1,3 km lange und maximal 16 m tiefe Rückhaltebecken hat im Dauerstau ein Gesamtvolumen von 1,03 Mio. m<sup>3</sup>, davon entfallen 1 Mio. m<sup>3</sup> auf das Hauptbecken und nur 0,03 Mio. m<sup>3</sup> auf das Vorbecken.

Das limnologische Untersuchungsprogramm umfaßte:

- Physikalische und wasserchemische Analysen (nach DEV) in der Vor- und Hauptsperre, in den drei natürlichen Zuflüssen sowie im Abfluß der Kläranlage Ober- und Unterberken (3000 EGW) und an drei Stellen im Abfluß.
- Abflußmessungen zur Frachtenberechnung der Nährstoffe (Zuflüsse und Abfluß).
- Zeitweiser Betrieb einer automatischen Meßstation im Kläranlagenbach.
- Kartierung der Schlammstärke.
- Bestimmung der Gewässergüte (viermalige Probenahme des Makrozoobenthos) nach DIN-Verfahren (DEV) sowie mit der Kopplungsanalyse nach BUCK (1977).
- Experimentelle Ausbringung künstlicher Substrate (Besiedlungskäfige).

### 3. Ergebnisse

Seit ihrer Inbetriebnahme 1977 unterlag das HRB Herrenbachtal einer rasanten Eutrophierung. Durch die Abwässer einer Kläranlage kam es zu einer beachtlichen Nährstoffanreicherung im HRB Herrenbachtal. Als Folge dieser Nährstoffanreicherung führte der Abbau von Algen zu einer erhöhten Sedimentation im Vorbecken und zu einer ungünstigen Entwicklung des Sauerstoffhaushaltes im See.

#### 3.1 Ergebnisse der Schlammkartierung

In der Hauptsperre (Seemitte) wurde eine relativ geringmächtige Schlammauflage mit 10 cm bis maximal 26 cm Schlammstärke gemessen, die Vorsperre wies mit Sedimenthöhen zwischen 52 cm bis maximal 112 cm (am Ablauf) nach nur 15jähriger Betriebsdauer bereits beachtliche Schlammengen auf. Dies zeigt einerseits, daß sie ihrer Funktion als Schlammfang und Nährstofffalle gerecht wurde. Andererseits weist dies auf eine hohe Verlandungstendenz hin, so daß davon auszugehen ist, daß vor allem im Mündungsgebiet der beiden Zuflüsse in wenigen Jahren weite Teile der Vorsperre verlandet sein werden.

#### 3.2 Limnochemische Ergebnisse

Nach den Kriterien der OECD (1982) war die Hauptsperre als eutroph und die Vorsperre sogar als hocheutroph mit deutlicher Tendenz zu polytroph zu klassifizieren. In der Hauptsperre war im Sommer ab 4 m kein Sauerstoff mehr vorhanden. Die kurze Phase der Herbstzirkulation reichte bei dem 16 m tiefen, in einem Kerbtal gelegenen Becken nicht aus, um den gesamten See hundertprozentig mit Sauerstoff aufzusättigen. Im Sommerhalbjahr reicherten sich Phosphor und Ammonium im Tiefenwasser an, die Werte bewegten sich allerdings mit maximal knapp 0,4 mg/l Gesamtphosphor (Durchschnitt 0,086 mg/l) und knapp 2 mg/l Ammonium ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) in dem für eutrophe Seen üblichen Rahmen.

Die Vorsperre war trotz ihrer geringen Tiefe von etwa 4 m und ihres im Vergleich zur Hauptsperre kühleren Wassers den ganzen Sommer über geschichtet. Über Grund wurden Spitzenwerte von rund 0,8 mg/l Phosphat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) bzw. 2,3 mg/l Gesamtphosphor sowie 6 mg/l Ammonium ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) gemessen. Aufgrund des hohen Nährstoffgehalts kam es zu starken Algenblüten mit einem Chlorophyll-a-Spitzenwert von 318  $\mu\text{g/l}$ . Auch die Sauerstoffverhältnisse waren charakteristisch für hocheutrophe Seen: An der Oberfläche traten Übersättigungen von weit über 400% auf, und im Sommer war ab 2 m Wassertiefe kein Sauerstoff mehr vorhanden.

Ursache für die starke Eutrophierung der Vorsperre in den vergangenen 15 Jahren waren eindeutig die hohen Phosphorfrachten, die über den Abfluß der Kläranlage Ober- und Unterberken in die Vorsperre gelangten. Die Hauptlast des Phosphoreintrags trug mit knapp 92% der Kläranlagenbach (Spitzenwerte bis knapp 3,5 mg/l o- $\text{PO}_4\text{-P}$ ), der jedoch nur 29% der gesamten zufließenden Wassermenge lieferte.

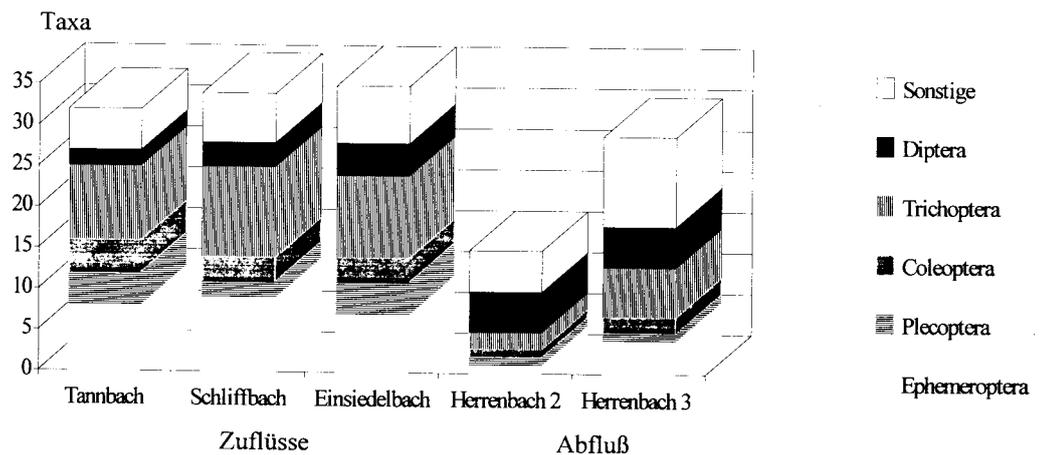
### 3.3 Faunistische Besiedlung der Fließgewässer

Die Stauanlage hatte auf die im abfließenden Bach lebende Fauna (Abb. 1) meßbar negative Auswirkungen. Insgesamt wurden 61 Makroinvertebraten-Taxa gefunden. Die größte Artenvielfalt zeigten dabei mit 32 bis 35 Taxa die drei natürlichen Zuflüsse. Auf der anderen Seite war mit nur 15 Taxa – bei zwei dominanten Taxa (Zuckmückenlarven und die Flußnapfschnecke *Ancylus fluviatilis*) – das weitaus geringste Arteninventar direkt unterhalb der Staumauer im Abfluß (Herrenbach 1) zu verzeichnen. Nach einer Fließstrecke von ca. 1 km (Herrenbach 2) hatte sich die Biozönose mit 29 Taxa wieder deutlich verbessert, erreichte aber nicht mehr die Vielfalt und Abundanz der natürlichen Zuflüsse.

Als Ursachen für diese negative Entwicklung der Biozönose unterhalb des HRB wurden neben der hydraulischen Belastung während der wöchentlichen Schieberkontrolle (kurzfristiger Wasserschwall mit 200 l/s) vor allem die Verschlammung des Bodenlückensystems (Interstitial) sowie zeitweise eine mögliche toxische Belastung durch Ammoniak festgestellt. Dieses entwickelte sich aus Ammonium, das zum einen von der Hauskläranlage eines Ausflugslokals am Fuße der Staumauer abgegeben wurde, zum anderen bei Hochwasser mit dem Tiefenwasser des HRB in den Abfluß gelangte.

### 4. Zusammenfassung

Die einjährigen limnologischen und faunistischen Untersuchungen am Hochwasserrückhaltebecken Herrenbachtal ergaben erhebliche anthropogene Beeinflussungen des Gewässersystems Herrenbachsee. So wies die Vorsperre eine starke Verschlammung und eutrophe bis polytrophe Verhältnisse auf. Dies konnte vor allem auf den hohen Phosphoreintrag durch die in das HRB entwässernde Kläranlage zurückgeführt werden. Ferner zeigte die Fließgewässer-Biozönose im Abfluß eine deutliche Beeinträchtigung durch die Stauhaltung. Zusammenfassend wurden folgende Ergebnisse erzielt:



**Abb. 1:** Taxaverteilung der wichtigsten Tiergruppen in den natürlichen Zuflüssen und im Abfluß

**Zustand der Hauptsperre:** eutroph, im Sommer ab 4 m Tiefe kein Sauerstoff, Anreicherung von Ammonium und Phosphor im Tiefenwasser.

**Zustand der Vorsperre:** hocheutroph mit deutlicher Tendenz zu polytroph, im Sommer ab 2 m Tiefe kein Sauerstoff, starke Algenblüten (hohe Sauerstoffübersättigung an der Oberfläche).

**Zuflüsse des Herrenbachsees:** hohe Phosphatkonzentrationen im Kläranlagenbach, Gewässergüte II (Tendenz II – III) im Kläranlagenbach, Gewässergüte I – II in den natürlichen Zuflüssen.

**Abfluß Herrenbachsee (Herrenbach):** Gewässergüte II – III, verbessert sich im Längsverlauf auf knapp II, gestörter Temperaturhaushalt, zeitweise toxischer Ammoniakgehalt, Verschlammung des Substratlückensystems, Verarmung der bodenbesiedelnden Tierwelt.

## 5. Fazit

Durch das Einleiten von gereinigtem Abwasser erfuhr das Hochwasserrückhaltebecken seit seinem Bestehen eine rasante Eutrophierung. Als Konsequenz ist vor allem eine Verringerung der zufließenden Phosphorfrachten zu fordern.

## 6. Literatur

- BUCK, H. (1977): Anleitung zur Benutzung der Kopplungsdatei. – Vervielfältigtes Manuskript der Landesanstalt für Umweltschutz, Außenstelle Stuttgart.
- DEV: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Loseblattsammlung. – Verlag VCH, Weinheim.
- KÜMMERLIN, R. (1993): Limnologische Untersuchungen an Hochwasserrückhaltebecken. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1992 der DGL: 299–303.
- OECD (1982): Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control. Bericht der OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development), Paris.

**Danksagung:** Das Forschungsprojekt wurde dankenswerterweise vom Wasserverband Fils finanziell und organisatorisch unterstützt.

Arnold Tomschi und Klaus Zintz  
Institut für Zoologie  
Universität Hohenheim  
70593 Hohenheim

## Vorkommen und Verbreitung aquatischer Makroinvertebraten im Wurzacher Ried (Lkr. Ravensburg)

W. Jansen, M. Koch, J. Tham, A. Butke und H. Rahmann

### 1. Einleitung

Der Hochmoorkomplex des Wurzacher Riedes liegt in Baden-Württemberg im ober-schwäbischen Alpenvorland. Es beherbergt den größten zusammenhängenden, noch intakten Hochmoorschilf Mitteleuropas (KAULE 1974). Dennoch sind etwa ein Fünftel der ursprünglichen Hochmooroberfläche durch Entwässerung, wie beispielsweise im Rahmen industriellen Torfabbaus im Haidgauer Torfstichgebiet, erheblich gestört. Mit dem Renaturierungsprojekt Wurzacher Ried wurde ein umfassender Plan zur Rückführung der gestörten Moorbereiche in einen natürlichen Zustand konzipiert. Dieser beinhaltet schwerpunktmäßig umfangreiche Wiedervernässungsmaßnahmen im Haidgauer Torfstichgebiet (BÖCKER & al. 1994). Im Rahmen der faunistischen Erfolgskontrolle dieser Maßnahmen (JANSEN & RAHMANN 1994) wurde in den Jahren 1991–1993 im Haidgauer Torfstichgebiet u.a. Erhebungen zur aquatischen Makroinvertebratenfauna durchgeführt. Ziel der Untersuchung ist es, an Hand von Zoozönosen und einzelnen Zeigerarten den Erfolg der Wiedervernässungsmaßnahmen zu beurteilen. Da zu Untersuchungsbeginn, außer für einzelne Ordnungen, kaum Daten zum Vorkommen und zur Verbreitung aquatischer Makroinvertebraten im Haidgauer Torfstichgebiet vorlagen, wurde zuerst eine Bestandsaufnahme durchgeführt, die soweit möglich die Situation vor Beginn der Maßnahmen repräsentiert. Diese bildet die Grundlage für die Dokumentation von Veränderungen in der Artenzusammensetzung und/oder in der Abundanz einzelner Arten im Zuge des Eingriffs.

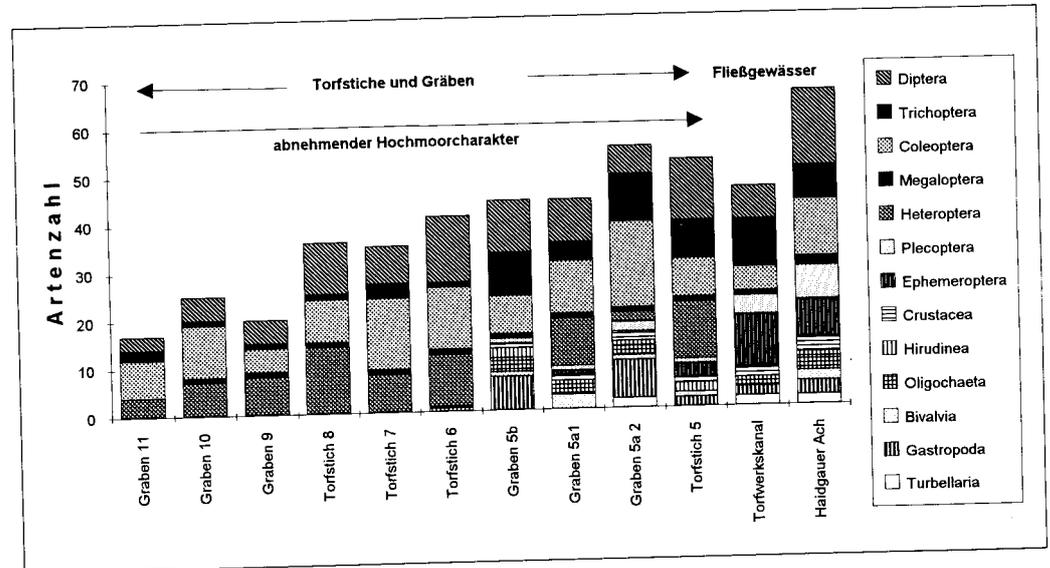
### 2. Material und Methode

Stellvertretend für die Vielzahl der im Haidgauer Torfstichgebiet vorkommenden Klein- und Kleinstgewässer wurden einzelne Gewässer dahingehend ausgesucht, daß alle im Gebiet anzutreffenden Gewässertypen durch mindestens ein Untersuchungsgewässer repräsentiert waren. Diese wurden zur Ermittlung der wesentlichen Standortfaktoren hinsichtlich ihrer Struktur, Vegetation und Wasserchemie typisiert. Die Probenahme erfolgte qualitativ mittels Handkeschern und an vier Gewässern zusätzlich quantitativ mittels Emergenzfallen. Neben diesen routinemäßigen Probenahmen zur Erfassung der gesamten aquatischen Makroinvertebratenfauna wurden Schwerpunktuntersuchungen an Heteropteren, Trichopteren und Dipteren durchgeführt.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### Makroinvertebratenzönose

Insgesamt wurde für die Makroinvertebratenzönose des Haidgauer Torfstichgebiets 177 Arten und 46 höhere Taxa nachgewiesen. Dabei stellen die Coleopteren mit 53 Arten den größten Anteil, gefolgt von den Dipteren mit 40 Arten bzw. höheren Taxa und den Trichopteren mit 32 Arten.



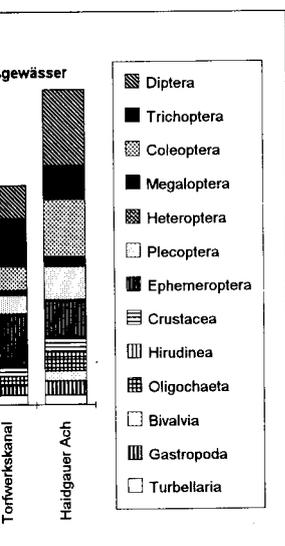
**Abb. 1:** Übersicht aller im Haidgauer Torfstichgebiet nachgewiesenen Arten/Taxa unter den aquatischen Makroinvertebraten. Die Gewässer sind nach ihrem Hochmoorcharakter geordnet.

Generell scheint trotz der teilweise erheblichen Standortveränderungen in den Torfstichen und Entwässerungsgräben des Haidgauer Torfstichgebiets noch eine weitgehend typische Hochmoorfauna vorzukommen. Dies drückt sich u.a. dadurch aus, daß mit zunehmendem Hochmoorcharakter der Gewässer einzelne Invertebraten-Ordnungen nicht mehr nachzuweisen sind. So konnten in den Gräben 9 – 11 und den Torfstichen 6 und 7 keine Vertreter der schon von PEUS 1932 als hochmoorfeindlich oder tyrphoxen bezeichneten Ordnungen Gastropoda, Bivalvia, Hirudinea, Ephemeroptera, Plecoptera, Turbellaria, Crustacea und Oligochaeta gefunden werden (Abb. 1). Darüberhinaus sinkt die Gesamtartenzahl aquatischer Makroinvertebraten in den einzelnen Gewässern ab, und auch innerhalb der verbliebenen Ordnungen nimmt der Anteil der charakteristischen Moorarten zu.

#### *Trichoptera*

Im gesamten Haidgauer Torfstichgebiet wurden insgesamt 32 Trichopterenarten aus 8 Familien nachgewiesen. Sämtliche Stehgewässer werden von Vertretern der Familien Phrygaenidae und Limnephilidae dominiert, während bei zunehmendem Fließcharakter der Gewässer Vertreter anderer Familien (Psychidae, Polycentropodidae) hinzutreten und die Anzahl der nachgewiesenen Arten stark zunimmt. In Gewässern mit typischem Hochmoorcharakter tritt die

r Torfstichgebiets 177 Ar-  
ten mit 53 Arten den größ-  
Taxa und den Trichopteren



unter den aquatischen Makro-  
invertebraten.

Ergebnisse in den Torfstichen  
zeigen eine weitgehend typische  
Zusammensetzung, daß mit zunehmendem  
Störungsgrad die Artenzahl abnimmt und  
Arten nicht mehr nachzu-  
finden sind. In den Torfstichen 6 und 7  
keine Vertreter der  
gekennzeichneten Ordnungen Ga-  
llinellaria, Crustacea und Oli-  
gochaeta. Die Gesamtartenzahl aquatischer  
Invertebraten innerhalb der verbliebenen  
Arten ist gering.

Trichopterenarten aus 8 Famili-  
en. In den Torfstichen 6 und 7  
keine Vertreter der  
gekennzeichneten Ordnungen Ga-  
llinellaria, Crustacea und Oli-  
gochaeta. Die Gesamtartenzahl aquatischer  
Invertebraten innerhalb der verbliebenen  
Arten ist gering.

Phrygaenide *Oligotricha striata* in hoher Abundanz auf. Besteht allerdings im Gewässer ein mineralischer Einfluß, ist die Artenzahl im Vergleich zu den Hochmoorstandorten erhöht und es treten mit *Limnephilus rhombicus* und *Limnephilus flavicornis* ausgesprochen euryöke Arten auf.

#### Aquatische Heteroptera

Im Haidgauer Torfstichgebiet wurden insgesamt 16 Wasserwanzenarten nachgewiesen, wobei die Gattung *Gerris* mit 5 Arten dominiert. Vergleicht man die Verbreitung der Wasserwanzenarten innerhalb der verschiedenen Gewässertypen, fällt auf, daß einige Arten wie *Hesperocorixa linnei*, *Gerris paludum* und *Gerris gibbifer* ausschließlich in den ombrotrophen Hochmoorgewässern auftreten. Einige eher als euryök zu charakterisierende Arten wie *Gerris odontogaster*, *Hesperocorixa sahlbergi*, *Notonecta glauca*, und *Gerris lacustris* dagegen kommen in allen Gewässern vor. Teilweise lassen sich letztere Arten auch in den sonst an Wasserwanzen artenarmen Fließgewässern finden. Das Fehlen der meisten Wasserwanzenarten im minerotroph geprägten Graben 5a läßt sich wahrscheinlich auf die starke Beschattung und den sommerkalten Verhältnisse zurückführen.

#### Diptera

Die Dipteren sind eine der dominierenden Gruppen in allen Gewässern des Haidgauer Torfstichgebiets sowohl hinsichtlich ihrer Artenzahl als auch der Abundanz einzelner Taxa. Innerhalb der Dipteren finden sich deutliche Unterschiede im Artenspektrum zwischen den einzelnen Gewässern. Dabei ist generell eine merkliche Abnahme der Artenzahl in Richtung ungestörtes Hochmoor zu beobachten. Vergleicht man Emergenzfallenfänge eines saueren Zwischenmoorgewässers mit einem Hochmoorgewässer, zeigt sich, daß die dominierende Gruppe in beiden Fällen die Dipteren sind. Auffällig dabei ist aber, daß im Hochmoorgewässer neben den Chironomiden die anderen Diptereengruppen nur noch in einem sehr geringem Maße vorkommen. Im Gegensatz dazu tritt im Zwischenmoorgewässer mit den Dolichopodiden (Brachycera), wenn auch zeitlich begrenzt, eine zweite dominante Diptereengruppe auf.

#### 4. Zusammenfassung

Die Untersuchungen der aquatischen Makroinvertebraten im Haidgauer Torfstichgebiet des Wurzacher Riedes zeigen, daß typische Hochmoorgewässer durch eine geringe Artenzahl innerhalb weniger dominierender Ordnungen geprägt sind. Diese beschränken sich im wesentlichen auf wenige Arten der Coleopteren, Trichopteren und Dipteren. Identische Resultate liegen auch aus anderen anthropogen beeinflussten präalpinen Hochmoorkomplexen (BURMEISTER 1982). Mit zunehmender Störung des ombrotrophen Charakters eines Gewässers, vor allem durch den Einfluß mineralischen Bodenwassers, steigt die Artenzahl deutlich an, und es treten weitere Ordnungen hinzu. Diese Unterschiede deuten darauf hin, daß Arten mit eher euryöken Ansprüchen in gestörte Hochmoorbereiche eingewandert sind. Dies vermutlich auch, da ihre angestammten Lebensräume, wie typische Feuchtgebiete durch den Menschen, zerstört wurden. Wie auch in anderen gestörten Mooregebieten dient das Wurzacher Ried diesen Ubiquisten oder auch Feuchtgebietspezialisten als Ersatzlebensraum (RIECKEN 1992). An Hand der aquatischen Makroinvertebratenzönose kann eine Einstufung der ein-

zelen Gewässer hinsichtlich des Grades ihres Hochmoorcharakters vorgenommen werden. Dabei sind nicht nur Hoch-, Zwischen- und Niedermoorgewässer zu unterscheiden, sondern es lassen sich auch Unterschiede zwischen den Gewässern innerhalb dieser drei Gruppen hinsichtlich ihres Sukzessionsstadiums erkennen. Dabei scheinen einzelne Strukturparameter der Gewässer, wie z. B. der Deckungsgrad flutender Sphagnen, entscheidend für das Vorkommen und die Häufigkeit bestimmter Arten zu sein.

### Literatur

- BÖCKER, R., JANSEN, W., KAULE, G., POSCHLOD, P., RAHMANN, H., RECK, H. SCHUCKERT, U., (1994): Monitoring des Hochmoorkomplexes Wurzacher Ried, Teil 1: Einführung, Hohenheimer Umwelttagung 26
- BURMEISTER (1982): Die Fauna des Murnauer Moores, Entomofauna Supplement 1: 464 S.
- JANSEN, W., & RAHMANN, H. (1994) Monitoring des Hochmoorkomplexes Wurzacher Ried, Teil 3: Monitoring der Fauna, Teil 3.1. Erfolgskontrolle im Haidgauer Torfstichgebiet, Hohenheimer Umwelttagung 26
- KAULE, G. (1974): Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. Landschaftsökologische Untersuchungen mit besonderer Berücksichtigung der Ziele der Raumordnung und des Naturschutzes. Diss. Bot. 27 345 S.
- KOHLER, A., RAHMANN, H., GREMER, D., JANSEN, W.; KOCH, M.; POSCHLOD, P.; SCHUCKERT, U.; THAM, J. (1994): Wissenschaftliche Begleituntersuchungen der Wiedervernäsungsmaßnahmen innerhalb des Renaturierungsprojekts Wurzacher Ried – Abschlußbericht für die Jahre 1991–1993. – Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie und Institut für Zoologie, Universität Hohenheim, in Vorbereitung
- PEUS, F., (1932): Die Tierwelt der Moore – Handbuch der Moorkunde, Bd. III. Berlin. 277 S.
- RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen – Grundlagen und Anwendungen. Schriftenreihe f. Landsch. Pfl. u. Natursch. 36: 187 S.

rs vorgenommen werden.  
zu unterscheiden, sondern  
o dieser drei Gruppen hin-  
nzelne Strukturparameter  
entscheidend für das Vor-

RECK, H. SCHUCKERT, U.,  
Ried, Teil 1: Einführung,

Supplement 1: 464 S.  
complexes Wurzacher Ried,  
Haidgauer Torfstichgebiet,

ls und der Vogesen. Land-  
ksichtigung der Ziele der

POSCHLOD, P.; SCHUCKERT,  
ungen der Wiedervernä-  
ts Wurzacher Ried –  
dschafts und Pflanzenöko-  
Vorbereitung

nde, Bd. III. Berlin. 277 S.  
rarten und Tiergruppen –  
Pfl. u. Natursch. 36: 187 S.

## Gewässeruntersuchungen im Einflußbereich von Altdeponien

Beate Baier, Berthold Kappus, Jürgen Böhmer, Hinrich Rahmann

### Einleitung

Fließgewässer sind vielfältigen Belastungen ausgesetzt, welche die Wasserqualität und damit vor allem auch die Lebensgemeinschaften der Bäche und Flüsse beeinträchtigen. So sind beispielsweise in Baden-Württemberg bisher ca. 10 000 Deponien und gewerbliche Flächen mit Altablagerungen registriert. Ihre Gesamtzahl wird jedoch auf 35 000 geschätzt (STAATSANZEIGER, 1993). Von diesen grenzen viele an Fließgewässer an, die beeinflusst werden könnten. Manche Deponien emittieren Nähr- und Giftstoffe in z.T. hohen Konzentrationen (EHRIG, 1978; KALWEIT, 1986; LOTTNER, 1991). Während Wasserhaushalt und chemische Vorgänge innerhalb von Deponien bereits relativ gut untersucht wurden (z.B. EHRIG, 1978), sind biologisch-ökologische Auswirkungen der Deponiesickerwässer auf die angrenzenden Fließgewässer bundesweit nahezu unbekannt (u.a. FRIEDRICH; MAUCH; BUNDESGESUNDTHEITSAMT; HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ; BRAUKMANN; schriftliche und mündliche Mitteilungen, 1994).

### Untersuchungsgebiet und Methoden

Im Zeitraum von Februar bis November 1993 wurden daher exemplarisch fünf Fließgewässersysteme im Einflußbereich von 20–40 Jahre alten, abgedeckten und teilweise rekultivierten Hausmülldeponien im Raum Nürtingen südlich von Stuttgart untersucht. Ziel dieser Untersuchung war es, etwaige chemische Veränderungen des Wassers und Beeinträchtigungen der Wirbellosenfauna durch die Deponiesickerwässer zu erfassen und zu beurteilen. Für die Deponien wurden folgende Kenndaten ermittelt:

- Deponie **Bärleberg**: Genehmigt seit 1968; Fläche ca. 4 ha; Volumen >13000 m<sup>3</sup>; Füllung unbekannt; Sickerwasserkanal mündet in den **Riedbach**.
- Deponie **Öhmdwiesen**: Betriebszeit 1962 bis 1968 oder 1970; Fläche ca. 5 ha; Füllung Hausmüll, Bauschutt und Kalkbrühe; **Talbach** fließt unter der Deponie hindurch.
- Deponie **Schimmel**: Genehmigt seit 1967; Fläche >5 ha; Volumen 1,2 Mio m<sup>3</sup>; Füllung unbekannt; **Schlierbach** fließt an der Deponie vorbei.
- Deponie **Kirchert**: Betriebszeit 1961 – 1980; Fläche ca. 10 ha; Füllung Hausmüll, Erde und Klärschlamm; **Humpfenbach** fließt verdolt unter der Deponie hindurch.
- Deponie **Fasnachtäcker**: Genehmigt seit 1966; Fläche ca. 1 ha; Volumen >1200 m<sup>3</sup>; Füllung Hausmüll und Bauschutt; **Aischenbach** fließt an der Deponie vorbei und erhält Sickerwässer.

Der Schwerpunkt der Studie lag auf biologisch-ökologischen Untersuchungen der Fließgewässerfauna nach DIN im Frühjahr und im Herbst 1993. Die Besiedlungsdichte der einzelnen

Bachabschnitte wurde durch Exposition von Sedimentkäfigen ermittelt. Im Einflußbereich der Deponien Bärlenberg und Kirchert wurden Bachflohkrebs ausgebracht, um eine Schädigung dieser Tiere durch die Sickerwässer zu überprüfen. Zusätzlich zu den biologischen Untersuchungen wurden physikalisch-chemische Wasseranalysen folgender Parameter im Bereich der Deponien durchgeführt: elektrische Leitfähigkeit, Lufttemperatur, Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration und -sättigung, pH-Wert, Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>), Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Färbung, Trübung, Gesamthärte, Karbonathärte, Ammonium, Nitrit, Nitrat, Phosphat, Gesamteisen und Chlorid.

Die ermittelten Ergebnisse wurden schließlich nach folgenden verschiedenen statistischen Verfahren ausgewertet: Saprobienindex nach DIN 38410 (DEV), Kopplungsanalyse nach BUCK (1986), Ähnlichkeitsberechnung nach SØRENSEN (zitiert in SCHWERDTFEGER, 1975), Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN (1904) und Rhithron-Ernährungs-Typen-Index (RETI) nach SCHWEDER (1990).

### Ergebnisse und Diskussion

An Riedbach, Talbach und Humpfenbach wurden deutliche Veränderungen der Wasserparameter Ammonium, Nitrit und Eisen durch die Sickerwässer der Deponien festgestellt. Für alle anderen gemessenen Parameter konnten keine Konzentrationsänderungen festgestellt werden.

Im Sickerwasserkanal der Deponie Bärlenberg, unterhalb dieses Sickerwasserzutritts im Riedbach, im Talbach unterhalb der Deponie Öhmdwiesen und im Humpfenbach unterhalb der Deponie Humpfenbach ist die Gewässersohle flächig mit Eisenockerablagerungen [FeO(OH)] überzogen. Dadurch ist in diesen Bachabschnitten die Besiedlung durch Gewässerorganismen deutlich vermindert und die Selbstreinigungskraft der Fließgewässer reduziert. Das Lückensystem der Gewässersohle ist hier durch Eisenocker verfüllt; damit ist dieser Lebensraum für die Makroinvertebraten zerstört. Im Talbach und im Humpfenbach wurden diese Eisenüberzüge auch auf Tieren, wie z.B. Steinfliegenlarven und Bachflohkrebsen gefunden. Die Eisenockerüberzüge auf den Wirbellosen wurden mit der Berliner Blau Reaktion nachgewiesen.

In allen drei Bächen ist die Ammoniumkonzentration durch die Sickerwässer so hoch, daß aufgrund der pH-Werte und der Wassertemperaturen der Ammoniakanteil die für Fischbrut, empfindliche Fischarten und Wirbellose kritische Konzentration von 0,01 mg/l NH<sub>3</sub> erreicht oder sogar übersteigt.

In Riedbach, Talbach und Humpfenbach überschreitet die Konzentration des giftigen Nitrits aufgrund der Sickerwässer den EG-Leitwert deutlich.

Diese chemische Belastung durch die Sickerwässer der Deponien Bärlenberg, Öhmdwiesen und Kirchert beeinträchtigt die Biozöosen in Riedbach, Talbach und Humpfenbach offensichtlich. So wurden im Riedbach deutliche arten- und individuenbezogene Bestandsänderungen von 1/3 der Wirbellosenarten unterhalb der Sickerwassereinleitung registriert. Diese Veränderungen im Organismengefüge sind einerseits auf organische Belastungen zurückzuführen, die u.a. durch die Abnahme des Rhithron-Ernährungs-Typen-Index (RETI) belegt werden. Darüberhinaus sind toxische Einflüsse nicht auszuschließen. Aufgrund der Ammonium- und Nitritbelastung ist der Riedbach für Fische, wie Bachforelle, Mühlkoppe und El-

ermittelt. Im Einflußbereich  
gebracht, um eine Schädli-  
zlich zu den biologischen  
n folgender Parameter im  
Lufttemperatur, Wasser-  
ochemischer Sauerstoffbe-  
ung, Gesamthärte, Karbo-  
chlorid.

verschiedenen statistischen  
) , Kopplungsanalyse nach  
ert in SCHWERDTFEGER,  
l Rhithron-Ernährungs-Ty-

nderungen der Wasserpara-  
eponien festgestellt. Für al-  
nderungen festgestellt wer-

es Sickerwasserzutritts im  
im Humpfenbach unterhalb  
it Eisenockerablagerungen  
e Besiedlung durch Gewäs-  
ft der Fließgewässer redu-  
ocker verfüllt; damit ist die-  
ach und im Humpfenbach  
iegenlarven und Bachfloh-  
n wurden mit der Berliner

Sickerwässer so hoch, daß  
iakanteil die für Fischbrut,  
von 0,01 mg/l NH<sub>3</sub> erreicht

entration des giftigen Nitrits

en Bärleberg, Öhmdwiesen  
ch und Humpfenbach offen-  
uenbezogene Bestandsände-  
reinleitung registriert. Diese  
sche Belastungen zurückzu-  
Typen-Index (RETI) belegt  
ießen. Aufgrund der Ammo-  
niforelle, Mühlkoppe und El-

ritze nicht mehr geeignet. Eine Wiederbesiedlung durch diese Fischarten aus dem Tiefenbach ist durch die Verdolung des Riedbachs auf den letzten 100 Metern unmöglich. Eine Belastung des Folgegewässers Tiefenbach durch den Riedbach ist bezüglich der untersuchten chemischen und biologischen Parameter nicht vorhanden.

Die Erhebungen im Talbach ergaben deutliche Hinweise darauf, daß die Wirbellosenfauna im Herbst 1993 im Vergleich zum Frühjahr 1993 durch die Deponiesickerwässer geschädigt wurde. In diesem Zeitraum war auch die Ammoniumbelastung unterhalb der Deponie Öhmdwiesen höher als im Frühjahr. Die Eisenockerüberzüge sowohl auf der Gewässersohle als auch auf den Tieren wurden im Herbst ebenfalls verstärkt festgestellt. Dabei zeigte sich, daß genau für diejenigen Zoobenthos-Arten Bestandseinbußen festgestellt wurden, die deutlich mit Eisenocker überzogen waren, so daß von einer unmittelbaren Schädigung auszugehen ist. So war der Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*) oberhalb des Zuflusses mit etwa 1000 Tieren (pro 30 Minuten Sammelzeit) vertreten, während unterhalb nur etwa 200 Tiere gefunden wurden. Die Steinfliege *Nemoura cinerea* kam oberhalb mit 30 Individuen vor, unterhalb hingegen wurde nur ein einziges Exemplar gefunden. Zusätzlich sind die Ernährungsbeziehungen unterhalb der Deponie „übermäßig belastet“ (SCHWEDER, 1990). Im Rahmen der Gewässeruntersuchung war eine Toxizität unterhalb der Deponie Öhmdwiesen im Herbst „wahrscheinlich“, so daß zusätzlich mit Emissionen von Schwermetallen und Organotoxantien gerechnet werden muß.

Die Gewässergüte im Humpfenbach nahm unterhalb der Deponie Kirchert von Güteklasse I-II auf II ab. Dabei wurden zusätzlich Bestandsveränderungen bei 40% der Makrozoobenthosarten festgestellt. Das Ernährungsgefüge ist unterhalb als „gestört“ anzusehen. Neben hohen Eisen- und Ammoniakkonzentrationen sowie etwaigen kurzfristig hohen chemischen Stoßbelastungen kommt auch eine Belastung durch Schwermetalle aus der Deponie Kirchert als Ursache für die beobachteten Veränderungen der Biozönose in Frage.

An zwei von fünf Bächen (Schlierbach und Aischenbach) konnten keine chemischen und biologischen Auswirkungen der Deponien auf die Fließgewässer festgestellt werden. So wurde zwar aufgrund der chemischen und biologischen Untersuchungsergebnisse deutlich, daß der Schlierbach einer Belastung ausgesetzt ist, die die Biozönose erheblich beeinträchtigt: Es fehlen sowohl Fische als auch Bachflohkrebse, und das Ernährungsgefüge ist „deutlich gestört“. Dieses biologische Defizit muß auf Ursachen oberhalb der Deponie zurückgeführt werden, die eventuelle Auswirkungen der Deponiesickerwässer vollständig überlagern. Eine Belastung des Folgegewässers Autmut durch Emissionen des Schlierbachs war nicht erkennbar.

Im Aischenbach wurden weder chemische Veränderungen des Wassers noch Beeinträchtigungen der Biozönose durch Sickerwässer der Deponie Fasnachtacker festgestellt.

### Zusammenfassung

Die exemplarischen Gewässeruntersuchungen im Einflußbereich von fünf Deponien, haben gezeigt, daß auch bei nicht mehr in Betrieb stehenden, abgedeckten Hausmülldeponien noch mit z.T. erheblichen Emissionen durch Sickerwässer zu rechnen ist. Die Nähr- und Giftstoffe führen an drei von fünf nachfolgenden Fließgewässern zu Störungen im Organismengefüge.

Diese Störungen beschränken sich zumeist auf maximal 1,5 km Fließstrecke unterhalb der Sickerwassereinleitung. Folgegewässer sind aufgrund von Verdünnungseffekten jedoch nicht weiter betroffen.

### Literatur:

- BUCK, H. (1986): Vergleichende Gewässergütebeurteilung mit Hilfe der Kopplungsanalyse unter Verwendung statistischer Parameter. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, Band 40, Verlag Oldenbourg, München: 117–132.
- DEV: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Loseblattsammlung, Verlag VCH, Weinheim.
- EHRIG, H. J. (1978): Sickerwasser aus Deponien: Herkunft, Menge, Zusammensetzung. Abfallwirtschaft an der TU Berlin, 3: 27–54.
- EHRIG, H. J. (1978): Sickerwasser aus Mülldeponien – neuere Erkenntnisse. 10. Seminar zur Abfallwirtschaft an der TU Berlin: 1–32.
- KALWEIT, H. (1986): Sickerwasser aus Abfalldeponien. Handbuch des Umweltschutzes, 23.
- LOTTNER, U., (1991): Sickerwasser aus Hausmülldeponien, Bay. Landesanstalt für Umweltschutz, Schriftenreihe, Heft 108: 69–77.
- SCHWEDER, H., (1990): Rithron-Ernährungs-Typen-Index (RETI) – ein Parameter zur Beschreibung und Bewertung der Ernährungsbeziehungen von Makroinvertebraten in kleinen Fließgewässern.– Erweiterte Zusammenfassung der DGL-Jahrestagung in Essen 1990: 325–329.
- SCHWERDTFEGER, F. (1975): Ökologie der Tiere. Band III : Synökologie.– Parey Verlag, Hamburg – Berlin, 451 S.
- SPEARMAN, C., (1904): The proof and measurement of association between two things. Amer. J. Psychol. 15: 72–101

Dipl. Biol. B. Baier  
Dipl. Biol. B. Kappus  
Dr. J. Böhmer  
Prof. Dr. H. Rahmann  
Universität Hohenheim, Institut für Zoologie  
Garbenstr. 30  
70599 Stuttgart

gefördert durch Mittel der Stadt Nürtingen

## Gefährdet das regelmäßige Ablassen von Fischweihern deren Biozönose?

### Einfluß des Ablassens von Weihern auf die Libellen-Biozönose

Klaus Zintz, Sabine Enke-Zörlein, Ulrike Hahn, Günter Heimbach, Annette König, Dietmar Rothmund und Hinrich Rahmann

#### 1. Einleitung

Seit dem Mittelalter schuf der Mensch im oberschwäbischen Voralpenraum zahlreiche kleine, ablaßbare Stehgewässer (Weiher), die neben der Fischzucht oft noch weitere Funktionen zu erfüllen hatten. In jüngster Zeit mehrten sich von seiten des Naturschutzes die Bedenken, daß mit dem regelmäßigen Ablassen dieser Weiher ein negativer Eingriff in die Natur verbunden sein könnte. In einem mehrjährigen Forschungsprojekt soll daher vor allem die Frage geklärt werden, wie sich das Ablassen auf die Biozönose dieser Lebensräume auswirkt.

#### 2. Arbeitsprogramm und Methoden

Zur Beantwortung dieser Fragestellung wurde ein umfangreiches Arbeitsprogramm durchgeführt. An ausgewählten Weihern im Landkreis Ravensburg wurden limnochemische und faunistische sowie parallel dazu vegetationskundliche Untersuchungen (siehe BAUER & POSCHLOD, selber Band) vorgenommen. Ferner wurden Daten zur historischen Entwicklung der Untersuchungsgewässer erhoben. Auch die zugehörigen Fließgewässer (Zufluß, Abfluß) wurden teilweise limnofaunistisch bearbeitet, um den Einfluß des Ablassens auf die dort lebende Biozönose erfassen zu können. Als Gesamtergebnis dieser Arbeiten ist am Ende des Projekts ein Handlungskonzept für ablaßbare Weiher auszuarbeiten.

**Schwerpunkt Libellenfauna:** Im Rahmen der faunistischen Untersuchungen wurden die bodenbesiedelnde Tierwelt (Makrobenthos, besonders Libellen, Chironomiden und Oligochaeten), das Plankton (Phyto- und Zooplankton) sowie die Amphibien eingehend bearbeitet. Dabei bildeten die Libellen einen besonderen Schwerpunkt, da die einzelnen Arten unterschiedliche Überwinterungsstrategien – als Ei, ein- oder mehrjährige Larve, Imago – entwickelt haben. Als Arbeitshypothese wurde daher postuliert, daß sich die unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen der Weiher – nicht ablassen sowie ablassen und über Winter trocken liegen lassen – auf die Artenzusammensetzung dieser Tiergruppe deutlich auswirken würden.

Bei den in Tab. 1 aufgeführten Untersuchungsgewässern handelt es sich in der Regel um unterschiedlich bewirtschaftete Weiherpaare, das heißt im Winterhalbjahr vor der Untersuchung wurde ein Weiher des betreffenden Paares – oder Triplets – nicht abgelassen, der andere bzw. die anderen Weiher des betreffenden Verbunds waren im Herbst abgelassen worden und lagen den Winter über trocken. Der Osterholzweiher wurde im Frühjahr 1993 experimentell durch eine Holz-Spundwand in Nord-Süd-Richtung in zwei etwa gleich große Teile geteilt. Drei Weiher wurden in zwei aufeinander folgenden Jahren untersucht, um den Einfluß unterschiedlicher Wetterverhältnisse abschätzen zu können. Alle Untersuchungsgewässer waren unter 1 ha groß. Die maximale Tiefe betrug 3 m (Tiefweiher), meist waren die Gewässer jedoch wesentlich flacher (Sichttiefe immer bis zum Grund).

Die Libellenfauna der untersuchten Weiher wurde während 10 bis 20 Begehungen in den beiden Sommerhalbjahren 1992 und 1993 erfaßt, wobei vor allem auf Exuvienfunde Wert gelegt wurde. Lediglich Oberer und Unterer Schönebürgerweiher sowie Osterholzweiher wurden 1992 nur dreimal während der Vegetationsperiode begangen. Als Nachweis der Bodenständigkeit diente der Fund von Exuvien und ausgewachsenen Larven sowie die Beobachtung eines Schlupfvorgangs. Als potentiell bodenständig wurden Paarungsverhalten und Eiablage gewertet.

### 3. Ergebnisse

Einen Überblick über die an den untersuchten Gewässern gefundenen Libellenarten mit Angaben zur Häufigkeit und Bodenständigkeit gibt Tab. 1. Erwartungsgemäß dominierten an den kleinen Stehgewässern die Ubiquisten sowie die Arten der ausgeprägten Ufervegetation. Erstaunlicherweise wurden selbst in abgelassenen und gewinterten Weihern Exuvien von Larven-Überwinterern gefunden, teilweise sogar in durchaus beachtlicher Anzahl; so zum Beispiel am Langmoosweiher 1992 ca. 30 Exuvien von *Libellula quadrimaculata*, die als Larve mehr als ein Jahr im Wasser überdauern muß.

Ordnet man die an den einzelnen Weihern beobachteten bodenständigen Libellenvorkommen nach Artenzahlen, so fällt auf, daß tendenziell in dauernd angestauten Weihern mehr Arten bodenständig vorkamen als in abgelassenen und gewinterten Gewässern. Diese Beobachtung trifft auch dann zu, wenn man die Flugbeobachtungen und wahrscheinlichen Bodenständigkeiten hinzu nimmt, also die Libellenfauna insgesamt betrachtet. Allerdings fanden sich auch unter den gewinterten Weihern teilweise beachtliche Artenzahlen, wie beispielsweise 1992 in dem bereits erwähnten Langmoosweiher 16 Arten. Umgekehrt konnten in manchen dauernd angestauten Weihern nur recht wenig Libellenarten angetroffen werden. So wurden im Tiefweiher – er war unter anderem mit Graskarpfen besetzt – nur 11 Arten gefunden. Die dauernd angestauten Gewässer Osterholzweiher mit 8 Arten sowie Oberer Schönebürger Weiher mit 4 Arten wurden 1992 nur dreimal begangen, was aber das Auftreten geringerer Artenzahlen nur teilweise erklären kann.

**Tab. 1:**  
Libellenfauna der untersuchten Weiher, geordnet nach Habitatansprüchen.

es sich in der Regel um un-  
 bjahr vor der Untersuchung  
 abgelassen, der andere bzw.  
 abgelassen worden und lagen  
 r 1993 experimentell durch  
 h große Teile geteilt. Drei  
 ht, um den Einfluß unter-  
 ersuchungsgewässer waren  
 meist waren die Gewässer je-

20 Begehungen in den bei-  
 f Exuvienfunde Wert gelegt  
 die Osterholzweiher wurden  
 s Nachweis der Bodenstän-  
 n sowie die Beobachtung ei-  
 gungsverhalten und Eiablage

lenen Libellenarten mit An-  
 tungsgemäß dominierten an  
 usgeprägten Ufervegetation.  
 erten Weihern Exuvien von  
 achtlicher Anzahl; so zum  
*Libellula quadrimaculata*, die als

ändigen Libellenvorkommen  
 stauten Weihern mehr Arten  
 wässern. Diese Beobachtung  
 rscheinlichen Bodenständig-  
 Allerdings fanden sich auch  
 n, wie beispielsweise 1992 in  
 konnten in manchen dauernd  
 werden. So wurden im Tief-  
 Arten gefunden. Die dauernd  
 r Schönebürger Weiher mit 4  
 n geringerer Artenzahlen nur

	Oberer Schönebürger Weiher	Unterer Schönebürger Weiher	Osterholzweiher 1992	Osterholzweiher Ost 1993	Osterholzweiher West 1993	Tiefweiher	Gloggerweiher
	1	2	3	4	5	6	7
<b>Ubiquisten</b>							
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	III ○	-	-	-	-	II *	III *
<i>Ischnura elegans</i>	IV ●	IV ○	I ●	III ○	III *	III ●	II *
<i>Enallagma cyathigerum</i>	IV ○	VI ○	VI ●	IV ○	IV *	III ●	IV *
<i>Coenagrion puella</i>	VI ●	VI ○	VI ●	V ○	V *	IV ●	VI *
<i>Aeshna cyanea</i>	II ●	III ●	II *	I *	I *	II ●	II *
<i>Anax imperator</i>	-	-	III ○	II ○	II *	I *	I *
<i>Cordulia aenea</i>	I *	I *	I *	III ○	III *	II ●	III ●
<i>Sympetrum vulgatum</i>	III ○	II ●	IV ●	II ●	II *	III ●	V ●
<i>Sympetrum striolatum</i>	-	-	-	-	-	II ○	III ○
<b>Moorliebende Arten</b>							
<i>Lestes virens</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coenagrion hastulatum</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sympetrum danae</i>	-	-	II *	-	-	II *	-
<b>Arten der Verlandungszone einschließl. Sumpfartern</b>							
<i>Sympecma fusca</i>	-	-	-	I *	I *	III *	V ●
<i>Sympecma paedisca</i>	-	-	-	-	-	II *	III ●
<i>Lestes dryas</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lestes barbarus</i> (VG)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Somatochlora flavomac.</i>	-	-	III ○	I *	I *	I *	II *
<i>Sympetrum sanguineum</i>	III ○	-	III ○	II ●	II *	IV ●	V ●
<b>Arten ausgeprägter Ufervegetation</b>							
<i>Lestes sponsa</i>	-	-	V ●	I *	I *	II *	II ●
<i>Lestes viridis</i>	III ●	V ●	-	II ●	II *	II ●	VI ●
<i>Coenagrion pulchellum</i>	-	-	-	-	-	III *	II ○
<i>Brachytron pratense</i>	-	-	-	I *	I *	-	-
<i>Aeshna grandis</i>	II ○	II ○	II *	II *	II *	II ●	II *
<i>Aeshna mixta</i>	I ○	I ●	III ○	I ●	I *	III ●	I ●
<i>Somatochlora metallica</i>	II *	II ●	I *	I *	I *	II ●	I *
<i>Libellula quadrimaculata</i>	-	-	III ○	III ●	III *	II *	II *
<b>Pionierarten</b>							
<i>Gomphus pulchellus</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Libellula depressa</i>	-	IV ○	-	V ○	V *	-	-
<i>Orhetrum cancellatum</i>	III ○	V ○	-	III *	III *	II ○	II *
<b>Arten ausgedehnter Schwimmblattvegetation</b>							
<i>Erythromma najas</i>	-	-	VI ●	-	-	-	IV *
<i>Erythromma viridulum</i>	-	-	VI ●	-	-	-	II *
<b>Fließwasserarten</b>							
<i>Calopteryx virgo</i> (G)	-	-	-	I *	I *	-	-
<i>Calopteryx splendens</i> (G)	-	-	-	-	*	-	-
<b>Quellarten</b>							
<i>Cordulegaster boltoni</i> (G)	-	-	-	-	-	-	-

Abb. 1: (Teil 1)  
 Libellenfauna der untersuchten Weiher geordnet nach Habitatsprüchen (Legende siehe Teil 3)

	Birk- weiher	Lang- moos- weiher 1992	Lang- moos- weiher 1993	Hagen- bacher Weiher 1992	Hagen- bacher Weiher 1993	Kloster- weiher
	8	9	10	11	12	13
						
						
<b>Ubiquisten</b>						
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	III *	II ○	II *	-	-	III ●
<i>Ischnura elegans</i>	II ●	III ●	II *	II *	II *	II ●
<i>Enallagma cyathigerum</i>	III ●	IV ●	III *	IV *	V ●	VI ●
<i>Coenagrion puella</i>	V ●	V ●	V *	IV ●	VI *	VI ●
<i>Aeshna cyanea</i>	II ●	II *	II *	II *	II *	II *
<i>Anax imperator</i>	II ●	I *	II *	II *	II *	II ●
<i>Cordulia aenea</i>	III ●	II ●	II ●	III ●	II *	III ●
<i>Sympetrum vulgatum</i>	VI ●	III ●	V ●	III ●	VI ●	V ●
<i>Sympetrum striolatum</i>	I ○	I *	-	-	-	I -
<b>Moorliebende Arten</b>						
<i>Lestes virens</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Coenagrion hastulatum</i>	-	-	I *	-	-	-
<i>Sympetrum danae</i>	-	-	-	-	-	-
<b>Arten der Verlandungszone einschließl. Sumpfsarten</b>						
<i>Sympecma fusca</i>	III ●	III ●	IV ●	II ●	V ●	III ●
<i>Sympecma paedisca</i>	II ●	II ●	II ●	II ●	I ●	I ●
<i>Lestes dryas</i>	-	II ●	IV ○	II ○	-	I -
<i>Lestes barbarus</i> (VG)	-	II ●	II *	II ●	-	-
<i>Somatochlora flavomac.</i>	II ●	II ●	-	II ●	-	I ●
<i>Sympetrum sanguineum</i>	VI ●	VI ●	V ●	III ●	IV ●	IV ●
<b>Arten ausgeprägter Ufervegetation</b>						
<i>Lestes sponsa</i>	II ●	IV ●	IV ●	III ●	II *	II ●
<i>Lestes viridis</i>	IV ●	IV ●	V ●	VI ●	V ●	VI ●
<i>Coenagrion pulchellum</i>	II *	-	-	-	-	II ○
<i>Brachytron pratense</i>	-	-	I *	-	-	-
<i>Aeshna grandis</i>	II ●	II *	II *	II *	II *	II *
<i>Aeshna mixta</i>	II ●	II ●	II ●	II ●	II ●	II ●
<i>Somatochlora metallica</i>	II ●	II ●	II ●	II *	II *	II ●
<i>Libellula quadrimaculata</i>	II ●	IV ●	IV ●	IV ●	III ●	III ●
<b>Pionierarten</b>						
<i>Gomphus pulchellus</i>	-	-	-	-	-	I *
<i>Libellula depressa</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Orthetrum cancellatum</i>	I *	II *	III ●	II *	II *	I ●
<b>Arten ausgedehnter Schwimmblattvegetation</b>						
<i>Erythromma najas</i>	VI ●	III *	II *	II *	-	II ●
<i>Erythromma viridulum</i>	III ●	-	-	-	-	-
<b>Fließwasserarten</b>						
<i>Calopteryx virgo</i> (G)	II *	I *	I *	-	I *	I *
<i>Calopteryx splendens</i> (G)	-	-	I *	-	-	I *
<b>Quellarten</b>						
<i>Cordulegaster boltoni</i> (G)	I *	-	-	-	-	-

Abb. 1: (Teil 2)

Libellenfauna der untersuchten Weiher geordnet nach Habitatansprüchen (Legende siehe Teil 3)

	Klosterweiher
	13

-	III	●
*	II	●
●	VI	●
*	VI	●
*	II	*
*	II	●
*	III	●
●	V	●
-	I	-

-	-	-
-	-	-
-	-	-

●	III	●
●	I	●
-	I	-
-	-	-
-	I	●
●	IV	●

*	II	●
●	VI	●
-	II	○
-	-	-
*	II	*
●	II	●
*	II	●
●	III	●

-	I	*
-	-	-
*	I	●

-	II	●
-	-	-
*	I	*
-	I	*

-	-	-
---	---	---

	Oberer Kählsüßweiher	Mittlerer Kählsüßweiher	Unterer Kählsüßweiher	Widmannsbronner Weiher	Baurenmühlweiher
	14	15	16	17	18
<b>Ubiquisten</b>					
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	-	II ○	II *	IV ●	III ○
<i>Ischnura elegans</i>	IV ●	VI ●	V ●	V ●	V ○
<i>Enallagma cyathigerum</i>	V ●	IV ●	IV ●	VI ●	VI ●
<i>Coenagrion puella</i>	IV ●	IV ●	III ●	VI ●	VI ○
<i>Aeshna cyanea</i>	II *	II ●	III *	II *	III ○
<i>Anax imperator</i>	II *	II ●	II *	III ●	III *
<i>Cordulia aenea</i>	III ●	II ●	II ●	II ●	III ○
<i>Sympetrum vulgatum</i>	IV ●	IV ●	IV ●	V ●	V ●
<i>Sympetrum striolatum</i>	II *	II ○	-	-	-
<b>Moorliebende Arten</b>					
<i>Lestes virens</i>	II ○	II ●	II ●	-	-
<i>Coenagrion hastulatum</i>	-	-	-	-	-
<i>Sympetrum danae</i>	IV ●	III ●	III ○	-	-
<b>Arten der Verlandungszone einschließl. Sumpfsarten</b>					
<i>Sympetma fusca</i>	III ●	IV ●	IV ●	II ○	IV ●
<i>Sympetma paedisca</i>	II ●	II ●	II ●	-	-
<i>Lestes dryas</i>	-	-	-	-	-
<i>Lestes barbarus</i> (VG)	-	-	-	-	-
<i>Somatochlora flavomac.</i>	II *	I *	II *	III ●	III ○
<i>Sympetrum sanguineum</i>	IV ●	III ●	V ●	V ●	V ●
<b>Arten ausgeprägter Ufervegetation</b>					
<i>Lestes sponsa</i>	III ○	III ●	III ●	I *	I *
<i>Lestes viridis</i>	III ●	III ●	VI ●	VI ●	VI ●
<i>Coenagrion pulchellum</i>	-	I *	-	II *	II *
<i>Brachytron pratense</i>	-	-	-	I ○	III *
<i>Aeshna grandis</i>	II *	II ●	II *	IV ○	III ○
<i>Aeshna mixta</i>	II ●	I ●	II ●	III ●	III ●
<i>Somatochlora metallica</i>	II *	II *	I *	I *	III ●
<i>Libellula quadrimaculata</i>	III ●	IV ●	III ●	I *	III ○
<b>Pionierarten</b>					
<i>Gomphus puichellus</i>	-	I ●	-	I *	I *
<i>Libellula depressa</i>	I *	II ●	-	II ●	II *
<i>Orthetrum cancellatum</i>	II *	III ●	II ●	II ●	II ○
<b>Arten ausgedehnter Schwimmblattvegetation</b>					
<i>Erythromma najas</i>	-	II ○	IV *	I *	II ○
<i>Erythromma viridulum</i>	-	-	III *	-	-
<b>Fließwasserarten</b>					
<i>Calopteryx virgo</i> (G)	-	I *	I *	II *	II *
<i>Calopteryx splendens</i> (G)	I *	II *	-	II -	III *
<b>Quellentypen</b>					
<i>Cordulegaster boltoni</i> (G)	-	I *	-	-	-

- Weiler abgelassen und gewintert
- Weiler abgelassen und sofort wieder bespannt
- Weiler ganzjährig bespannt
- Fischfrei
- naturnaher Fischbesatz
- Angelgewässer
- extensive Fischzucht

- Angaben zur Bodenständigkeit (Status):
- = Bodenständigkeit nachgewiesen
  - = Bodenständigkeit wahrscheinlich
  - \* = Flugbeobachtung

- G = Gast  
VG = Vermehrungsgast

- Angaben zur Abundanz (Häufigkeit):
- I = Einzeltier
  - II = 2 - 5 Individuen
  - III = 6 - 10 Individuen
  - IV = 11 - 20 Individuen
  - V = 21 - 50 Individuen
  - V = > 50 Individuen

Abb. 1: (Teil 3)  
Libellenfauna der untersuchten Weiher geordnet nach Habitatsprüchen

en (Legende siehe Teil 3)

#### **4. Zusammenfassung**

Im Rahmen eines umfangreichen Untersuchungsprogramms wurden die Libellen-Gemeinschaften von 14 Stehgewässern (Weihern) in Oberschwaben im Hinblick auf den Einfluß der Bewirtschaftungsform (Ablaßmodus) untersucht. Tendenziell wurden in dauernd angestauten Weihern höhere Artenzahlen und eine gleichmäßigere Verteilung der einzelnen Arten beobachtet. Allerdings ergaben sich verschiedentlich deutliche Abweichungen von dieser Regel. Somit kann abschließend festgestellt werden, daß auch andere Faktoren wie zum Beispiel Fischbesatz und Wetterverhältnisse einen erheblichen Einfluß auf die Libellenfauna haben, der teilweise entscheidender sein kann als das Ablassen. Die erzielten Ergebnisse legen im Hinblick auf den Libellenschutz die Forderung nach einem Biotopverbund unterschiedlich bewirtschafteter Weiher nahe.

#### **5. Danksagung**

Das Projekt wurde dankenswerterweise von der baden-württembergischen Landesanstalt für Umweltschutz, Projekt Angewandte Ökologie (PAÖ), finanziell unterstützt.

Klaus Zintz  
Sabine Enke-Zörlein  
Ulrike Hahn  
Günter Heimbach  
Annette König  
Dietmar Rothmund  
Hinrich Rahmann  
Institut für Zoologie – 220 –  
Universität Hohenheim  
70593 Hohenheim

den die Libellen-Gemein-  
blick auf den Einfluß der  
en in dauernd angestauten  
der einzelnen Arten beob-  
hungen von dieser Regel.  
aktoren wie zum Beispiel  
die Libellenfauna haben,  
elten Ergebnisse legen im  
verbund unterschiedlich

## Einfluß des sommerlichen Ablassens auf die Phytozönose des Weiherbodens am Beispiel des Gloggereweiher

Uschi Bauer, Peter Poschlod

### 1. Einleitung

Die Schlamm- und Teichbodenvegetation ist durch Verlust natürlicher Lebensräume (Flußauen, Flachwasserseen u.a.) und geänderte Nutzung der anthropogenen Ersatzstandorte (Weiher) gefährdet (siehe FRANKE 1988, POSCHLOD et al. 1993, WILMANN 1993 S.148ff). Aus diesem Grund wurden für die Weiher verschiedene Managementvorschläge zur Erhaltung der Teich- und Schlammbodenflora gemacht, z. Bsp. das teilweise Ablassen eines Weihers. Wie sich diese Maßnahme auf die Phytozönose auswirkt, wurde am folgenden Beispiel untersucht.

Der Gloggereweiher im Altdorfer Wald, Landkreis Ravensburg, wurde 1992 mit Hilfe der „Underground floristics“-Methode (POSCHLOD 1993), also der Erfassung keimfähiger Diasporenpopulationen im Boden (hier im Sediment), untersucht. Trotz guter floristischer Bearbeitung war keine Teich- und Schlammbodenflora von diesem Weiher bekannt. Dennoch konnte das Vorhandensein von Arten der Teich- und Schlammbodenflora im Sediment nachgewiesen werden. An diese Erfassung schloß sich die Frage an, ob ein wenigstens teilweises Ablassen zur Etablierung der in der Diasporenbank nachgewiesenen Arten führt. So wurde der Gloggereweiher, nachdem er im Herbst 1992 abgelassen wurde, im Frühjahr 1993 nur teilweise bespannt.

### 2. Methoden und Untersuchungsprogramm

An der im Frühjahr 1993 spontan auflaufenden Vegetation wurden folgende Untersuchungen gemacht:

1. Vegetationsentwicklung (kartiert nach LONDO) entlang eines Transektes, an welchem im Winter 1991/1992 die Diasporenbankproben entnommen wurden
2. Keimlingsetablierung und Vegetationsentwicklung in 10 Dauerbeobachtungsflächen à 500 cm<sup>2</sup>
3. Phänologie ausgewählter Arten
4. Erfassung des Diasporenniederschlags mit Hilfe von Diasporenfällen entlang des Transektes

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Vegetationsentwicklung

Die in der Vegetationsperiode 1993 auf dem Teichboden spontan auflaufende Vegetation wurde von Arten der Schlamm- und Teichbodenflora bestimmt. Es dominierten *Alopecurus aequalis*, *Carex bohemica*, *Juncus articulatus*, *Bidens radiata* und *Polygonum lapathifolium*. Bereits 1992 bei bespanntem Weiher randlich auf offenen Flächen auftretende Arten wie *Rorippa palustris* und *Ranunculus sceleratus* traten in geringen Deckungsanteilen entlang des gesamten Transektes auf. Arten des angrenzenden Riedes z.B. *Carex elata* und *Lythrum salicaria* drangen in geringen Deckungsanteilen weiter in Richtung Teichmitte vor. Die Gewässerarten verhielten sich unterschiedlich: *Nymphaea alba* hielt sich vor allem im noch wassergefüllten Bereich, vermochte aber auch im nicht vollständig austrocknenden Teichschlamm die Sömmerung zu überdauern. *Ranunculus trichophyllus* im Gegensatz dazu keimte in sehr hohen Raten auf dem trockenfallenden Schlamm, *Alisma plantago-aquatica* -Keimlinge etablierten sich vor allem in den nasseren Bereichen. Einen beachtlichen Anteil erreichten *Picea abies*-Keimlinge, deren Diasporen im Winter eingetragen wurden.

Fast alle Arten, die 1992 in der Diasporenbank des Sediments nachgewiesen wurden, waren in der auf dem Teichboden auflaufenden Vegetation vorhanden (Tab.1).

#### 3.2 Keimlingsetablierung

Betrachtet man die Gesamtmenge aller auf den Kleinflächen vorhandenen Individuen (Abb. 1), zeigt sich eine klare Zwei-Gliederung im Jahresverlauf. Bis Ende Juni sind die beiden dominierenden Artengruppen die Arten der Schlammböden und die Arten der eutrophen Gewässer. Letztere werden fast ausschließlich von *Ranunculus trichophyllus* gebildet. Diese Population bricht nach geringer Reproduktion durch die immer trockener werdenden Verhältnisse und die Beschattung durch höherwachsende Arten im Sommer zusammen. Während einer feuchteren Periode im Sommer keimt noch eine kleine zweite Generation.

Bei allen anderen Arten – mit Ausnahme der Gehölze – sterben im Verlauf der Vegetationsperiode nur sehr wenige der bereits etablierten Keimlinge vor ihrer Reproduktion ab.

#### 3.3 Reproduktionsdauer

Pionierarten und somit auch Arten offener Schlammböden gelten als Arten mit sehr kurzer Generationsdauer. Die beobachteten Reproduktionsdauern am Gloggerweiher 1993 variierten von ca. 2 Monaten (*Bidens radiata*, *Polygonum lapathifolium*, *Ranunculus sceleratus*) bis ca. 4 Monaten (*Carex bohemica*, *Eleocharis ovata*, *Juncus articulatus*).

Allerdings besitzen viele Arten die Fähigkeit über einen sehr langen Zeitraum immer neue Blüten zu bilden, während schon Früchte ausreifen und Diasporen ausfallen. Dies sind zum Beispiel *Alopecurus aequalis* (Abb.2), *Eleocharis ovata*, *Juncus articulatus*, *Bidens radiata* und *Polygonum lapathifolium*. Somit besteht die Möglichkeit bei langandauernden optimalen Bedingungen ein hohe Anzahl an Diasporen zu bilden.

an auflaufende Vegetation  
Es dominierten *Alopecurus*  
*Polygonum lapathifolium*.  
auftretende Arten wie *Ro-*  
eckungsanteilen entlang des  
*Carex elata* und *Lythrum sali-*  
Teichmitte vor. Die Gewäs-  
vor allem im noch wasser-  
rocknenden Teichschlamm  
gensatz dazu keimte in sehr  
*o-aquatica* -Keimlinge eta-  
hen Anteil erreichten *Picea*

chgewiesen wurden, waren  
(Tab.1).

n vorhandenen Individuen  
Bis Ende Juni sind die bei-  
und die Arten der eutrophen  
*trichophyllus* gebildet. Diese  
r trockener werdenden Ver-  
ommer zusammen. Während  
eite Generation.

im Verlauf der Vegetations-  
rer Reproduktion ab.

en als Arten mit sehr kurzer  
Gloggerweiher 1993 vari-  
*lium*, *Ranunculus sceleratus*)  
*articulatus*).

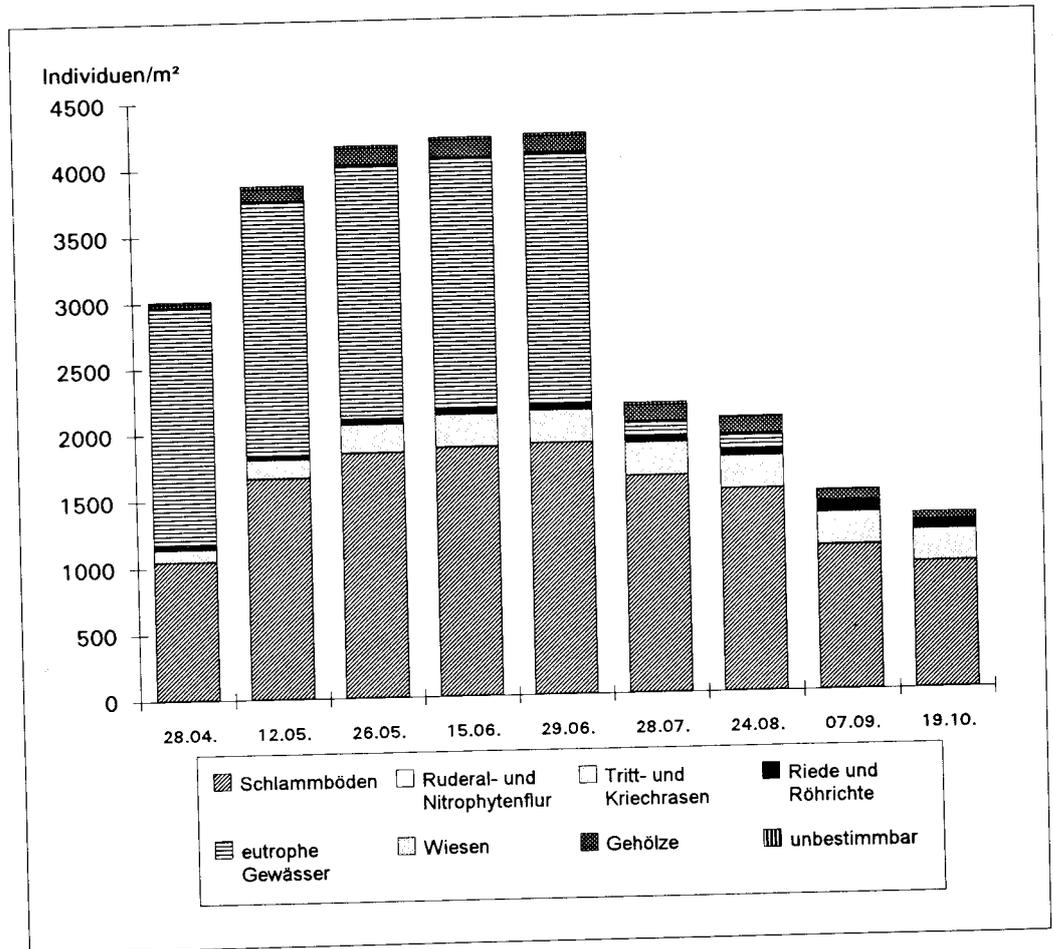
langen Zeitraum immer neue  
ren ausfallen. Dies sind zum  
*us articulatus*, *Bidens radiata*  
ei langandauernden optimalen

Arten in Diasporenbank und aktueller Vegetation			Arten nur in der aktuellen Vegetation		
Art	Db	Veg	Art	Db	Veg
<i>Alopecurus aequalis</i>	X	X	<i>Glyceria fluitans</i>	-	X
<i>Poa trivialis</i>	X	X	<i>Phalaris arundinacea</i>	-	X
<i>Carex bohemica</i>	X	X	<i>Carex acutiformis</i>	-	X
<i>Carex elata</i>	X	X	<i>Carex rostrata</i>	-	X
<i>Carex pseudocyperus</i>	X	X	<i>Eleocharis acicularis</i>	-	X
<i>Carex vesicaria</i>	X	X	<i>Eleocharis palustris</i>	-	X
<i>Cyperus fuscus</i>	X	X	<i>Betula pubescens</i>	-	X
<i>Eleocharis ovata</i>	X	X	<i>Bidens tripartita</i>	-	X
<i>Juncus articulatus</i>	X	X	<i>Epilobium hirsutum</i>	-	X
<i>Juncus bufonius</i>	X	X	<i>Galium palustre</i>	-	X
<i>Juncus effusus</i>	X	X	<i>Cirsium palustre</i>	-	X
<i>Sparganium emersum</i>	X	X	<i>Epilobium palustre</i>	-	X
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	X	X	<i>Fagus sylvatica</i>	-	X
<i>Bidens radiata</i>	X	X	<i>Frangula alnus</i>	-	X
<i>Epilobium adenocaulon</i>	X	X	<i>Impatiens noli-tangere</i>	-	X
<i>Eupatorium cannabinum</i>	X	X	<i>Lysimachia vulgaris</i>	-	X
<i>Lythrum salicaria</i>	X	X	<i>Nymphaea alba</i>	-	X
<i>Mentha aquatica</i>	X	X	<i>Picea abies</i>	-	X
<i>Myosoton aquaticum</i>	X	X	<i>Polygonum hydropiper</i>	-	X
<i>Polygonum lapathifolium</i>	X	X	<i>Scutellaria galericulata</i>	-	X
<i>Polygonum minus</i>	X	X	<i>Taraxacum officinale</i>	-	X
<i>Ranunculus sceleratus</i>	X	X	<i>Urtica dioica</i>	-	X
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	X	X			
<i>Rorippa palustris</i>	X	X			
<i>Rumex maritimus</i>	X	X			
<i>Scrophularia umbrosa</i>	X	X			
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	X	X			

Arten nur in der Diasporenbank		
Art	Db	Veg
<i>Juncus bulbosus</i>	X	-
<i>Callitriche spec.</i>	X	-
<i>Chenopodium spec.</i>	X	-
<i>Limosella aquatica</i>	X	-
<i>Polygonum mite</i>	X	-
<i>Veronica beccabunga</i>	X	-
<i>Veronica catenata</i>	X	-
<i>Veronica scutellata</i>	X	-

Tab. 1:  
Vergleich von Diasporenbank (Db) und Vegetation (Veg) entlang eines Transektes im Gloggerweiher



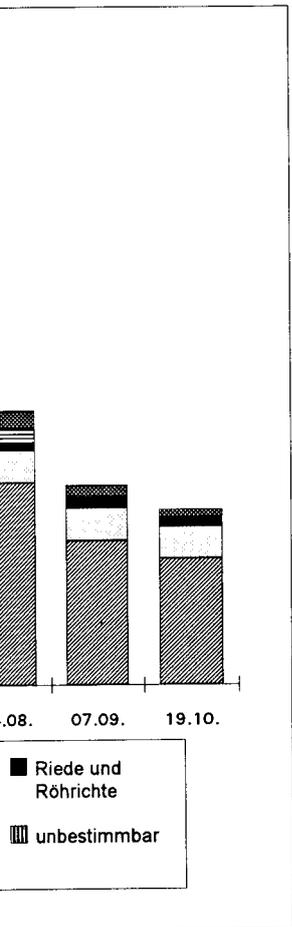
**Abb. 1:** Vegetationsentwicklung auf den Dauerbeobachtungsflächen im Untersuchungszeitraum (Anzahl der Individuen der einzelnen Artengruppen zum jeweiligen Kontrollzeitpunkt)

Mit Hilfe der Diasporenfallen konnte nachgewiesen werden, daß es fast keinen Eintrag von Diasporen anderer als in der Diasporenbank nachgewiesener Arten auf die Fläche gab. Der Diasporenregen zeichnet die Vegetationsentwicklung auf dem Teichboden nach.

Die Arten, die nur in der Vegetation aber nicht in der Diasporenbank nachgewiesen werden, besitzen deshalb wahrscheinlich eine Diasporenbank mit geringer Dichte, die mit der gewählten Stichprobenzahl nicht nachgewiesen werden konnte (siehe POSCHLOD et al. 1993).

#### 4. Zusammenfassung und Schlußfolgerung

Die auf einem Weiherboden nach Ablassen spontan auflaufende Vegetation wird durch die im Schlamm vorhandene Diasporenbank bestimmt. Ein Eintrag von Diasporen über die Luft fin-

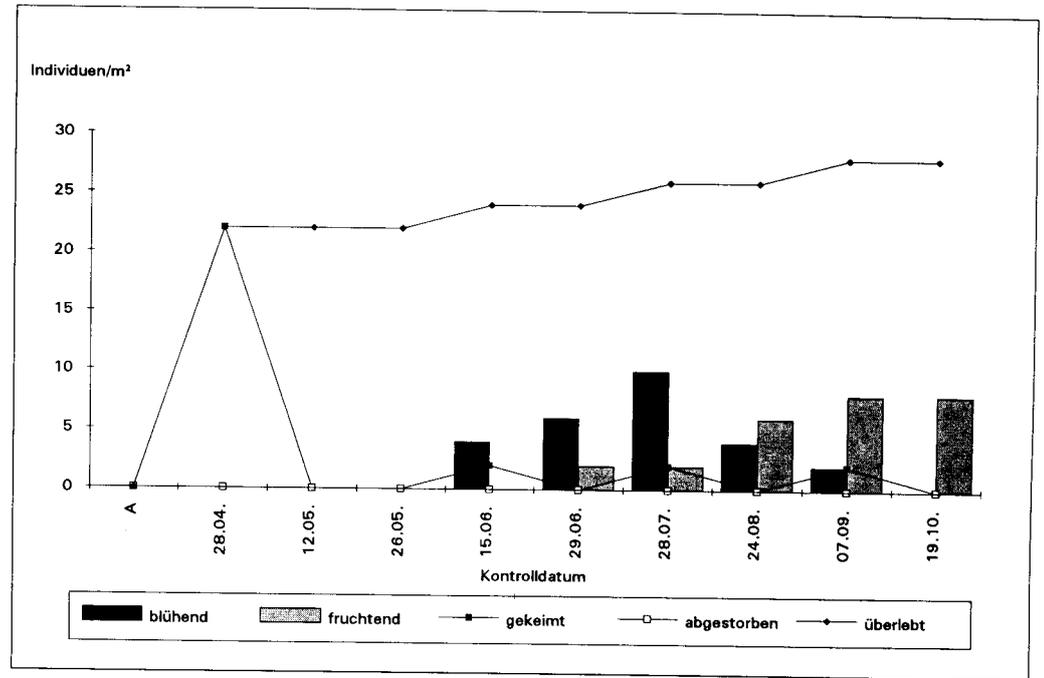


ungszeitraum (Anzahl der Indi-

es fast keinen Eintrag von  
en auf die Fläche gab. Der  
ichboden nach.

bank nachgewiesen werden,  
ger Dichte, die mit der ge-  
he POSCHLOD et al. 1993).

Vegetation wird durch die im  
Diasporen über die Luft fin-



**Abb. 2:**  
Populationsentwicklung von *Alopecurus aequalis* im Untersuchungszeitraum  
(A = Zeitpunkt des Ablassens)

det nur begrenzt statt. Die Teichbodenarten können sich schnell auf dem trockenfallenden Schlamm etablieren und reproduzieren.

Die Untersuchung zeigt, daß die Bestandsaufnahme der Diasporenbank einer Phytozönose mit Hilfe der „Underground-floristics“-Methode das Vorhandensein von Teichbodenflora sicher aufzeigt und damit der Erfolg einer Managementmaßnahme vorausgesagt werden kann. Außerdem kann auch das teilweise Ablassen eines Weihers als erfolgreiche Maßnahme zur Auffrischung der Diasporenbank und damit zur langfristigen Erhaltung der Teich- und Schlammbodenflora gewertet werden.

### 5. Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des Projektes „Ökologie und Management periodisch abgelassener und trockenfallender kleinerer Stehgewässer im oberschwäbischen Vor-alpengebiet“ vom Land Baden-Württemberg gefördert. Frau Judith Lakó und Herrn Werner Bauer sei für die Mithilfe bei den zeitaufwendigen Geländearbeiten gedankt.

## 6. Literatur

- FRANKE, T. (1988): Die Bedeutung von extensiv genutzten Teichen für die Pflanzenwelt – am Beispiel des fränkischen Teichgebietes. Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz, Heft 84: 143–153
- POSCHLOD, P. (1993): „Underground floristics“ – keimfähige Diasporen im Boden als Beitrag zum floristischen Inventar einer Landschaft am Beispiel der Teichbodenflora. – *Natur und Landschaft*, 68: 155–159.
- POSCHLOD, P., BAUER, U., GRUNICKE, U., HEIMANN, B. & A. KOHLER (1993): Ökologie und Management periodisch abgelassener und trockenfallender kleinerer Stehgewässer im oberschwäbischen Voralpengebiet. Die Bedeutung der Diasporenbank für das Überleben der Schlammbodenvegetation. In: 1. Statuskollog des PAÖ; Veröff. PAÖ 7: 81 – 107.
- WILMANN, O. (1993): Ökologische Pflanzensoziologie: Eine Einführung in die Vegetation Mitteleuropas. – Quelle und Mayer, Heidelberg, Wiesbaden: 479 S.

Dipl.-Agr.Biol. Uschi Bauer  
Universität Hohenheim  
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie –320–  
Fachgebiet: Landschaftsökologie und Vegetationskunde  
70593 Stuttgart

Prof. Dr. Peter Poschlod  
Fachbereich Biologie  
Naturschutz II  
Philipps-Universität  
35032 Marburg

en für die Pflanzenwelt – am  
yer, Landesamt für Umwelt-

sporen im Boden als Beitrag  
er Teichbodenflora. – Natur

HLE (1993): Ökologie und  
r kleinerer Stehgewässer im  
asporenbank für das Überle-  
des PAÖ; Veröff. PAÖ 7:

inführung in die Vegetation  
en: 479 S.

## Phosphat-Mobilität in Abhängigkeit vom Redoxpotential

Sabine Fiedler

### 1. Einleitung

Zu besonders schutzwürdigen Biotopen des Allgäus gehören extensiv genutzte Streu- bzw. Brachewiesen mit ihrer artenreichen Vegetationsdecke. Als Folge hoher Düngergaben auf intensiv bewirtschaftetem Grünland kann neben Stickstoff vor allem Phosphat in diese, meist in Geländedepressionen befindlichen Kleinstflächen eingetragen werden. Dadurch ist die Existenz dieser Biotope in der ursprünglichen Form auf Dauer gefährdet (PFADENHAUER & al. 1985).

### 2. Problemstellung

Die Dynamik von Nährstoffen und damit Eutrophierungsprozesse werden wesentlich vom Redoxpotential beeinflusst. Dennoch ist der Zusammenhang zwischen Phosphat-Mobilität und aktuellem Redoxzustand noch ungenügend geklärt. Dies ist unter anderem darauf zurückzuführen, daß das Redoxpotential unter allen Bodenparametern am stärksten auf Status-quo-Änderungen reagiert. Folglich lassen sich anhand von Einzel- oder Mehrfachmessungen in relativ großen zeitlichen Abständen (wöchentlich, monatlich) nur eingeschränkte Aussagen über die Nährstoff-Mobilität treffen (FIEDLER 1993). Eine Erfassung des Redoxpotentials im Freiland in hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung ist jedoch bedingt durch die Kombination von hoher Eingangsimpedanz und Mehrkanal-Messungen mit großen technischen Schwierigkeiten verbunden (FLESSA 1991). Die Aussagekraft bisher durchgeführter Laboruntersuchungen zum Einfluß des Redoxpotentials auf die Nährstoff-Mobilität (z.B. GOTOH & PATRICK 1974) ist bedingt durch die geringe zeitliche Meßwertauflösung, die Veränderung des Boden-Lösungs-Verhältnisses aufgrund der Probenahme gemindert. Damit kann ein Beitrag zu einer besseren Quantifizierung des zu erwartenden Phosphat-Austrages gewährleistet werden.

### 3. Material und Methoden

**Untersuchungsstandort:** Siggen, kühl-feuchtes Klima (6,5°C mittl. Jahrestemp., jährl. Niederschlagssumme 1400 mm)

**Böden:** in unterschiedlich grundwasserbeeinflussten Bereichen

**Hang:** Humusreicher Oxigley (= Übergangszone intensiver Grünlandnutzung und extensiv genutzter Streuwiese)

**Senke:** Humusreicher Naßgley (= Zone maximalen Nährstoffaustrages)

**Freiland-Messungen:** mit Hilfe einer entwickelten automatischen Meßanlage werden Redoxpotentiale in beiden Profilen in jeweils sechs Horizonten mit drei Parallelen in stündlichem Intervall erfaßt.

**Labor-Messungen:** Simulation charakteristischer Redoxverläufe mit zehnminütiger paralleler Erfassung von P-Mobilität und pH im On-line-Verfahren.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Im Rahmen dieser Arbeit wurde

- eine technische Möglichkeit zur Durchführung kontinuierlicher Redoxmessungen im Freiland und
- eine automatische Laboranlage zur Simulation charakteristischer Redoxverläufe mit gleichzeitiger Phosphat-Bestimmung vorgestellt, was folgende Schlußfolgerungen zuläßt: Das Redoxpotential unterliegt wesentlich stärkeren Schwankungen als anhand der bisher praktizierten wöchentlichen Messungen nachgewiesen werden konnte (Abb. 1).

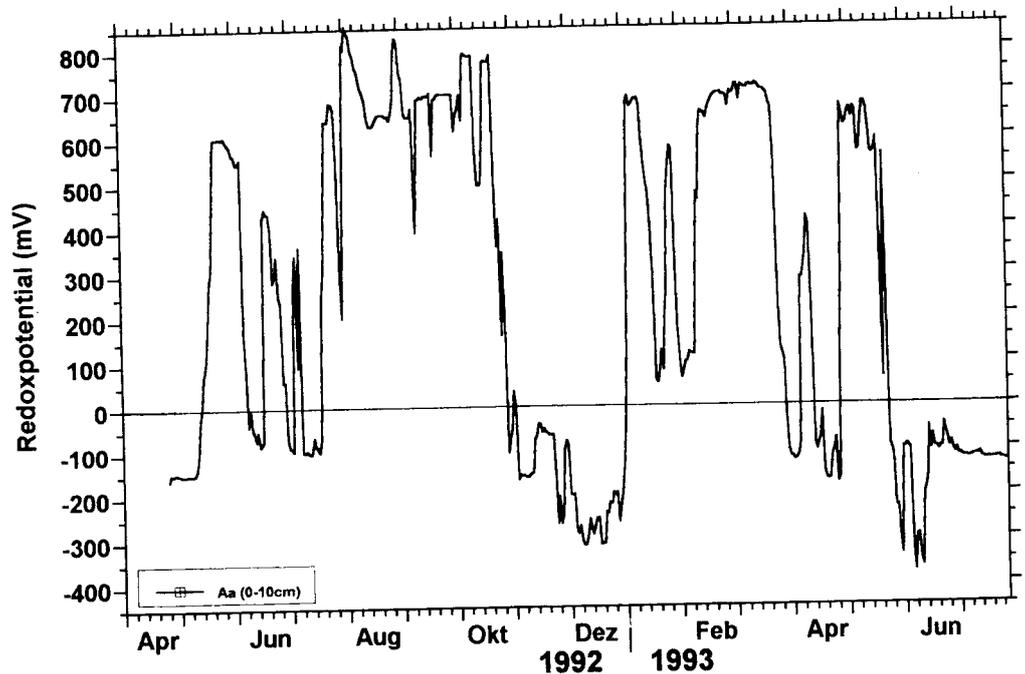


Abb. 1:  
Redoxpotentialverlauf im Naßgley (Aa; 0–10 cm); Siggen

ndnutzung und extensiv

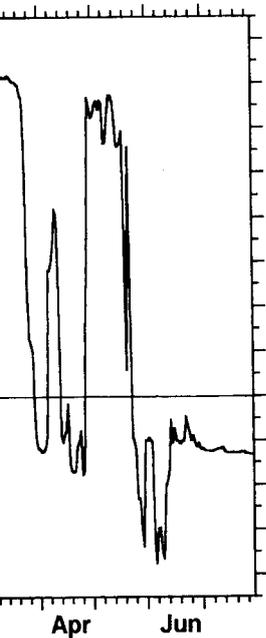
ges)

Meßanlage werden Re-  
rei Parallelen in stündli-

mit zehnminütiger pa-

redoxmessungen im Frei-

cher Redoxverläufe mit  
chlußfolgerungen zuläßt:  
n als anhand der bisher  
te (Abb. 1).



Aufgrund von Änderung der potentialbestimmenden Faktoren Temperatur, Niederschlag und mikrobielle Aktivität kann im Oberboden (0–10 cm) ein häufiger Wechsel zwischen oxidierenden und reduzierenden Verhältnissen registriert werden.

Die Dynamik der Phosphat-Mobilität zeigt eine klare Abhängigkeit von Redoxpotential und pH. Eine Phosphat-Durchbruchskurve wird bei einem Redoxpotential von  $-100$  mV und pH-Werten zwischen 4–5 beobachtet. Dies deutet auf eine verstärkte Auflösung von Fe(III)-Oxiden in diesem Bereich hin.

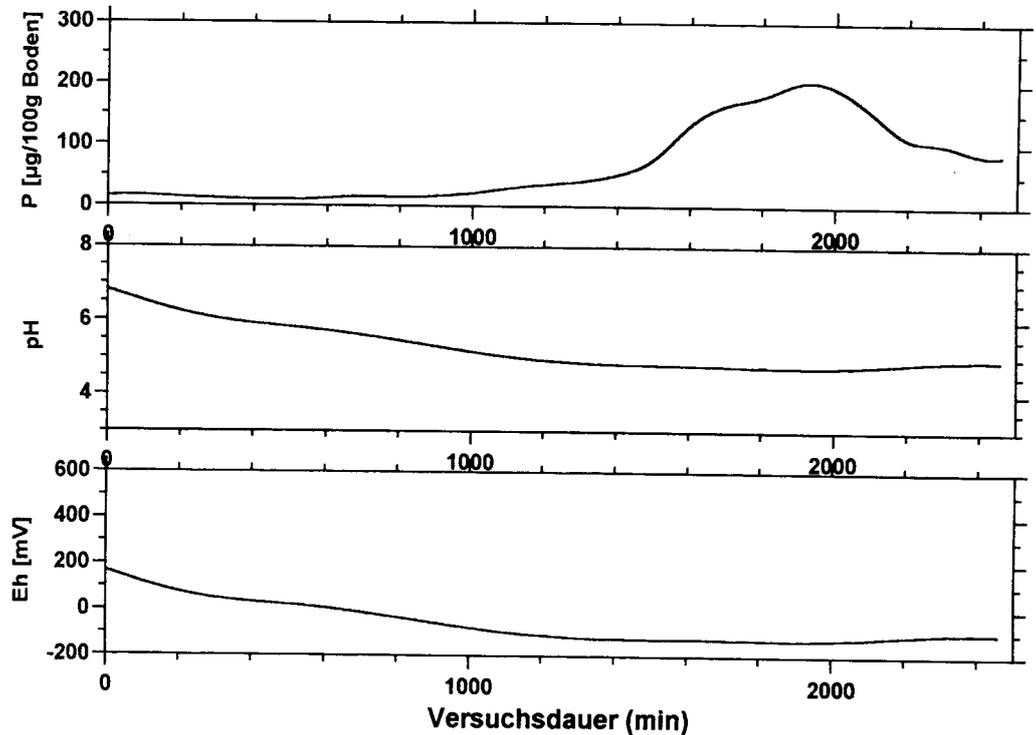


Abb. 2:  
P-Mobilität in Abhängigkeit von Redoxpotential und pH (Aa; Naßgley)

Die beiden untersuchten Profile zeigen ein ähnliches Phosphat-Mobilitäts-Verhalten. Die freigesetzten Konzentrationen waren jedoch im Naßgley um durchschnittlich  $50 \mu\text{g}/100 \text{g}$  Boden höher. Dies hängt möglicherweise mit dem um 1,5% höheren Gehalt an organischer Substanz zusammen.

Trotz hohen Phosphat-Sorptionsvermögens ( $P_{\text{max}} = 8119 \mu\text{mol/l}$ ) kann es bei niedrigem Redoxpotential zu einer reduktiven Freisetzung an Eisenoxiden aufgrund niedriger Bindungsfestigkeit ( $k = 0,0036 \mu\text{mol/l}$ ) und damit zu einem Phosphat-Austrag kommen.

Der zu erwartende Phosphat-Austrag in angrenzende Ökosysteme ist dennoch als gering einzuschätzen. Entgegen ZELESNY (1993) der keinen Nährstoffgradient vom Hangfuß zur Sen-

ke feststellte, wurden jedoch geringfügig höhere Phosphat-Gehalte von 0,1 g/kg in der Senke ermittelt.

Anschließend muß im Tiefenverlauf geprüft werden, ob weitere Phosphat-Austragszonen existieren und wie ihr Beitrag zu bewerten ist.

### **Danksagung**

Die Autorin dankt der Deutschen Forschungsgemeinschaft sowie der Oskar & Elisabeth Farny-Stiftung für die finanzielle Förderung. Herzlicher Dank gilt auch Herrn H. Hohenester und Herrn G. Scholich für die technische Unterstützung.

### **Literatur**

- FIEDLER, S. (1993): Kontinuierliche Langzeitmessungen des Redoxpotentials in hydro-morphen Böden. –Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 72: 331–334.
- FLESSA, H. (1991): Redoxprozesse in Böden in der Nähe von wachsenden und absterbenden Pflanzenwurzeln. Diss., Techn. Univ. München / Weihenstephan
- GOTOH, S. & PATRICK, W.H. (1974): Transformation of iron in a waterlogged soil as influenced by redox potential and pH. –Soil Sci. Amer. Proc. 38: 66–71.
- PFADENHAUER, J., FISCHER, W.R., SCHEGK, L. (1985): Nährstoffgehalte im Porenwasser von Nieder-Extensivgrünland des Alpenvorlandes. –Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 26: 34–42.
- ZELESNY, H. (1993): Vegetationskundliche und nährstoffökologische Untersuchungen im Übergangsbereich von Mehrschnitt-Wirtschaftsgrünland zu Streuwiese im Württembergischen Alpenvorland. Diss., Univ. Hohenheim. S. 90.

Dipl. agr. Ing. Sabine Fiedler  
Universität Hohenheim  
Institut für Bodenkunde und Standortslehre  
Emil-Wolff-Str. 27  
70599 Stuttgart

## Stickstoffhaushalt im Randbereich einer als Grünland bewirtschafteten Allgäuer Senke

Friedrich Rück, Christophe Homevo-Agossa & Karl Stahr

### Fragestellung, Untersuchungsgebiet, Methoden

Im Allgäu wird unter kühlfeuchten Klimaverhältnissen eine intensive Grünlandwirtschaft betrieben, deren ökologische Auswirkung eine Eutrophierung von schützenswerten Feuchtbiotopen in der Senke zur Folge haben kann. Untersucht wird die Dynamik des Stickstoffhaushaltes (Nmin-Gehalte, Mineralisierung, Denitrifikation, Auswaschung) in feuchten Senkenbereichen, und deren Abhängigkeit von Grundwasserständen, Zufluß von Hangzugwasser und Nährstoffeinträgen.

Der untersuchte Standort am Neuweiher bei Siggen wurde bis vor ca. 15 Jahren als Streuwiese genutzt, heute ist der Übergangsbereich von der Wiese zum Gewässer in die Abfolge Intensivgrünland – einmähdige Streuwiese – Streuwiesenbrache (Verlandungsbereich) gegliedert. Der Vegetationsbestand wird von *Phragmites australis* und *Carex elata* dominiert (ZELESNY 1993). Der Boden des Untersuchungsstandortes wurde als Anmoorgley angesprochen. Der durchschnittliche Grundwasserstand liegt bei 20 cm u. Flur. Es wird keine Düngung und nur ein Schnitt pro Vegetationsperiode vorgenommen.

Folgende Methoden wurden angewandt: Nmin (Mineral. N =  $\text{NO}_3 + \text{NH}_4$ ) im 0,0125 mol.  $\text{CaCl}_2$ -Extrakt, Mineralisierung: in situ-Bebrütung (RUNGE 1970), Denitrifikation: Acetylen-Inhibierungs-Methode (BENCKISER & al. 1986), Sickerwasser: N-Konz. in Saugkerzenwässern.

### Ergebnisse

**Niederschlag und Klimatische Wasserbilanz:** Die Niederschlagssumme betrug 1798 [mm] in 1992 (Isny) und 1100 [mm] in 1993 (Siggen, ca. 50 Meßtage Ausfall). Die jährliche Evapotranspiration nach HAUDE (1955) am Standort Siggen betrug 1989 und 1990 jeweils ca. 500 [mm] (AQUINO-MOSCOSO 1993). Dies ergibt nach der Klimatischen Wasserbilanz einen jährlichen Wasserüberschuß (Sicker-/Grundwasserspende) von 600 – 1200 [mm]. Das Allgäu ist mithin eine der humidesten Regionen Baden-Württembergs.

**Grundwasserstände:** Die Grundwasserstände verlaufen zwischen 0 und 100 cm u. Flur. Pegel 5 ist näher am Weiher und fällt in Trockenphasen stärker ab als der weiter am Hangfuß

gelegene Pegel 8. Dies ist als Hinweis auf die Abhängigkeit der Grundwasserstände vom zufließenden Hangzugwasser (nach Niederschlagsereignissen) zu werten. Phasen mit tieferen Pegelständen wurden im Sommer und Herbst 92 beobachtet, im Winter ist das Profil fast immer wassergesättigt.

**Mineralstickstoff im Boden:** In Abb. 1 sind die Gehalte an Mineralstickstoff (Nitrat+Ammonium) in 0–20 cm Tiefe dargestellt. In beiden Tiefen wurden höhere  $\text{NH}_4\text{-N}$ - als  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte bestimmt (Durchschnitt:  $\text{NO}_3\text{-N}$  0–10 cm:  $8,3 \text{ kg*ha}^{-1}$ ;  $\text{NH}_4\text{-N}$  0–10 cm:  $19,8 \text{ kg*ha}^{-1}$ ;  $\text{NO}_3\text{-N}$  10–20 cm:  $8,9 \text{ kg*ha}^{-1}$ ;  $\text{NH}_4\text{-N}$  10–20 cm:  $14,1 \text{ kg*ha}^{-1}$ ). Auffallend sind die hohen Gehalte im Frühjahr, die jeweils im Mai deutlich abnehmen, möglicherweise durch erhöhte N-Aufnahme der Vegetation (ähnlich dem Grünland).

**Stickstoff-Nettomineralisierung:** Die Nettomineralisierung ergab eine N-Freisetzung von  $8,2 \text{ kgN*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$  in 0–20 cm Tiefe. Ermittelt wurde ein unregelmäßiger Verlauf von Mineralisierung (bis  $70 \text{ kgN*ha}^{-1}$ , Mai 1993) und Immobilisierung oder Denitrifikation (bis  $40 \text{ kgN*ha}^{-1}$ , Juni 1992, März 1993). Beide Zeitpunkte stimmen mit Phasen niedrigerer Grundwasserstände überein.

**Denitrifikation:** Die durchschnittliche  $\text{N}_2\text{O}$ -Freisetzung betrug  $8,2$ , die Gesamtdenitrifikation ( $\text{N}_2\text{O-N} + \text{N}_2$ ) lag bei  $15,5 \text{ gN}_2\text{O-N*ha}^{-1}\text{*d}^{-1}$ . Mit ca. 50 % liegt der  $\text{N}_2\text{O}$ -Anteil überraschend hoch, dies kann durch unvollständige Denitrifikation im stark wassergesättigten Profil oder methodenbedingt sein, weil die Diffusion von  $\text{C}_2\text{H}_2$  in Wasser sehr gering ist und folglich die Reduktion von  $\text{N}_2\text{O}$  zu  $\text{N}_2$  nicht mehr hemmt. Damit kann eine Erhöhung der Gesamtdenitrifikation ( $+\text{C}_2\text{H}_2$ ) zur reinen  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission ( $-\text{C}_2\text{H}_2$ ) nicht mehr nachgewiesen werden. Dies belegen auch die in 1993 durchweg höheren Grundwasserstände als in 1992. Perioden erhöhter Denitrifikation sind gekennzeichnet durch tiefere Grundwasserstände, erhöhte Nitratkonzentrationen und ausreichendes Angebot an verfügbaren (kaltwasserlöslichen) Kohlenstoffverbindungen (HOMEVO-AGOSSA & al. 1993). Die Redoxpotentiale steigen nur bei einem Grundwasserstand tiefer 40 cm u. Flur über  $200 \text{ [mV]}$  an (RÜCK & al. 1993).

**Nitrat im Sicker- und Grundwasser:** Die Nitratkonzentrationen am Senkenrand sind in allen Tiefen in einem sehr niedrigen Bereich (selten  $> 0,2 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$ ), aufgrund des hohen Grundwasserstandes sind alle als grundwasserbeeinflusst zu betrachten. Es ist keine deutliche Tiefenabhängigkeit zu erkennen, die an anderen Standorten häufig zu beobachtende Abnahme mit der Tiefe liegt hier nur selten vor. Deutliche Anstiege der Konzentrationen im Oberboden (40 cm) sind im Januar, April und Juli 1993 gemessen worden, dies deutet auf Zufluß von Hangzugwasser (bei Wassersättigung auch Oberflächenabfluß) aus dem gedüngten Grünland hin. Die ermittelte Nitratauswaschung liegt bei  $0,05 \text{ kgNO}_3\text{-N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ .

### Schlußfolgerungen und Zusammenfassung

Die Nitratkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser liegen in einem sehr niedrigen Bereich ( $\varnothing < 0,02 \text{ mg/l}$ ) und sind zwischen 40 und 200 cm unter Flur nahezu konstant. Die Nitratauswaschung liegt bei  $< 0,2 \text{ kgN*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ .

In Abhängigkeit vom Grundwasserstand ( $\varnothing 20 \text{ cm u. Flur}$ ) steigen bei tieferem Grundwasser-

Grundwasserstände vom zu-  
werten. Phasen mit tieferen  
Winter ist das Profil fast im-

Mineralstickstoff (Nitrat+Am-  
höhere  $\text{NH}_4\text{-N}$ - als  $\text{NO}_3\text{-N}$ -  
 $\text{NH}_4\text{-N}$  0-10 cm:  $19,8 \text{ kg*ha}^{-1}$   
). Auffallend sind die hohen  
glicherweise durch erhöhte

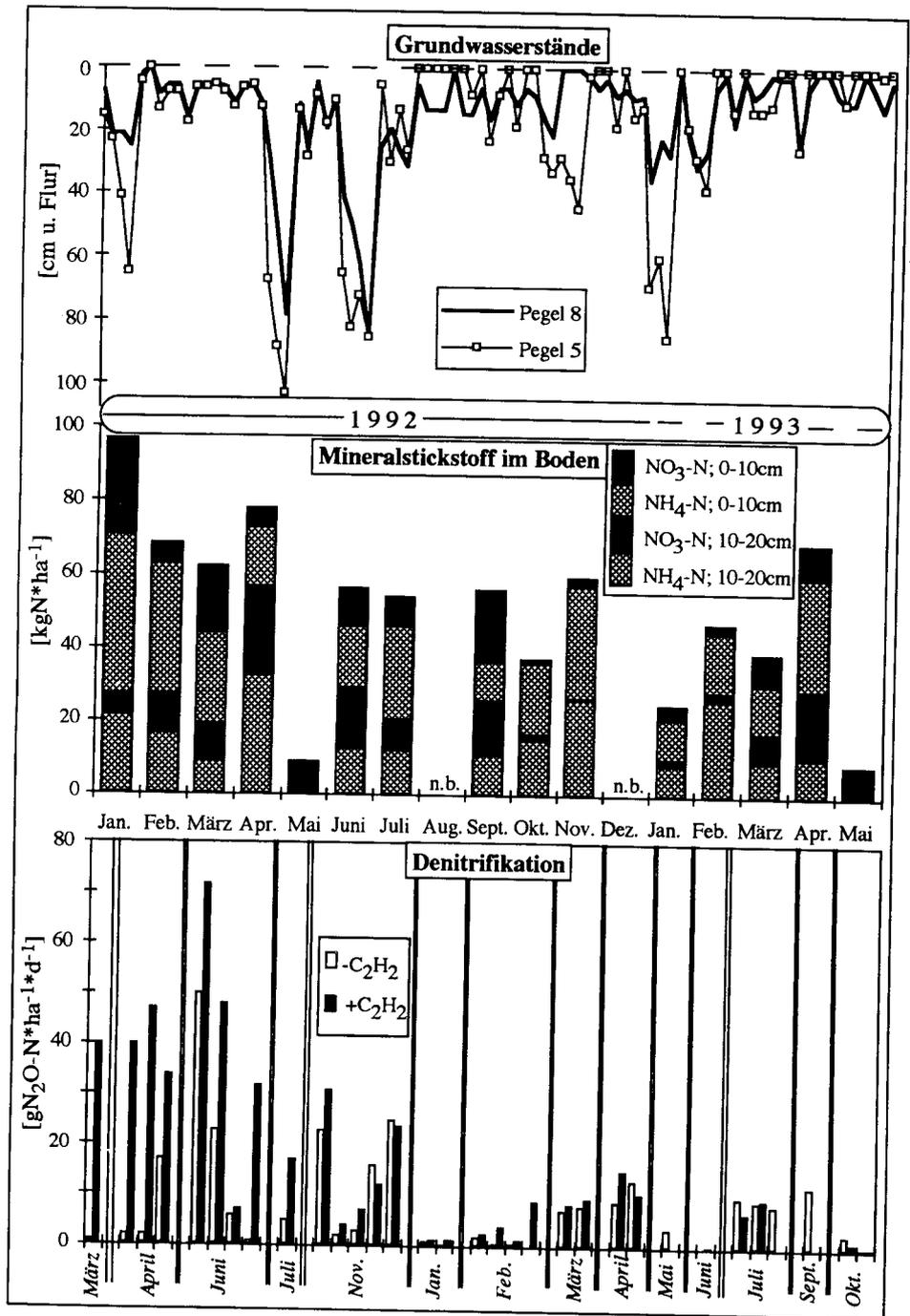
ab eine N-Freisetzung von  
mäßiger Verlauf von Minera-  
der Denitrifikation (bis 40  
Phasen niedrigerer Grund-

3,2, die Gesamtdenitrifikati-  
liegt der  $\text{N}_2\text{O}$ -Anteil überr-  
stark wassergesättigten Pro-  
asser sehr gering ist und und  
kann eine Erhöhung der Ge-  
ht mehr nachgewiesen wer-  
asserstände als in 1992. Peri-  
Grundwasserstände, erhöhte  
paren (kaltwasserlöslichen)  
Redoxpotentiale steigen nur  
an (RÜCK & al. 1993).

an am Senkenrand sind in al-  
 $\text{NO}_3\text{-N/l}$ ), aufgrund des hohen  
ichten. Es ist keine deutliche  
gig zu beobachtende Abnah-  
r Konzentrationen im Ober-  
erden, dies deutet auf Zufluß  
bfluß) aus dem gedüngten  
 $\text{NO}_3\text{-N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ .

in einem sehr niedrigen Be-  
r Flur nahezu konstant. Die

n bei tieferem Grundwasser-



**Abb. 1:** Grundwasserstände, Mineralstickstoffgehalte im Boden (Nmin 0-20 cm) und Denitrifikation am Senkenrand (Streuweisenbrache auf Anmoorgley) des Neuweiher bei Siggen (Allgäu).

stand die Nitrat- und Ammoniumgehalte im Boden an. Die durchschnittlichen Gehalte an Nitrat und Ammonium in 0-20 cm Bodentiefe betragen  $47 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ , die N-Nettomineralisierung aus dem organischen Stickstoffvorrat des Bodens ca.  $10 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . An der Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus dem gedüngten Grünland wird noch gearbeitet.

Bei der geringen Nitratauswaschung muß der mineralische Stickstoff auf andere Weise verloren gehen. Neben einer Immobilisierung (Festlegung des Stickstoffs in mikrobieller Biomasse und organischer Substanz) kommt insbesondere eine Entsorgung in die Luft (Denitrifikation) in Betracht.

Durch Denitrifikation wird aus anorganischem Stickstoff ( $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ )  $\text{N}_2\text{O}$  gebildet.  $\text{N}_2\text{O}$  trägt zum anthropogenen Treibhauseffekt und zum Ozonabbau der Stratosphäre bei. Aus hydromorphen Böden werden besonders hohe  $\text{N}_2\text{O}$ -Mengen freigesetzt. Die Gesamtdenitrifikation der untersuchten Streuwiese lag bei  $15,5 \text{ gN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ , die  $\text{N}_2\text{O}$ -Freisetzung betrug  $8,2 \text{ gN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  und damit ca. 50% der Gesamtdenitrifikation. Die Denitrifikationsleistung des untersuchten Standortes lag zwar unter der des gedüngten Grünlandes, aber 2-10fach über der aus Ackerflächen (KÖBRICH & al 1993). Eine erhöhte Denitrifikation (und ebenfalls zu erwartende Methanfreisetzung) aufgrund reduzierender Bedingungen im Wurzelraum leistet einen überproportionalen Beitrag zum anthropogenen Treibhauseffekt.

### Literaturverzeichnis

- BENCKISER, G., HAIDER, K., SAUERBECK, D. (1986): Field measurements of gaseous nitrogen losses from an Alfisol planted with sugar-beets. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149, 249-261.
- HAUDE, W. (1955): Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise.- *Mitt. Dtsch. Wetterd.* 2, 1-24.
- HOMEVO-AGOSSA, C., RÜCK, F., FISCHER, W.R., STAHR, K. (1993): Ist landwirtschaftliche Bewirtschaftung ein Beitrag zur Klimaänderung? Am Beispiel der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission im Allgäu. Poster zur Tagung Geowissenschaftliche Umweltforschung am 5./6. 11. 1993 in Heidelberg, Institut für Sedimentforschung (nicht veröffentlicht).
- KÖBRICH, D., HEINEMAYER, O., HAIDER, K. (1993): Abgabe von  $\text{N}_2\text{O}$  aus einer intensiv gedüngten Lößparabraunerde in Ackernutzung. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 69, 209-212.
- RÜCK, F., FIEDLER, S., HOMEVO-AGOSSA, C., MICKLEY, W., STAHR., K. (1993): Landschaftsbezogene Nährstoff- und Wasserhaushaltsuntersuchungen bei unterschiedlicher Nutzung und Düngung von Grünland (Beispiel Allgäu).- *Hohenheimer Umwelttag* 25, 215-219.
- RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. - *Flora* 159, 233-257.
- ZELESNY, H. (1993): Vegetationskundliche und nährstoffökologische Untersuchungen im Übergangsbereich von Mehrschnitt-Wirtschaftsgrünland zu Streuwiese im Württembergischen Alpenvorland. - *Diss. Univ. Hohenheim.*

Friedrich Rück, Christophe Homevo-Agossa & Karl Stahr  
 Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Postfach 700562  
 D-70593 Stuttgart

## Standortdynamik in Niedermooren des Langenauer Riedes

Dorothea Stasch, Friedrich Rück und Karl Stahr

### Einleitung

Jede Vermoorung stellt eine Vorratsbildung durch Ausgliederung von Stoffen aus ihrem ursprünglichen Kreislauf dar. Neben der Unterbrechung des Kohlenstoffkreislaufs und damit Akkumulation organischer Substanz wird mit der Torfbildung auch der Stickstoffkreislauf stillgelegt bzw. stark eingeschränkt. Intensive Nutzung fördert durch Grundwasserabsenkung und andere acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen bodenentwickelnde Prozesse und damit die Freisetzung der im Torf gespeicherten Vorräte. Nitrat führt zu einer Grund-/Trinkwasserkonamination, die Stickstoffverbindungen leisten infolge Denitrifikation ( $N_2O$ ) ihren Beitrag zum Treibhauseffekt, ebenso die Kohlenstoffverbindungen in Form von Kohlendioxid und Methan.

Im Langenauer Ried, dem württembergischen Teil des Donauriedes und drittgrößten Moor in Baden-Württemberg haben sich kalkreiche Niedermoore in Wechsellagerung mit Kalksinter und Kalktuff entwickelt mit heute noch bis zu 5 m Torfmächtigkeit. Derzeit dominiert die landwirtschaftliche Nutzung (ca. 50% Grünland, 30% Acker, 20% Wald, Windschutzstreifen, Naturschutzgebiet). Zudem wird Grundwasser aus dem Donauried entnommen. Ca. 1/3 der Niedermoore liegen in der engeren Wasserschutzzone.

In einem zweijährigen Meßzeitraum wurden an unterschiedlich genutzten kalkreichen Niedermooren Untersuchungen zum Wasser-, Luft- und Nährstoffhaushalt durchgeführt. Mit den Untersuchungsergebnissen sollten die wechselseitigen Beziehungen zwischen den sich verändernden Bodeneigenschaften und dem Stoffumsatz aufgezeigt werden. Beispielfhaft werden 2 Standorte betrachtet.

### Standorte

Beim ersten Standort Wilhelmsfeld I (WF I) handelt es sich um ein nicht entwässertes Niedermoor im Naturschutzgebiet mit Schilf- und Seggenvegetation. Der mittlere Grundwasserstand liegt bei 0.7 m. Der Oberboden ist stark zersetzt und vererdet, das C/N-Verhältnis beträgt 12.5. Die Trockenraumdichte liegt im Oberboden bei 0.35, im Unterboden bei 0.16  $g/cm^3$ . Die pH-Werte bewegen sich zwischen 6.5 und 7.0.

Der zweite Standort Wilhelmsfeld II (WF II) ist kalkreicher als WF I, mäßig entwässert und wird seit ca. 60 Jahren ackerbaulich genutzt. Der mittlere Grundwasserstand liegt bei 1.5 m. Der Oberboden ist ebenfalls stark zersetzt und vererdet, das C/N-Verhältnis liegt bei 11.9, die Trockenraumdichte bei 0.45  $g/m^3$  und die pH-Werte zwischen 6.8–7.3.

### Wasser- und Lufthaushalt

WF I ist fast immer wassergesättigt, lediglich in den Sommermonaten gehen die Wassergehalte zurück (pF 1.2, im Oberboden bis auf pF 1.8). Bei einer Luftkapazität von <5Vol.% herrschen jedoch fast immer anaerobe Verhältnisse (Abb. 1).

Im WF II gingen in den Sommermonaten die Wasservorräte zurück (ca. pF 2.7), erhielten aber durch kapillaren Aufstieg noch eine Auffeuchtung aus tieferen Schichten bzw. dem Grundwasser. Auch bei Berücksichtigung des Kapillarhubes muß hier von einem zeitweisen Trockenfallen des Torfkörpers gesprochen werden.

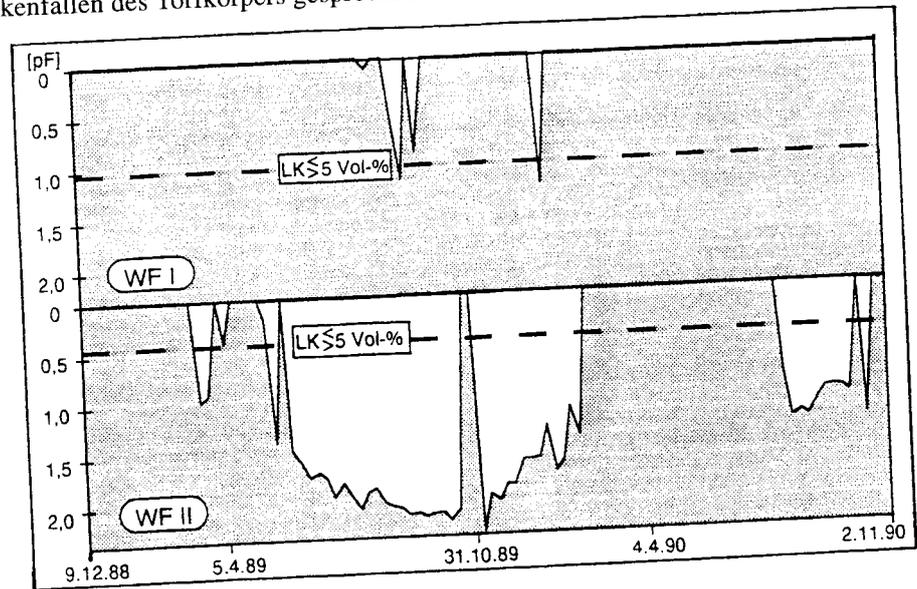


Abb. 1: Wassersättigung und Luftkapazität der Niedermoore in 90 cm (WF I) und 120 cm (WF II) u. Flur, abgeleitet aus Tensionen und Feld-pF-WV-Beziehungen

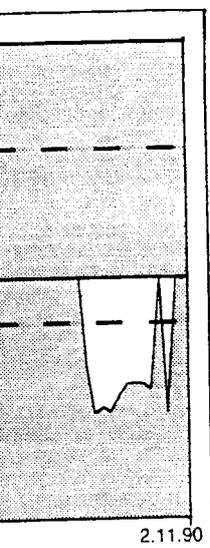
### Elementkonzentrationen im Bodenwasser

Tiefe (cm)	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub>	Cl	Ca	Mg	K	Na	Al	Fe	Mn	Zn	C <sub>org</sub>
(mg/l)													
<b>WF I</b>													
30	5.84	0.41	60.2	35.6	158.0	12.2	0.85	15.9	0.085	0.18	0.049	0.112	17.5
60	1.45	0.21	48.1	39.7	158.9	12.9	0.29	17.4	0.082	0.29	0.076	0.054	13.2
90	0.19	0.19	32.9	39.8	163.7	15.4	0.17	17.1	0.080	0.96	0.142	0.025	11.4
150	0.10	0.16	22.9	38.1	161.7	19.9	0.23	8.9	0.050	1.55	0.831	0.017	6.4
<b>WF II</b>													
30	18.5	0.55	241.6	181.8	330.6	5.6	13.14	9.6	0.044	0.06	0.006	0.018	31.2
90	2.19	0.31	278.1	76.8	270.6	6.9	13.85	10.4	0.059	0.06	0.032	0.028	20.0
180	1.04	0.24	317.7	83.3	298.4	21.1	8.57	15.4	0.043	0.33	0.335	0.023	15.8

Tab. 1: Mittlere Elementkonzentrationen der Bodenlösung (arithmetisches Mittel 5/89–4/91, n = 60–98)

aten gehen die Wasserge-  
uftkapazität von <5Vol.%

ick (ca. pF 2.7), erhielten  
eren Schichten bzw. dem  
hier von einem zeitweisen



120 cm (WF II) u. Flur, abgelei-

	Fe	Mn	Zn	C <sub>org</sub>
85	0.18	0.049	0.112	17.5
82	0.29	0.076	0.054	13.2
80	0.96	0.142	0.025	11.4
50	1.55	0.831	0.017	6.4
44	0.06	0.006	0.018	31.2
59	0.06	0.032	0.028	20.0
43	0.33	0.335	0.023	15.8

5/89-4/91, n = 60-98)

Der ackerbaulich genutzte Standort WF II zeigt vor allem höhere Konzentrationen an K, Cl, SO<sub>4</sub> (Düngung), NO<sub>3</sub> und Corg (stärkere Mineralisierung) auf (Tab. 1). Im WF I sind durch die stark reduzierenden Verhältnisse vor allem Fe und Mn mobiler.

Die Nitrat-Konzentrationen in WF I bewegen sich zwischen 0.11 und 1.55 mg/l. Im WFII verlaufen die Nitrat-Konzentrationen zwischen <0.01 und 6.8 mg/l (Abb. 2). Der Einfluß des Grundwassers ist hier offensichtlich. Die jährliche N-Auswaschung liegt bei 4 kg N\*ha\*a<sup>-1</sup>, in WF I bei <1 kg N\*ha\*a<sup>-1</sup>. In ganz trockengelegten Torfkörpern wurden durchschnittlich 50 mg/l gemessen (RÜCK, 1994).

Die Ammoniumkonzentrationen zeigen in beiden Niedermooren einen ähnlichen Verlauf und liegen in WF I zwischen 0.03 und 1.27 mg/l, in WF II zwischen <0.01 und 1.55 mg/l. Die Relation von Nitrat zu Ammonium nimmt mit der Austrocknung zu, sie steigt etwa von 1:1 (WF I) auf 3:1 (WF II).

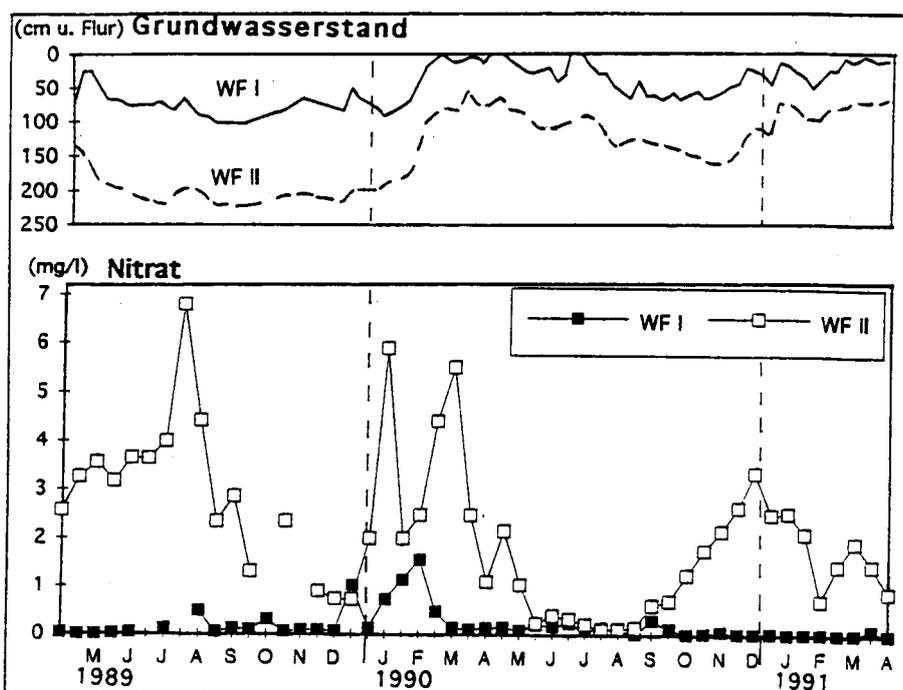
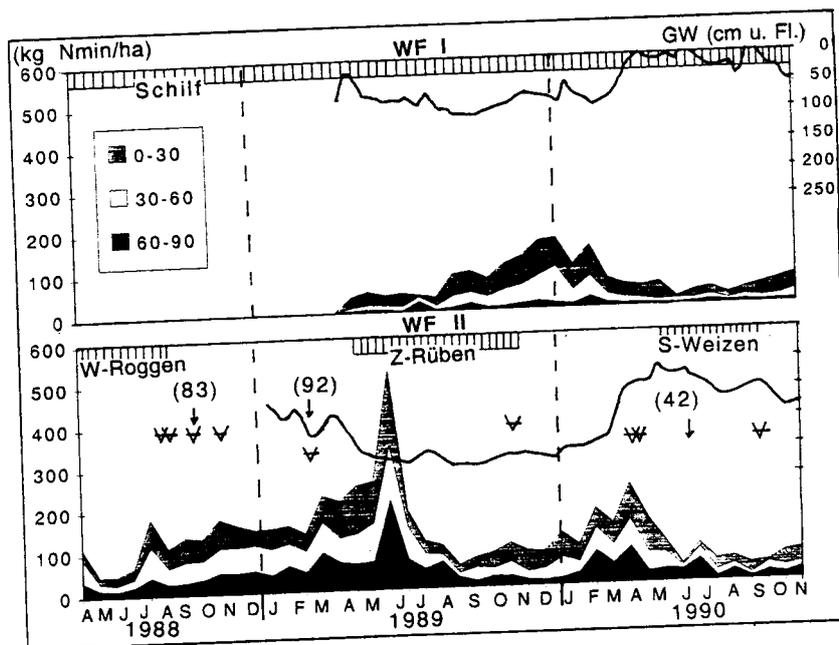


Abb. 2: Verlauf der Grundwasserstände und NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen in 90 cm Tiefe

### Mineralstickstoffgehalte (N<sub>min</sub>) im Boden

Im Vergleich der Mineralstickstoffgehalte (Nitrat und Ammonium) bestehen erhebliche Unterschiede zwischen den 2 Niedermooren. Die N<sub>min</sub>-Mengen betragen zwischen 20 und 150 kg N/ha im WF I und 50-500 kg N/ha im WF II. Dies ist durch die Standortsgegebenheiten Torfmächtigkeit, Profilaufbau, Grundwasserstände und Nutzung erklärbar. Ohne Bodenbearbeitung und bei geringer Entwässerung ist die Mineralisierung gehemmt (WF I).



**Abb. 3:** Nmin (kg NO<sub>3</sub>-N + NH<sub>4</sub>-N/ha)-Verlauf der Schichten 0–30, 30–60 und 60–90 cm, eingetragen sind Vegetation, v = Bodenbearbeitung, I = N-Düngung (kg/ha) und Grundwasserstand (durchgez. Linie)

### Schlußfolgerungen

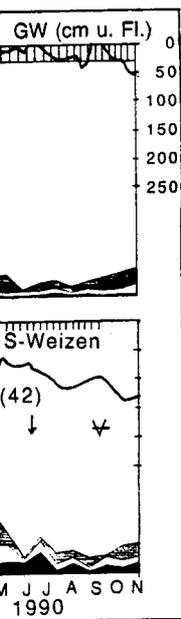
Niedermoorböden sind nach Entwässerung und Belüftung vor allem durch hohe Stickstoff-Mineralisationsraten der Bodensubstanz gekennzeichnet. Die ansteigenden Nitratkonzentrationen und Nmin-Werte zwischen den Niedermooeren weisen darauf hin, daß die N-Mineralisierung neben der Bearbeitung stark vom Wasserhaushalt abhängt.

Insgesamt ist eine landwirtschaftliche Nutzung von Niedermooeren kritisch zu betrachten. Die genetisch bedingte disharmonische Nährstoffzusammensetzung (hohe Stickstoff- und Kalkgehalte, Mangel an P, K und geringe Verfügbarkeit von Spurenelementen) kann bei landwirtschaftlicher Nutzung nur durch gezielten Düngereinsatz ausgeglichen werden. Wegen des Torfabbaus (oxidativer Torfverzehr) ist mittelfristig ein Schwund bis Verlust der Niedermooere zu befürchten. Die Torfabbaurrate liegt zwischen 2.6–4.3 mm\*a<sup>-1</sup>. Stark entwässerte und genutzte Niedermooere sind diesen Gefährdungen besonders ausgesetzt.

### Literatur

RÜCK, F. (1994): Standortsspezifische Stickstoffmineralisierung, jahreszeitlicher Verlauf des Mineralstickstoffvorrates und der Nitratauswaschung in Böden des Wasserschutzgebietes Donauried. – Hohenheimer Bodenkundl. Hefte Nr. 15.

Dorothea Stasch, Friedrich Rück und Karl Stahr  
 Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim  
 70593 Stuttgart



0 cm, eingetragen sind Vegetation und (durchgez. Linie)

em durch hohe Stickstoff-  
eigenden Nitratkonzentra-  
af hin, daß die N-Minerali-  
kritisch zu betrachten. Die  
hohe Stickstoff- und Kalk-  
menten) kann bei landwirt-  
lichen werden. Wegen des  
bis Verlust der Niedermoo-  
a<sup>-1</sup>. Stark entwässerte und  
ersetzt.

jahreszeitlicher Verlauf des  
Böden des Wasserschutzge-  
15.

im

## Verwendung von Wassermooseen als Versauerungsindikatoren im Gebiet der Recht- und Rotmurg (Nordschwarzwald)

Barbara Mayer, Horst Tresp & Alexander Kohler

### Einleitung

Die Gewässerversauerung stellt besonders in kalkarmen Regionen eine starke Gefährdung der bestehenden Biozöosen dar. Die zukünftige Entwicklung der Versauerung von Fließgewässern sollte daher bioindikativ überwacht werden, um langfristige Veränderungen des Säurezustandes zu dokumentieren.

Mit der Versauerungsindikation durch Wassermoose steht ein anerkanntes Verfahren zur Verfügung, das sich als äußerst praktikabel und kostengünstig erwiesen hat (BÖHMER & RAHMANN 1992, LFU 1992, TREMP & KOHLER 1993).

Unsere Untersuchung bietet die Grundlage für ein langfristiges Monitoring der Versauerungsentwicklung in einem Gewässersystem des Nordschwarzwaldes. Nach folgenden Kriterien wurden dabei die Fließgewässer der Recht- und Rotmurg ausgewählt (Abb. 1):

1. Sie liegen im stark von der Versauerung betroffenen Buntsandstein-Schwarzwald.
2. Eine Erstkartierung der Wassermooseflora erfolgte bereits 1979.
3. Das Gebiet stellt eine geographisch überschaubare Einheit dar.
4. Die Bäche verlaufen in unterschiedlichen geologischen Schichten (Rotliegendes, Gneis, Granit, Quarzporphyr, Unterer Buntsandstein, Mittlerer Buntsandstein).
5. Sie sind naturnah und frei von direkten anthropogenen Einflüssen, wie Abwassereinleitungen, starker Verbauung, u.ä.

### Methoden

In der Rot- und Rechtmurg mit sämtlichen Zuflüssen wurde das Vorkommen der Wassermoose erfaßt. Anhand des Vorkommens bestimmter Zeigerarten wurde der Versauerungszu-

stand ermittelt (vgl. HIMMLER & TREMP 1992). Zur Absicherung der Ergebnisse wurden pH-Wert und Leitfähigkeit bei Basisabfluß, zur Zeit eines Starkregenereignisses und während der Schneeschmelze gemessen.

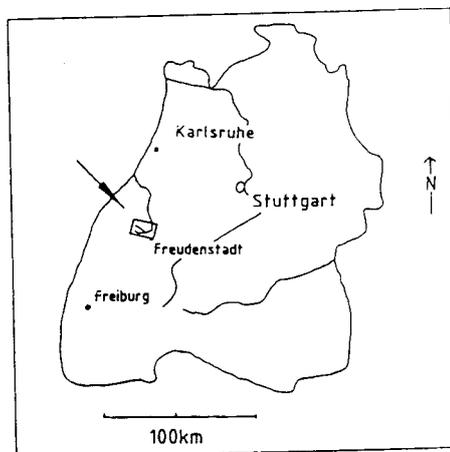


Abb. 1:  
Lage des Fließgewässersystems Rot- und Reichtmurg

## Ergebnisse

In Abb.2 sind die Ergebnisse der Wassermooskartierung zusammengefaßt. Für die Versauerungsindikation wurde folgender Bewertungsschlüssel verwendet:

Säurestufe	Wichtigste Indikatorarten
stark sauer	<i>Scapania undulata</i> <i>Marsupella emarginata</i> Jungermannia sphaerocarpa Hyocomium armoricum
periodisch stark sauer	<i>Rhynchostegium riparioides</i>
periodisch schwach sauer	<i>Hygrohypnum ochraceum</i> Fontinalis squamosa
nicht sauer	<i>Fontinalis antipyretica</i>

In der Abbildung ist der Verlauf des Säurezustandes entlang der Rot- und Reichtmurg und deren Zuflüsse dargestellt. Typisch für Fließgewässer der Buntsandsteingebiete ist die hohe Säurebelastung in den Quellregionen und die häufig hier anzutreffende Wassermoosgesellschaft mit *Scapania undulata*, *Marsupella emarginata* und *Jungermannia sphaerocarpa*.

r Ergebnisse wurden pH-  
gnisses und während der

Im weiteren Gewässerverlauf nimmt die Säurebelastung in der Regel ab. Zunächst sind die Fließgewässer noch durch eine periodisch starke Säurebelastung gekennzeichnet. Danach folgen nur noch Gewässerabschnitte mit fehlender oder schwacher Säurebelastung.

Der Pfeil in Abb.2 kennzeichnet eine ungewöhnliche Abfolge der Säurestufen entlang der Rotmurg. Hier reagiert die Wassermoosevegetation über eine kurze Fließstrecke auf erhöhte pH-Werte, die sich auf Waldkalkung und Wegebau zurückführen lassen.

Ein klarer Einfluß der geologischen Verhältnisse ist besonders für säuresensible Wassermoosearten festzustellen. Wassermoose, die eine neutrale Wasserreaktion anzeigen, wie *Fissidens crassipes* und *Chiloscyphus polyanthos* wurden nur in Gewässerabschnitten mit Gneisuntergrund gefunden.

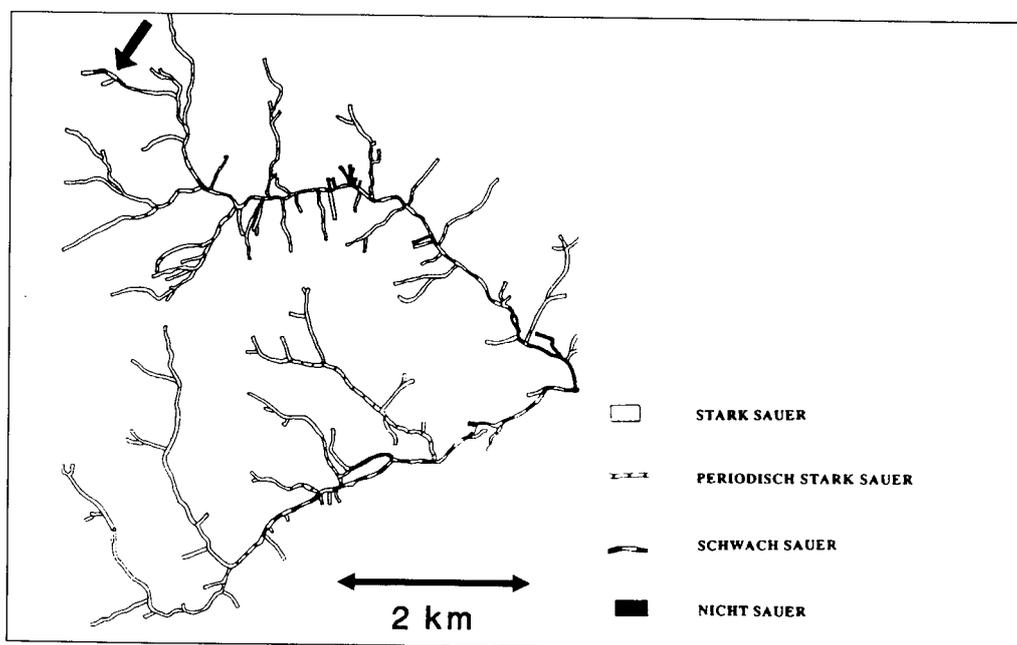
Im Vergleich zu der Kartierung im Jahr 1979 (LOTTAUSCH 1979) wurde ein Rückgang der Gewässerversauerung festgestellt. Hauptursache des verminderten Belastungszustandes der Rot- und Rechtmurg sind sehr wahrscheinlich umfangreiche Waldkalkungsmaßnahmen, die in den Jahren 1986 und 1991 erfolgten. Die durchgeführten pH-Messungen stützen dieses Ergebnis.

Um den zukünftigen Trend der Versauerungsentwicklung zu erfassen, sind jedoch Folgekartierungen in Verbindung mit ereignisbezogen erhobenen wasserchemischen Parametern durchzuführen.

ngefaßt. Für die Versaue-

ES

ot- und Rechtmurg und de-  
dsteingebiete ist die hohe  
ffende Wassermoosegesell-  
*ermannia sphaerocarpa*.



**Abb. 2:**  
Die aktuelle Säurebelastung der Gewässer der Rot- und Rechtmurg

## Zusammenfassung und Ausblick

Mit dem praktikablen und kostengünstigen Bioindikationsverfahren mit Wassermoosen konnte im Gebiet der Rehtmurg und Rotmurg durch Vergleich mit der Erstkartierung ein Rückgang der Versauerung festgestellt werden, der auf Waldkalkungsmaßnahmen zurückgeführt wird. Das Untersuchungsgebiet soll wegen der idealen Voraussetzungen zur langfristigen Erfassung der Säurebelastung dienen.

Den kartierten Gewässerabschnitten können die jeweiligen terrestrischen Einzugsbereiche zugeordnet werden, deren Säurezustand sich in der Wasserreaktion des Fließgewässers widerspiegelt. Bei der zukünftigen Darstellung und Aufarbeitung des Belastungszustandes von Wassereinzugsgebieten sollen daher Geographische Informationssysteme Anwendung finden.

Für die weitere Überwachung des Säurezustandes der Gewässer sollten Wassermooskartierungen in ca. 5jährigem Abstand durchgeführt werden.

## Literatur

- BÖHMER, J. & H. RAHMANN (1992): Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. Veröff. PAÖ Band 3, Landesanstalt für Umweltschutz, 194 S.
- HIMMLER, H. & H. TREMP (1992): Moose als Säurebioindikatoren. In: Böhmer, J. & H. Rahmann. Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. Veröff. PAÖ Band 3, Landesanstalt für Umweltschutz, 72-110.
- LFU (Hrsg.) (1992): Die Moosflora der Bäche des Nordschwarzwaldes. Ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg Sonderbericht 4, 196 S.
- LOTTAUSCH, W., BUCHLOH, G. & A. KOHLER (1979): Vegetationskundliche Untersuchungen in kryptogamenreichen Gebirgsbächen. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band 8, 351-356.
- TREMP, H. & A. KOHLER (1993): Wassermoose als Versauerungsindikatoren. Veröff. PAÖ, Band 6, Landesanstalt für Umweltschutz, 125 S.

Barbara Mayer  
Scheffelstr. 20  
79102 Freiburg

Dr. Horst Tresp  
Prof. Dr. Alexander Kohler  
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320)  
Universität Hohenheim (320)  
Postfach 700562, 70599 Stuttgart

ren mit Wassermoosen  
mit der Erstkartierung ein  
gsmaßnahmen zurückge-  
ssetzungen zur langfristi-

rischen Einzugsbereiche  
n des Fließgewässers wi-  
Belastungszustandes von  
systeme Anwendung fin-

sollten Wassermooskar-

ewässerversauerung. Ver-

In: Böhmer, J. & H. Rah-  
e. Veröff. PAÖ Band 3,

aldes. Ökologisches Wir-

ldliche Untersuchungen in  
esellschaft für Ökologie,

ndikatoren. Veröff. PAÖ,

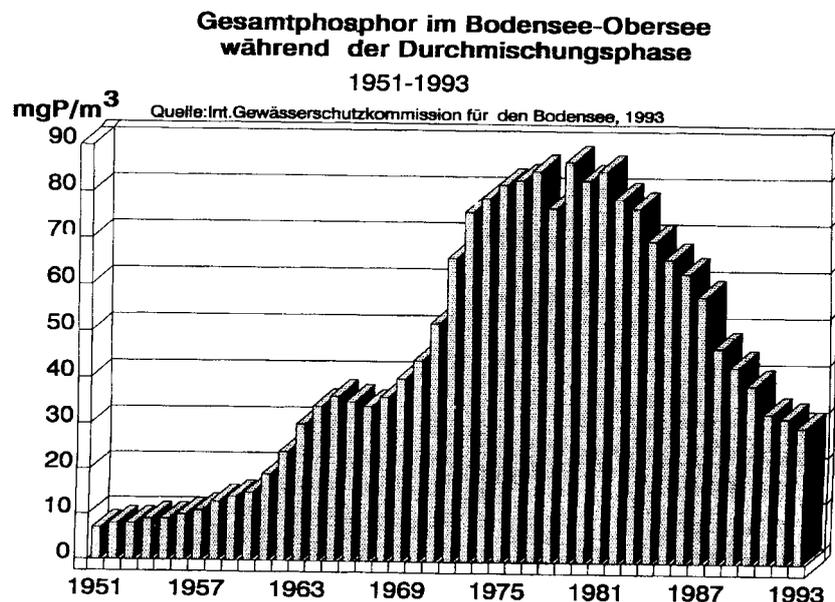
## Seeumfassende Bestandsaufnahme der submersen Makrophytenvegetation der Uferzone des Bodensees – Konzeption und Zielsetzung –

Klaus Schmieder

### 1. Einführung

Im Sommer 1993 führte das Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim im Auftrag der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) eine seeumfassende Kartierung der Wasserpflanzen des Bodensees durch. Das Projekt wird von der IGKB und der Europäischen Gemeinschaft finanziert und soll Aufschluß über die Nährstoffbelastung der Uferzone des Bodensees ergeben.

Die bis in die 60er Jahre zurückreichenden Bemühungen um die Reinhaltung des Bodensees wurden in den 70er Jahren von der IGKB in konkrete Maßnahmen umgesetzt, so daß der in den 60er Jahren sprunghaft angestiegene Phosphat-Gehalt des Wassers seit Beginn der 80er Jahre wieder stetig sinkt (Abb. 1).



**Abb. 1:**  
Gesamt-Phosphor-Konzentrationen im Bodensee-Obersee von 1951-1993

Der Erfolg der Sanierungsmaßnahmen ist jedoch nicht allein über die Nährstoffverminderung zu bemessen. Entscheidend ist auch die Reaktion der Lebensgemeinschaft des Sees bzw. die Lösung der Frage: „Kann der Bodensee heute wieder als Lebensraum für die Pflanzen- und Tierarten dienen, welche in Zeiten höchster Nährstoffbelastung verschwunden waren?“

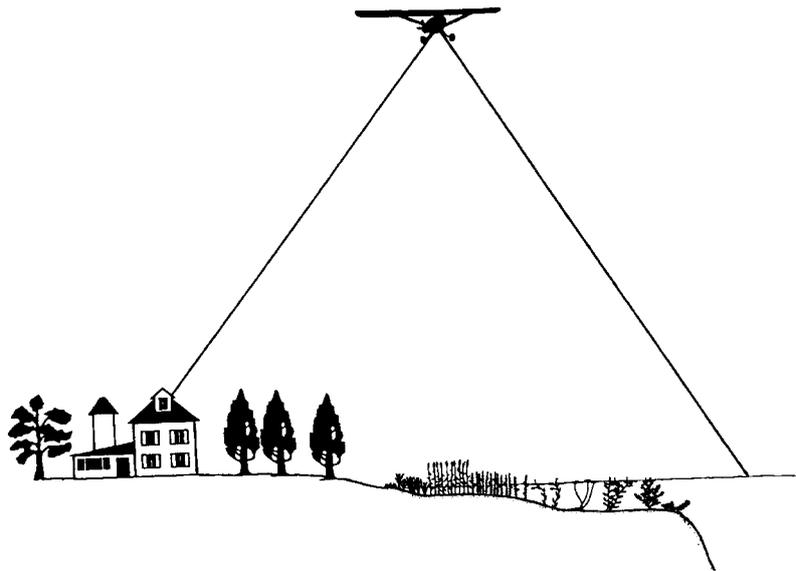
Wasserpflanzen sind hervorragende Zeigerorganismen (Bioindikatoren) für die Qualität ihrer Wohngewässer, sie reagieren hochsensibel auf Veränderungen der Wasserqualität und leisten seit Jahrzehnten sehr gute Dienste in der Beurteilung der Nährstoffbelastung von Seen und Flüssen (LANG, 1973, 1981; SCHRÖDER, 1981; KOHLER et al. 1974; PIETSCH, 1982; LACHAVANNE, 1985 a, b; MELZER 1986, 1988; SCHMIEDER, 1991, 1992 a, b).

Ein Vergleich der im Sommer 1993 durchgeführten Kartierung mit Kartierungen aus den Jahren 1967 und 1978, die von der IGKB nach gleichen Methoden durchgeführt wurden, bietet die einzigartige Möglichkeit, die Auswirkungen der rasanten Eutrophierung der 60er und 70er Jahre und der anschließenden Periode des Nährstoffrückgangs auf die Wasserpflanzen des Bodensees zu dokumentieren und eine Erfolgskontrolle der Sanierungsmaßnahmen der Anrainerländer des Bodensees durchzuführen.

## 2. Methodik

### 2.1 Kartierung der submersen Makrophytenvegetation

Die Kartierung erfolgte vom Boot aus auf Luftbildgrundlage (Kontaktabzüge von Colordias, Maßstab 1:5000) und entsprach weitgehend den methodischen Vorgaben der früheren Kartierungen (LANG, 1973, 1981).



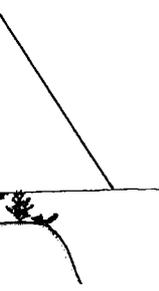
**Abb.: 2:**  
Schematische Übersicht über den bei der Befliegung erfaßten Uferbereich

Nährstoffverminderung  
schaft des Sees bzw. die  
m für die Pflanzen- und  
chwunden waren?"

en) für die Qualität ihrer  
asserqualität und leisten  
belastung von Seen und  
1974; PIETSCH, 1982;  
1992a, b).

artierungen aus den Jah-  
chgeführt wurden, bietet  
ophierung der 60er und  
auf die Wasserpflanzen  
ierungsmaßnahmen der

ktabzüge von Colordias,  
aben der früheren Kartie-



Die Befliegung der gesamten Uferzone erfolgte am 29.6.93 unter guten Bedingungen, so daß für die Kartierung vergleichbares Bildmaterial sehr hoher Qualität zur Verfügung stand. Die Grenzen der Pflanzenbestände und die enthaltenen Arten wurden auf transparenten Deckfolien zu den Luftbildern eingetragen. Parallel hierzu wurden anhand eines festen Stichprobenrasters (50 x 50 m am Untersee bzw. 100 x 50 m am Obersee) mit einem Krauthaken Pflanzenproben entnommen, die vorhandenen Arten bestimmt und auf einem zusätzlichen Erhebungsbogen in 5 Pflanzenmengenstufen notiert.

## 2.2 Strukturelle und morphologische Bewertung der Uferzone

Parallel zur Vegetationskartierung vom Boot aus wurden auch Daten zum morphologischen Zustand der Uferzone erhoben, z.B. die Uferbeschaffenheit, die Beschaffenheit der Wasserlinie sowie die Vegetation und Nutzung der an die Uferlinie angrenzenden Ufergrundstücke. Weiterhin wurden entlang von Transekten senkrecht zur Uferlinie in 1 km Abstand Oberflächenproben der Litoralsedimente aus verschiedenen Wassertiefen (1m, 2m, 4m, 8m) entnommen, deren Analysen Informationen über die neben der Wasserqualität entscheidenden Standortfaktoren ergeben sollen.

## 2.3 Auswertung

Der Vergleich der drei Kartierungen erfolgt auf der Basis eines Geographischen Informationssystems (GIS), welches eine Digitalisierung der Daten aller drei Kartierungen erfordert. Dies ermöglicht die Erstellung geographisch referenzierter, flächenscharfer Verbreitungskarten der Einzelarten oder von Artengruppen (Gesellschaften) in jedem beliebigen Maßstab sowie auch die flächenscharfe Darstellung der Veränderungen der aquatischen Vegetation während des Untersuchungszeitraumes.

Die Verknüpfung dieser Daten mit den Ergebnissen der 1993 durchgeführten, seeumfassenden Uferlinienbewertung, den Sedimentuntersuchungen in der Litoralzone und dem digitalen Höhenmodell des Bodensees ergibt zusätzliche Informationen über den Zustand der

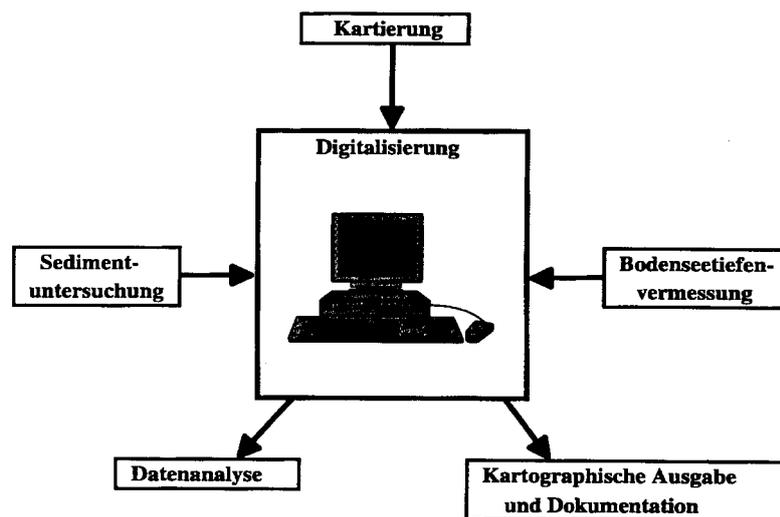


Abb.: 3  
Schematische Übersicht zur Datenauswertung mit Hilfe des GIS

Uferzone, aber auch weitere wertvolle Informationen über Ökologie und Indikatorwert der erfaßten Wasserpflanzenarten.

Ziel des Forschungsprojektes ist der Aufbau eines Informationssystems über die Uferzone des Bodensees, die aktuelle und historische Daten über den Zustand jederzeit abrufbar bereitstellt und Aktualisierungen und Ergänzungen beliebig zuläßt. Dieses Informationssystem stellt eine wertvolle Hilfe sowohl für die Überwachung der Uferzone des Bodensees als auch für zukünftige Planungen im Bereich Nutzung, Bebauung, Sanierung, Renaturierung und Naturschutz dar.

### 3. Literatur

- KOHLER, A., A. BRINKMAIER & H. VOLLRATH (1974): Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. Ber. Bayer. Bot. Ges. 45: 5–36.
- LACHAVANNE, J.B. (1985a): Zustand, Erhaltung und Schutz der Ufer des Vierwaldstättersees. BA f. Forstwesen u. Landschaftsschutz, BA f. Umweltschutz, AK Vierwaldstättersee, Universität Genf: 109 S.
- LACHAVANNE, J.B. (1985b): The consequences of water oligotrophication on macrophytic vegetation of Swiss lakes. Verh. Int. Verein. Limnol. 24: 943–948.
- LANG, G. (1973): Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees. Ber. Int. Gewässerschutzkommission f. d. Bodensee Nr. 12: 67 S.
- LANG, G. (1981): Die submersen Makrophyten des Bodensees – 1978 im Vergleich mit 1967 – Ber. Int. Gewässerschutzkommission f. d. Bodensee Nr. 26: 64 S.
- MELZER, A., R. HARLACHER, K. HELD, R. SIRCH & S. VOGT (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 4: 210 S.
- MELZER, A. (1988): Die Gewässerbeurteilung bayerischer Seen mit Hilfe makrophytischer Wasserpflanzen. Hohenheimer Arbeiten: Gef. u. Schutz v. Gewässern: 105–116.
- PIETSCH, W. (1982): Makrophytische Indikatoren für die ökochemische Beschaffenheit der Gewässer. In: Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung Band II Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden, Gustav Fischer Verlag: 67–88 (Jena).
- SCHMIEDER, K. (1991): Veränderungen der submersen Makrophytenvegetation des Bodensee-Untersees von 1967 bis 1986 als Spiegelbild der trophischen Entwicklung. Verh. Ges. Ökologie 20 (2): 537–544.
- SCHMIEDER, K. (1992a): Bewertung des trophischen Zustandes der Uferzone des Bodensee-Untersees mit Hilfe des Makrophytenindex nach Melzer (1988). DGL Erw. Zus. der Jahrestagung 1991 in Mondsee: 121–125.
- SCHMIEDER, K. (1992b): Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung des Bodensee-Untersees VDI Bericht 901 :1137–1154.
- SCHRÖDER, R. (1981): Die Veränderungen der Submersen Makrophytenvegetation des Bodensees in ausgewählten Testflächen in den Jahren 1967–1978. Ber. Int. Gewässerschutzkommission f. d. Bodensee Nr. 27: 116 S.

Dr. Klaus Schmieder  
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320)  
Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

## Veränderungen von Flora und Vegetation in den Fließgewässern des Erdinger Moores (Münchener Ebene) von 1973 bis 1992

Karin Heimberger, Georg-Heinrich Zeltner und Alexander Kohler

Wasserpflanzen bieten als Bioindikatoren eine sinnvolle Ergänzung zu bisher bewährten Methoden der Gewässerbeurteilung. Im Gegensatz zu den Saprobie-Indikatoren sind Wasserpflanzen als photoautotrophe Organismen nicht von organischer Nahrung abhängig, sondern können als Trophie-Indikatoren eine Belastung mit anorganischen Stoffen anzeigen (SCHMEDTJE & KOHMANN 1987).

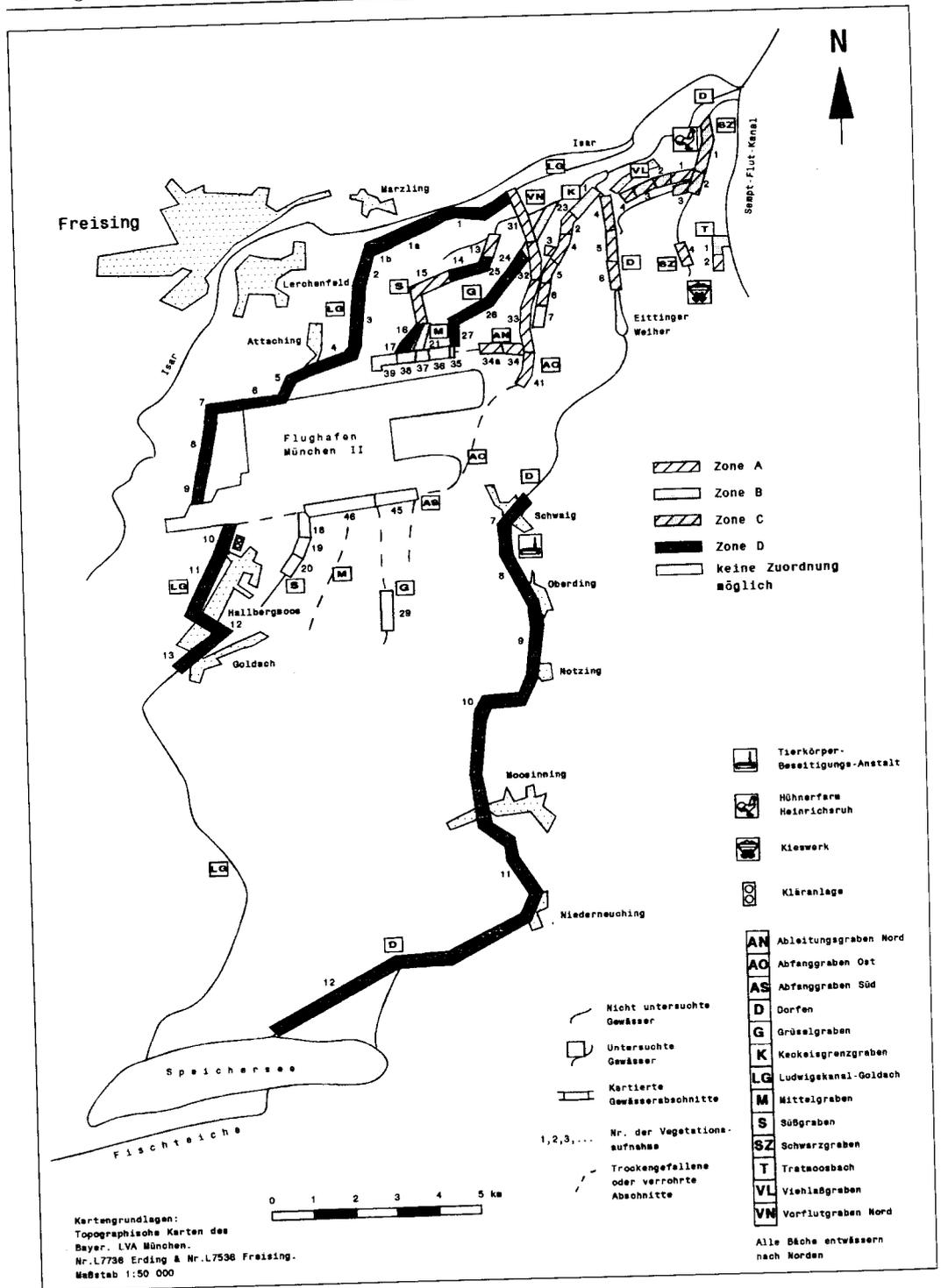
### Untersuchungsgebiet

Das Erdinger Moos ist Teil der würmeiszeitlichen Niederterrassenschotter der Münchener Ebene und ist ursprünglich als Niedermoor ausgeprägt. Die untersuchten Fließgewässer sind dem hydrogencarbonatreichen Typus, mit hoher Wasserhärte und leicht alkalischer Reaktion zuzuordnen. Die beiden größeren Gewässer des Untersuchungsgebietes, Dorfen und Ludwigskanal-Goldach dienen als Vorfluter, während die kleineren Gräben ausschließlich der Entwässerung des Moorgebietes dienen und durch überwiegend landwirtschaftlich genutztes Gebiet fließen. Als Verschmutzungsquelle kommen hier hauptsächlich Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in Betracht. Mit dem Bau des Großflughafens München II, der 1992 in Betrieb genommen wurde, wurden weitere Gräben angelegt. Sie dienen dazu, das Wasser um das Flughafengelände herum umzuleiten (Ableitungsgraben Nord, Abfanggraben Süd und Ost), bzw. um das Wasser in Hochwassersituationen zur Isar hin abzuleiten (Vorflutgraben Nord).

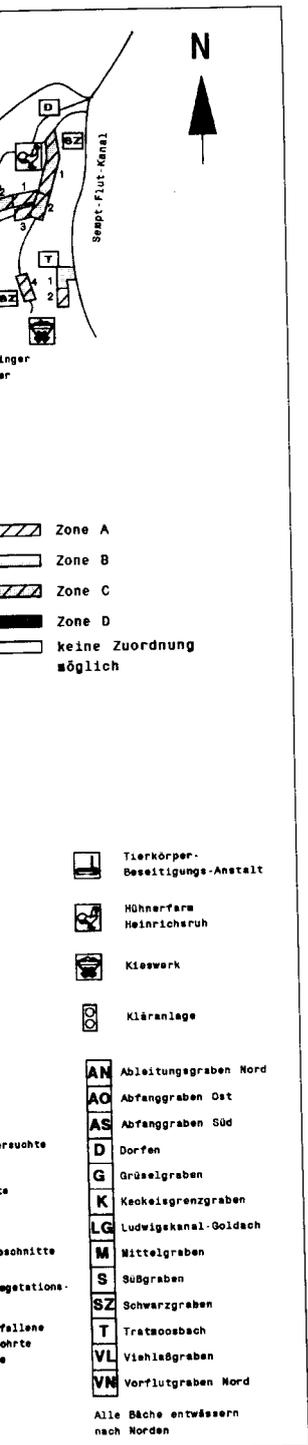
Die untersuchten Fließgewässer sind in Abb.1 dargestellt.

### Zielsetzung

Ziel dieser Arbeit ist es, die Artenentwicklung in den untersuchten Fließgewässern von der Erstkartierung 1973 bzw. 1984 bis 1992 aufzuzeigen. Besondere Aufmerksamkeit ist der Frage gewidmet, wie sich der Bau des Großflughafens München II, der auch für den Wasserhaushalt des Erdinger Moores tiefgreifende Veränderungen mit sich brachte, auf die Entwicklung der submersen Makrophyten ausgewirkt hat.



**Abb. 1:** Darstellung des Untersuchungsgebietes und Einteilung in floristisch-ökologische Fließgewässerzonen



Anhand einer ökologischen Feingliederung der Gewässerläufe werden Maßnahmen zu ihrem Erhalt bzw. ihrer Renaturierung vorgeschlagen.

**Methoden**

Aufnahme und Kartierung der Makrophyten in den Fließgewässern erfolgte in allen Untersuchungsjahren nach derselben Methode (KÖHLER 1978). Um die Entwicklung der einzelnen Arten zu kennzeichnen, wurden ihre Artverbreitungsmuster sowie deren Relative Areallänge und Durchschnittliche Verbreitungsdichte dargestellt (HEIMBERGER 1993).

Die Ausweisung von floristisch-ökologischen Flußzonen (A, B, C, D) basiert auf der Ermittlung von vier ökologischen Artengruppen mit unterschiedlicher Trophieamplitude.

**Ergebnisse**

Die Einteilung der Fließgewässer in floristisch-ökologische Flußzonen für das Jahr 1992 ist in Abb.1 dargestellt.

Die vier Flußzonen sind wie folgt gekennzeichnet:

- A = unbelastete Zone mit *Potamogeton coloratus*-Gruppe
- B = kaum belastete Zone der Quellregion ohne kennzeichnende Artengruppen
- C = leicht belastete Zone mit *Groenlandia densa*-Gruppe
- D = stärker belastete Zone ohne *Groenlandia densa*-Gruppe

Die Tendenzen der Arealveränderungen der Makrophytenarten in den einzelnen Gewässern sind in Tab.1 zusammengefasst.

Eine negative Entwicklung ist in den alten Gräben im Flughafenbereich, Süß-, Mittel- und Grüselgraben, mit Ausnahme des Ludwigskanal-Goldach zu verzeichnen. Die Gründe hierfür sind wohl in der Grundwasserabsenkung und der Gewässerneuordnung zu suchen. Die Absenkung des Grundwassers bewirkte, daß die Abschnitte südlich des Flughafens größtenteils trockengefallen sind. Diese Eingriffe in den Wasserhaushalt hängen mit dem Bau des Flughafens zusammen.

Mit den neuen Gräben im Flughafenbereich und ihrem hohen Grundwasseranteil wurden zum Teil wertvolle neue Lebensräume für gefährdete Wasserpflanzen geschaffen, wie es das Vorkommen von *Potamogeton coloratus* im Vorflutgraben Nord beweist. Es ist aber darauf hinzuweisen, daß diese Lebensräume aufgrund der veränderlichen Wasserführung sehr instabil sind. So dokumentiert eine Nachuntersuchung im Herbst 1993 den massiven Rückgang dieser Art im Vorflutgraben Nord.

Im vom Flughafenbau nicht direkt beeinflussten östlichen Teilgebiet überwiegen zunehmende Tendenzen in der Artenentwicklung. Im Keckeisgrenzgraben konnte sich das für oligotrophe Reinwasserbäche typische Arteninventar stabilisieren; deren Kennart *Potamogeton coloratus*

Arten	Alte Gräben im Flughafensbereich				Neue Gräben im Flughafensbereich				Gewässer östlich des Flughafens				
	LG	S	M	G	AN	AS	AO	VN	K	D	SZ	VL	T
Potamogeton coloratus	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Chara hispida	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Chara vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Nitella opaca	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Spartanium minimum	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Mentha aquatica	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Juncus articulatus	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Groenlandia densa	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Potamogeton bertholdii	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Ranunculus circinatus	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Callitriche obtusangula	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Ranunculus fluitans	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Ranunculus fl. x trichophyllus	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Ranunculus calcareus	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Elodea canadensis	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Potamogeton pectinatus	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Potamogeton crispus	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Zannichellia palustris	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Berula erecta	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Ranunculus trichophyllus	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Spartanium emersum et erectum	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Fontinalis antipyretica	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Myriophyllum verticillatum	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Myriophyllum spicatum	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Utricularia australis	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Potamogeton natans	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Potamogeton perfoliatus	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Hippuris vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Lemna trisulca	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Lemna minor	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Juncus subnodulosus	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.

LG = Ludwigskanal-Goldach, S = Süßgraben, M = Mittelgraben, G = Grüsselgraben  
 AN = Ableitungsgraben Nord, AS = Abfanggraben Süd, AO = Abfanggraben Ost.  
 VN = Vorflutgraben Nord, K = Keckesgrenzgraben, D = Dorfen, SZ = Schwarzgraben,  
 VL = Viehlaßgraben, T = Tratmoosbach

— abnehmend  
 + zunehmend  
 o gleichbleibend  
 . nicht vorkommend

Tab. 1: Arealentwicklung der Makrophyten in den drei Teilgebieten

Arten	Alte Gräben im Flughafensbereich				Neue Gräben im Flughafensbereich				Gewässer östlich des Flughafens				
	LG	S	M	G	AN	AS	AO	VN	K	D	SZ	VL	T
Potamogeton coloratus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chara hispida	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chara vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nitella opaca	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Spartanium minimum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

- abnehmend  
 + zunehmend  
 o gleichbleibend  
 . nicht vorkommend

erfuhr eine Arealausdehnung. Eine besonders artenreiche Vegetation konnte sich in der Dorfen nördlich des Eittinger Weihers behaupten, während eine Verbesserung der Nährstoffbelastung im Oberlauf der Dorfen noch nicht in einem veränderten Artenspektrum zum Ausdruck kam. In diesem Falle werden die Grenzen der Bioindikation durch submerse Makrophyten deutlich. Das Arteninventar von Viehlaßgraben und Tratmoosbach unterlag keinen einschneidenden Veränderungen, doch beim Schwarzgraben hat eine Verschiebung von oligotraphenten Arten hin zu einer mesotraphenten Artengruppe stattgefunden. Möglicherweise ist dafür eine zunehmende Trübung des Wassers durch Kiesabbau verantwortlich.

### Forderungen

Als vordringlichste Maßnahme für die Fließgewässer des Erdinger Moores ist eine Anhebung des Grundwasserspiegels zu fordern bzw. sind weitere Absenkungen auf jeden Fall zu vermeiden.

Für Schutz und Renaturierung der Fließgewässer sind folgende Maßnahmen erforderlich:

Zonen A und B:

- Vermeidung jeglicher Abwasserbelastung, sowie keine Intensivierung der Düngung des Umlandes,
- Anlage von Pufferzonen entlang der Ufer, um Nährstoffeinträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen zu vermeiden,
- behutsame Räumungsmaßnahmen, um die Fließgewässerdynamik zu erhalten und ein Zuwachsen des Gewässers zu vermeiden,

Zone C:

- Vermeidung diffuser Belastungen durch Hauskläranlagen oder Gärten,
- regelmäßig durchgeführte Räumungsmaßnahmen unter Aussparung von Regenerationsabschnitten für die Vegetation,

Zone D:

- Reduzierung der Abwasserbelastung durch Optimierung der Kläranlagen und Anschluß aller Anlieger an Kläranlagen,
- Ausbildung eines gutausgebildeten Ufersaums ermöglichen, um die biologische Selbstreinigung zu erhöhen,
- künstliche Uferbefestigungen wenn möglich vermeiden bzw. auflassen.

## Literatur

- HEIMBERGER, K. (1993): Veränderungen von Flora und Vegetation in den Fließgewässern des Erdinger Moores 1973 bis 1992.-Diplomarbeit Universität Hohenheim.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. – Landschaft u. Stadt 10: 73–85.
- KRÖGEL, E. (1985): Vegetation auf Kiesflächen und in Gräben auf der Großbaustelle des Flughafens München II im Erdinger Moos. – Diplomarbeit Freising-Weihenstephan.
- KUTSCHER, G., KOHLER, A. (1976): Verbreitung und Ökologie submerser Makrophyten in Fließgewässern des Erdinger Moores (Münchener Ebene).– Ber. Bayer. Bot. Ges. 47: 175–228.
- SCHMEDTJE, U. & KOHMANN, F. (1987): Bioindikation durch Makrophyten – Indizieren Makrophyten Saprobie? – Arch. f. Hydrobiol. 109: 455–469.
- UNRATH, C. (1990): Verbreitung, Ökologie und Veränderung des submersen Makrophytenbestandes in den Fließgewässern des Erdinger Moores. – Diplomarbeit Universität Tübingen.

Dipl.-Biol. Karin Heimberger,  
Dipl.-Ing. Georg-Heinrich Zeltner,  
Prof. Dr. Alexander Kohler,  
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320), 70593 Stuttgart

Diese Arbeit wurde durch die Geschwister-Stauder-Schenkung gefördert.

## Veränderungen von Flora und Vegetation im Fließgewässersystem der Moosach (Münchener Ebene) von 1970 bis 1992\*

Charlotte Blumenthal, Georg-Heinrich Zeltner, Alexander Kohler

### 1. Zielsetzung

Die Langzeitstudie dient zur Darstellung mittel- bis langfristiger Reaktionen einzelner Arten und Artengruppen von submersen Makrophyten auf Veränderungen der Belastungssituation eines hydrogencarbonatreichen Niedermoorfließgewässers. Dies kann Aufschluß geben über die Verwendbarkeit submerser Makrophyten als alternative oder zusätzliche Indikatoren für Gewässerbelastungen. Die beobachteten Entwicklungen können außerdem für Maßnahmen des Schutzes und Managements des Gewässers grundlegend sein.

### 2. Methoden

Alle fünf Kartierungen wurden nach der von KOHLER et al. (1971) entwickelten Methode vorgenommen. Der Flußlauf wurde bei der ersten Kartierung in Abschnitte eingeteilt, die bei den Wiederholungsuntersuchungen in ihrer Lage weitgehend unverändert blieben. Eine fünfstufige Schätzskala (1 = sehr selten, 2 = selten, 3 = verbreitet, 4 = häufig, 5 = massenhaft) diente zur Beurteilung der Besiedlungsdichte eines Abschnitts durch eine Art. Auskunft über den Belastungszustand der Gewässer gaben vergleichende Untersuchungen der Nährstofffracht im Flußsystem Moosach.

### 3. Ergebnisse

#### Rückblick

Bei der Erstuntersuchung 1970 (KOHLER et al. 1971, 1973) wurden anhand ökologischer Reihen vier Artengruppen von submersen Makrophyten ausgeschieden. Mit deren Hilfe wurde das Fließgewässersystem in vier 'floristisch - ökologische' Flußzonen eingeteilt, die Ausdruck unterschiedlicher Trophieverhältnisse waren. In den achtziger Jahren bewirkte eine Verschärfung der Belastungssituation, vor allem im Oberlauf eine weitgehende Verwischung der Zonierung. Dies wird durch einen Vergleich der Flußzonen von 1970 und 1992 deutlich (Abb. 1).

\* Herrn Prof. Dr. W. A. Müller zum 60. Geburtstag gewidmet.

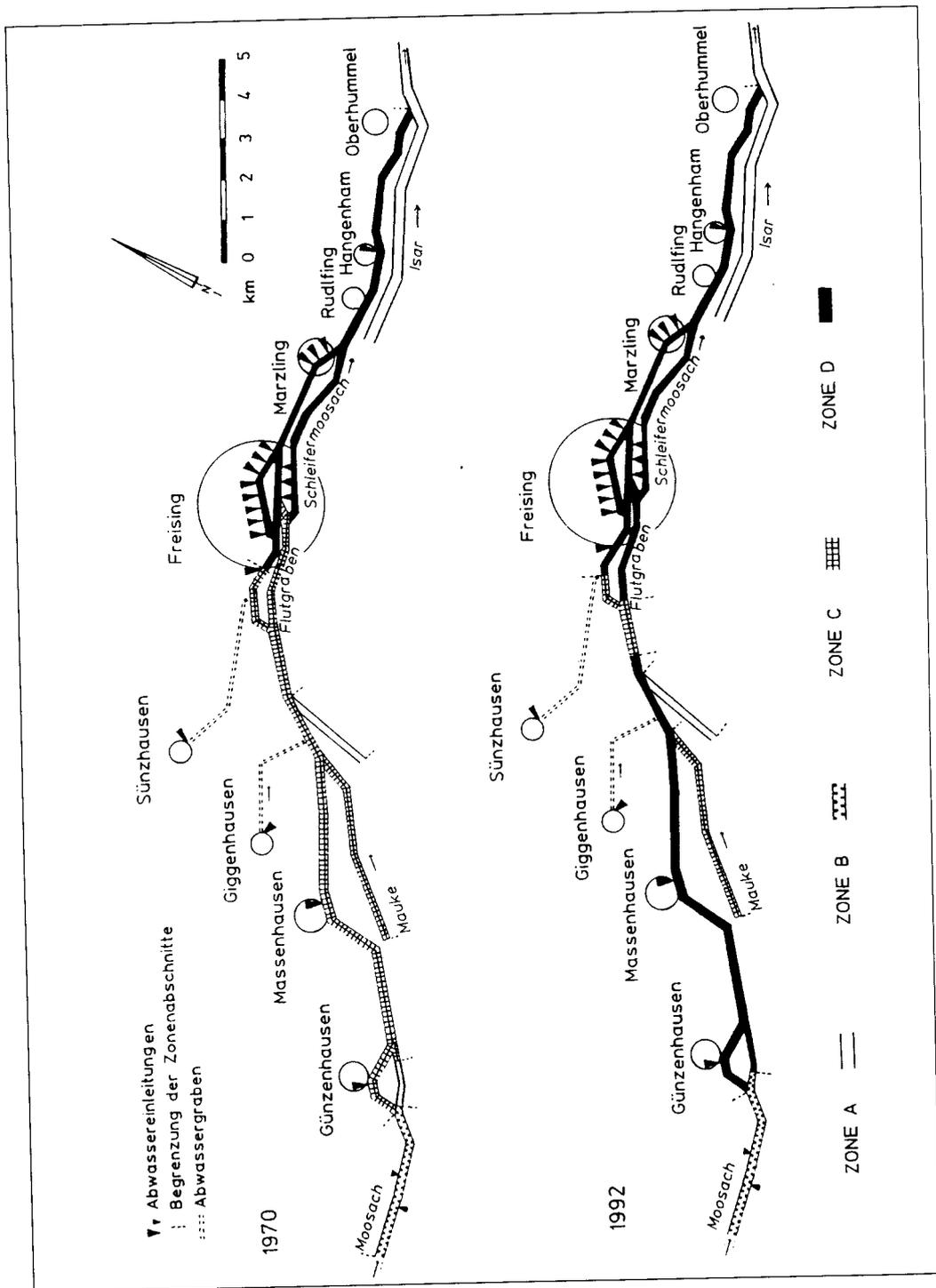
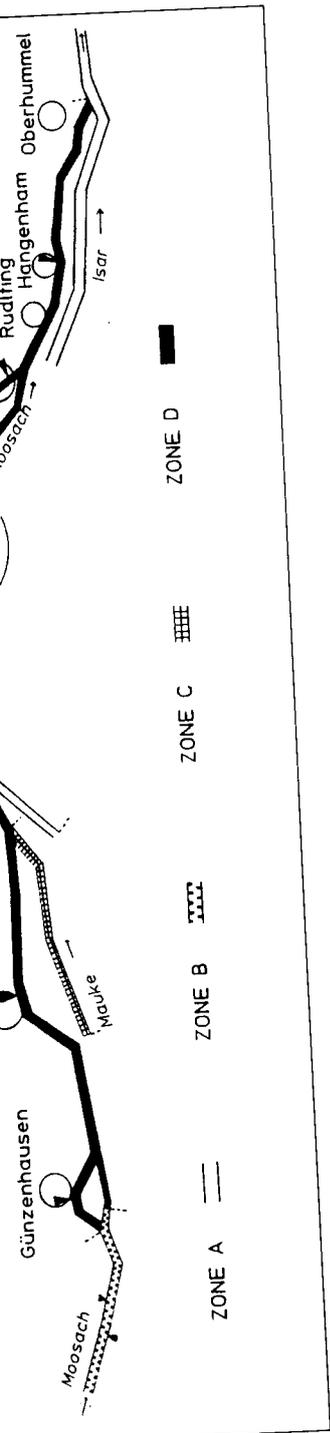
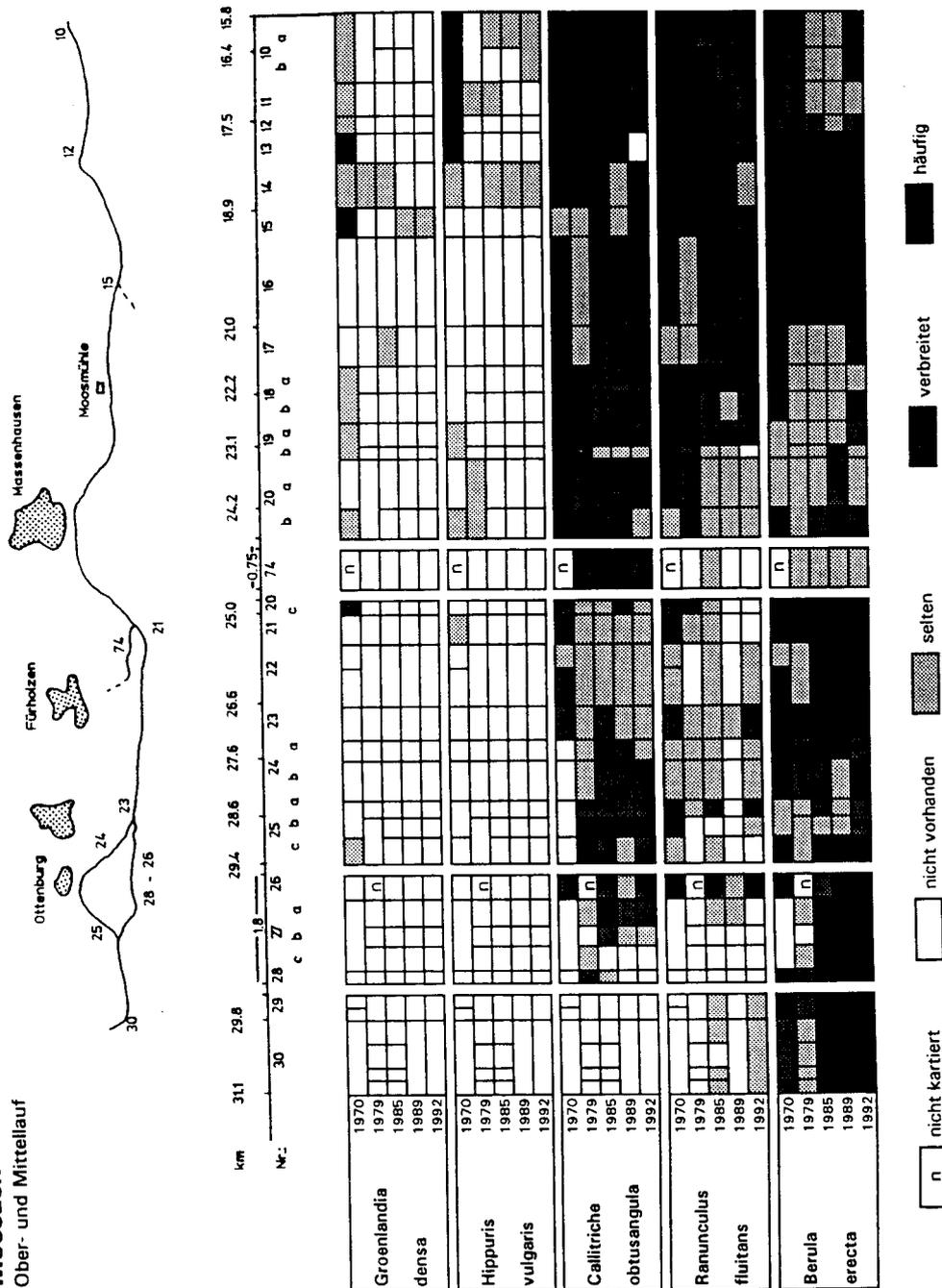


Abb. 1: Vergleich der floristisch-ökologischen Flußzonen der Moosach 1970 und 1992



**Moosach**  
Ober- und Mittellauf



**Abb. 2:** Verbreitung einiger Arten im Ober- und Mittellauf der Moosach

### Ober- und Mittellauf als Beispiel für einen sich stark verändernden Bereich

1970 noch durch empfindliche Arten besiedelt (*Groenlandia densa*, *Hippuris vulgaris*, *Potamogeton natans* var. *prolixus*, *Schoenoplectus lacustris*), erlitt der Oberlauf schon 1979 einen starken Rückgang dieser Arten zugunsten belastungsunempfindlicherer Artengruppen mit *Ranunculus fluitans*, *Callitriche obtusangula*, *Berula erecta*, *Ranunculus trichophyllus* u. a. In den darauffolgenden Jahren bis 1989 kam es zu einer weiteren Ausbreitung der meso- bis eutraphenten Arten bei gleichzeitigem Rückgang empfindlicher Arten. 1992 war erstmals ein Einhalt dieser Entwicklung zu beobachten (Abb. 2).

### Der Pullinger Graben als Beispiel für ein konstant unbelastetes System

Der Artenbestand im grundwassergespeisten oligotrophen Pullinger Graben hat sich seit 1970 kaum verändert. Der Bereich ist frei von Abwassereinleitungen und wird charakterisiert durch Besiedlung mit den hochempfindlichen Arten *Potamogeton coloratus*, *Chara hispida* und *Juncus subnodulosus* (Abb. 3).

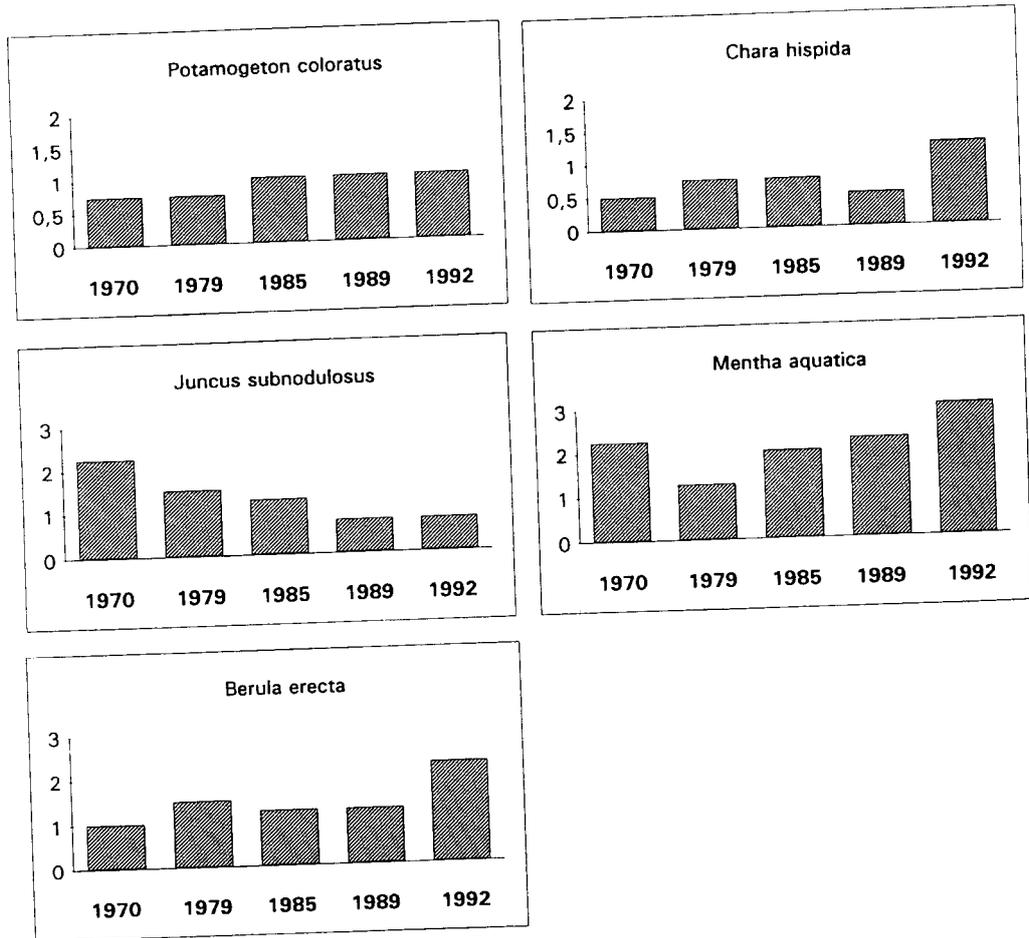


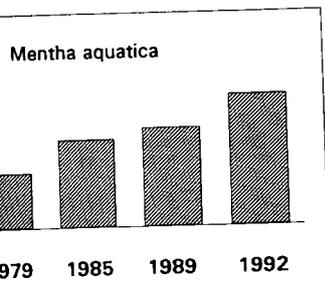
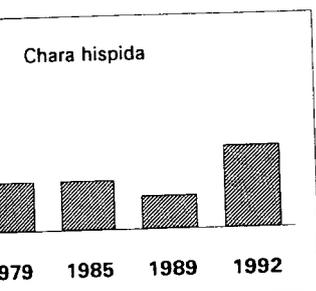
Abb. 3: Relative Verbreitungsdichte einiger Arten im Pullinger Graben 1970 – 1992

### ernden Bereich

*sa*, *Hippuris vulgaris*, *Pota-*  
r Oberlauf schon 1979 einen  
dlicherer Artengruppen mit  
*nunculus trichophyllus* u. a.  
n Ausbreitung der meso- bis  
Arten. 1992 war erstmals ein

### tes System

llinger Graben hat sich seit  
ngen und wird charakterisiert  
*on coloratus*, *Chara hispida*



- 1992

## 4. Schlußfolgerungen

Stoffeinträge, vor allem aus Landwirtschaft und Siedlungen im Untersuchungsgebiet in den späten sechziger und den siebziger Jahren, finden ihren Ausdruck in der Entwicklung des Artenbestandes im Ober- und Mittellauf der Moosach. Der Bestand an mesotraphenten Arten der *Groenlandia densa*-Gruppe ist dort nachhaltig geschädigt. Es findet derzeit jedoch kein weiterer Rückgang dieser Arten mehr statt, was u. a. auf die Extensivierung der Landwirtschaft und den Bau von Kläranlagen zurückzuführen sein dürfte. Die Stabilität dieser Entwicklung und der Erfolg weiterer wasserbaulicher Maßnahmen muß in den folgenden Jahren überprüft werden.

Die Vegetation des Pullinger Grabens gehört zu den am meisten gefährdeten Wasserpflanzenformationen Mitteleuropas, die nur durch Vermeidung jeglicher Abwasserbelastung und von Grundwasserabsenkungen erhalten werden kann. Für die Renaturierung der Vegetation der Moosach selbst ist eine weitere Nährstoffentlastung erforderlich.

## 5. Literatur

- KOHLER, A., VOLLRATH, H., BEISL, E., (1971): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäßmakrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol. 69, 333 – 365
- KOHLER, A., WONNEBERGER, R., ZELTNER, G.-H., (1973): Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher „Verschmutzungsindikatoren“ im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol. 72, 533 – 549
- KOHLER, A., ZELLER, M., ZELTNER, G.-H., (1987): Veränderungen von Flora und Vegetation im Fließgewässersystem der Moosach (Münchener Ebene) 1970 – 1985. Bayer. Bot. Ges. 58, 115 – 137

Dipl.-Biol. Charlotte Blumenthal  
Dipl.-Ing. hort. G.-H. Zeltner  
Prof. Dr. A. Kohler  
Universität Hohenheim  
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie -320-  
70593 Stuttgart

## ***Potamogeton coloratus* in den Fließgewässern der Friedberger Au. – Eine gefährdete Wasserpflanzenart unter 20jähriger Beobachtung (1972 bis 1992).**

Martin Hänsel, Georg-Heinrich Zeltner, Alexander Kohler

### **1. Einleitung**

Flora und Vegetation der hydrogenkarbonatreichen Fließgewässer der Friedberger Au wurde von unserer Arbeitsgruppe in den Jahren 1972, 1978, 1982, 1992 nach derselben Methode aufgenommen und kartiert. Damit war es möglich, längerfristige Veränderungen der Artverbreitungsmuster der submersen Makrophyten zu erfassen und deren Ursachen aufzuklären.

Für den Posterbeitrag wurde aus den Kartiererergebnissen eine äußerst belastungsempfindliche Art ausgewählt, die im Untersuchungsgebiet nur in grundwassergespeisten Gräben verbreitet ist: *Potamogeton coloratus*. In den Gräben wurden im Beobachtungszeitraum insgesamt 21 Makrophyten registriert.

Eine Gesamtdarstellung der Veränderungen der Vegetation in den Fließgewässern der Friedberger Au soll einer ausführlichen Studie vorbehalten bleiben.

### **2. Das Untersuchungsgebiet**

Die Friedberger Au liegt nordöstlich der Stadt Augsburg im Lechtal in Bayern. Das ebene Gelände mit Niedermoorcharakter liegt auf einer Höhe um 450 m NN.

Eine mehrere Meter mächtige, fluviale Talkiesfüllung über tertiären Flinzschichten stellt dort einen bedeutenden Grundwasserträger dar. Durch eine Welle im Flinz tritt das Grundwasser an die Erdoberfläche und sammelt sich in kleinen Gräben, die durchweg hohe Wasserqualitäten aufweisen und nach wenigen Kilometern wieder in den Kiesen der Flußau versickern.

Die fruchtbare Flußlandschaft ist landwirtschaftlich (Ackerbau und Dauergrünland) geprägt. Aber der angrenzende Wirtschafts- und Siedlungsraum von Augsburg dehnte sich in den vergangenen Jahren auch weiter an den Ufern der Fließgewässer aus. Zusammen mit vielfältigen Eingriffen in den Grundwasserhaushalt waren für den Untersuchungszeitraum Veränderungen für die Gräben und damit die Wasserpflanzen zu erwarten.

### 3. Methoden

Die Aufnahme und Kartierung der Makrophyten erfolgte in den fünf Untersuchungsjahren nach der selben Methode (KOHLER 1978). Zudem wurden verschiedene Umweltfaktoren festgehalten, wie Beschattung des Gewässers, Trübung, Sohlenhärte und Sedimentbeschaffenheit, Belastungsmöglichkeiten durch Siedlungen, Landwirtschaft, Kläranlagen und Nebenbäche, um sie als Ursachen der Veränderungen zu bewerten. Bedeutend für die Verbreitungsmuster der submersen Vegetation sind auch Grundwasserzutritte in die abfließenden Gräben; an diesen Stellen ist mit einer Aufbesserung der Wasserqualität und Änderungen im Temperaturregime zu rechnen.

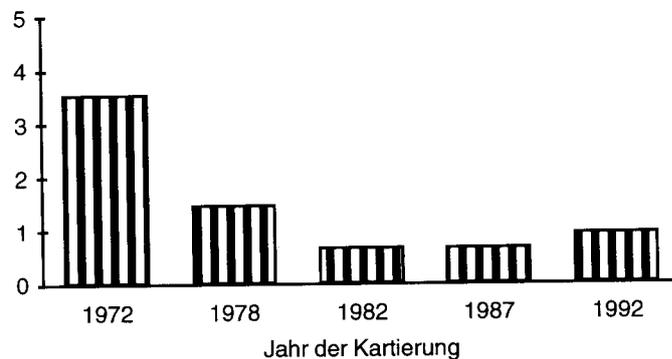
Grundlage der Auswertungen bilden die Veränderungen der Areallängen (Summe der Länge der Gewässerabschnitte mit dem Vorkommen der Art) und die Verlagerung der Standorte im Gewässer (HÄNSEL 1993).

### 4. Ergebnisse

#### Der Höhgraben

*Potamogeton coloratus* hat im Höhgraben 73% seines Lebensraumes seit 1972 durch das Trockenfallen großer Fließstrecken im Ober- und Unterlauf verloren (Abb. 1). Ursachen sind Eingriffe in den Grundwasserhaushalt durch eine nahegelegene Lechstaustufe und Grundwassersenkungen für Baumaßnahmen.

Der Verbreitungsschwerpunkt für *Potamogeton coloratus* lag 1992 in quellnahen Abschnitten. Im mittleren Teil des Baches ist ein allgemeiner Artenrückgang eingetreten, der auch eutraphente Arten erfaßt hat. Der Graben wird wenig gepflegt und verlandet dadurch, so daß submerse Makrophyten durch Sumpfpflanzen allgemein verdrängt werden (KOHLER et al. 1989). Die verminderte Wasserführung wirkt zusätzlich, über geringere Verdünnung von belastenden Einleitungen, auf empfindliche Wasserpflanzen ein.



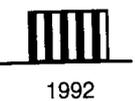
**Abb. 1:**  
Die Veränderungen im Höhgraben.

...fünf Untersuchungsjahren  
...chiedene Umweltfaktoren  
...te und Sedimentbeschaf-  
...ft, Kläranlagen und Ne-  
...Bedeutend für die Ver-  
...utritte in die abfließenden  
...alität und Änderungen im

...ängen (Summe der Länge  
...agerung der Standorte im

...mes seit 1972 durch das  
...n (Abb. 1). Ursachen sind  
...echstaustufe und Grund-

...2 in quellnahen Abschnit-  
...g eingetreten, der auch eu-  
...verlandet dadurch, so daß  
...gt werden (KÖHLER et al.  
...ngere Verdünnung von be-



### Der Hörgelaugraben

Der Hörgelaugraben zeigte die stabilsten Verhältnisse. Der große Einbruch für die Verbreitung von *Potamogeton coloratus* in der Kartierung von 1987 war durch einen Ölunfall auf dem Flugplatz von Augsburg mit anschließenden, umfangreichen Sedimenträumungen verursacht worden (Abb. 2). Fünf Jahre später hatten sich die Bestände in den alten Lebensräumen wieder etabliert. Noch heute gelangen Öle und Abfälle aus dem Flughafengelände in das Gewässer und bedrohen Fauna und Flora.

Weitere Belastungen für das Gewässer stellen Viehtränken (Koteintrag), Waschplätze für Landmaschinen (Öl und Nährstoffe), Feldspritzenbefüllstellen (Pestizide) und Fischzuchten (Nährstoffe) dar, die ihren Ausdruck in den Verbreitungsmustern der Vegetation fanden.

Durch regelmäßige Räumungen wurde die Verlandung des Grabens verhindert, jedoch werden hierbei die Erkenntnisse unserer Untersuchungen noch nicht eingesetzt. Zum Beispiel ist *Myriophyllum verticillatum*, ein Neuankommling in diesem Gewässer, mit sehr schwachen Beständen durch das Ausräumen des Vorkommens gefährdet.

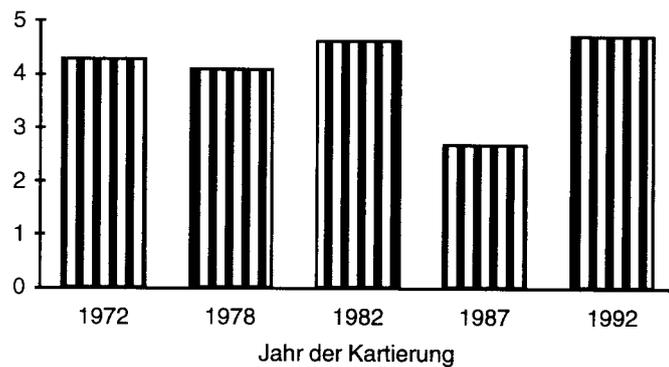


Abb. 2:  
Die Veränderungen im Hörgelaugraben.

### Der Forellenbach

Das Diagramm der Areallängen von *Potamogeton coloratus* im Forellenbach zeigt scheinbar konstante Verhältnisse (Abb. 3). Es gab jedoch große Arealverschiebungen aufgrund von

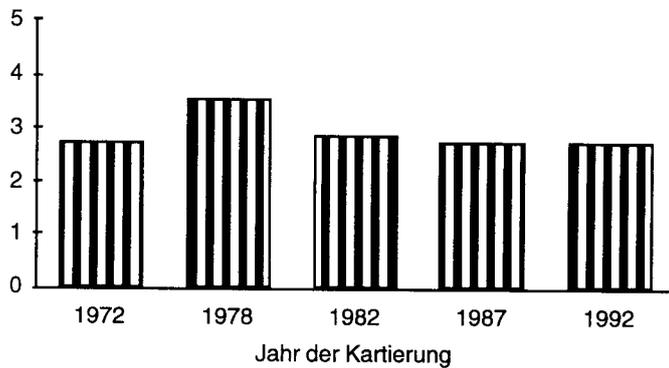
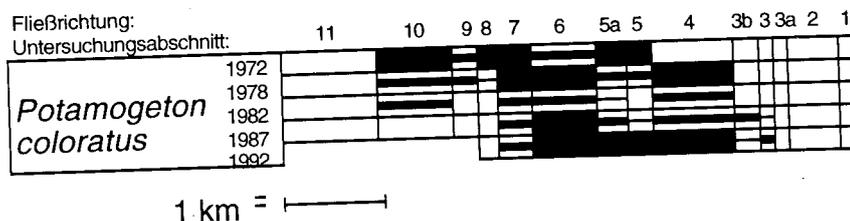


Abb. 3:  
Die Veränderungen im Forellenbach.

trockengefallenen und neu hinzu gewonnenen Abschnitten. Die Ursachen liegen teilweise vor der Erstkartierung 1972 und sind damit nicht mehr nachvollziehbar (Abb. 4).



**Abb. 4:**

Die Verbreitungsübersicht für *Potamogeton coloratus* im Forellenbach stellt das Gewässer schematisch in den fünf Untersuchungsjahren dar und macht die umfangreichen Arealverschiebungen deutlich. Die Abschnitte im Quellbereich 8, 9 und 10, noch 1972 mit größtenteils massenhaften Vorkommen gingen bis 1987 als Lebensraum verloren, die Abschnitte 9, 10 und 11 waren 1992 sogar ausgetrocknet. Neubesiedelt wurde zwischen 1972 und 1978 der Abschnitt 4, 1987 die Abschnitte 3 und 3b. Damit hat sich das Vorkommen um mehr als einen Kilometer bachabwärts verlagert. (Füllung = sehr häufig bis massenhafte Verbreitung; Balken = verbreitet bis häufig; Linie = sehr selten bis selten; leer = ohne Vorkommen; fehlendes Kästchen = nicht mehr kartierwürdig).

## Literatur

- HÄNSEL, M. (1993): Die Anpassungen von Flora und Vegetation in den kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au (bei Augsburg) an wechselnde Belastungen von 1972 bis 1992. – Diplomarbeit, Universität Hohenheim, unveröffentlicht.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. – Landschaft und Stadt 10: 23–85.
- KOHLER, A.; WARNEK, L.; ZELTNER, G.-H. (1989): Veränderungen von Flora und Vegetation in den kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au von 1972 bis 1987. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 83: 407–751.

Anschrift der Verfasser:

Martin Hänsel

Dipl.-Ing. Hort. Georg-Heinrich Zeltner

Prof. Dr. Alexander Kohler

Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320)

Universität Hohenheim

D-70599 Stuttgart

chen liegen teilweise vor  
(Abb. 4).

4	3b	3 3a	2	1

llt das Gewässer schematisch  
lverschiebungen deutlich. Die  
hhaften Vorkommen gingen bis  
ogar ausgetrocknet. Neubesie-  
e 3 und 3b. Damit hat sich das  
= sehr häufig bis massenhafte  
; leer = ohne Vorkommen; feh-

in den kalkreichen Fließge-  
le Belastungen von 1972 bis  
ntlicht.  
etation von Süßwasserbioto-  
en von Flora und Vegetation  
von 1972 bis 1987.– Arch.

## Flora und Vegetation der Brenz und der Hürbe (Ostalb) – Ihre Entwicklung von 1987 bis 1993 –

Roland Fritz, Georg-Heinrich Zeltner und Alexander Kohler

### Einleitung

Am Beispiel von Brenz und Hürbe wurden Veränderungen der Fließgewässervegetation und deren mögliche Ursachen, vor allem auch im Hinblick auf die Gewässerbelastung, untersucht. Als Vergleich diente eine Kartierung von 1987 (KAHNT et al. 1989).

### Das Untersuchungsgebiet

Die Brenz, die nach ca. 52 km Fließstrecke in die Donau mündet, ist das bedeutendste Fließgewässer der östlichen Schwäbischen Alb. Wegen ihres geringen Gefälles und der weitgehend geringen Beschattung ist sie größtenteils dicht mit submersen Makrophyten bewachsen. Die 8 km lange Hürbe ist der einzige größere Zufluß der Brenz. Das Brenztal ist dicht besiedelt und stellt eine der Hauptindustrieachsen in Ostwürttemberg dar.

### Methoden

Die Gewässer wurden von Juni bis Anfang Oktober 1993 nach der Methode von KOHLER (1978) kartiert, nach der auch 1987 verfahren wurde. Zur Schätzung der Häufigkeit der Arten wird eine fünfstufige Skala verwendet. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt anhand einer auf drei Stufen reduzierten Schätzskala. Im gleichen Zeitraum wurden an insgesamt 11 Meßstellen chemisch-physikalische Wasseruntersuchungen durchgeführt. Zum Vergleich der Kartierungsergebnisse 1987 und 1993 wurden für häufige Arten die „relative Areallänge“ nach folgender Formel berechnet (HÄNSEL 1993):

$$L_r(\%) = \frac{\sum_{k=1}^n L_k}{L_{\text{ges}}} 100$$

- $L_k$  = Länge der Abschnitte mit der Art X
- $L_{\text{ges}}$  = Gesamtlänge der kartierten Abschnitte
- $n$  = Anzahl der Abschnitte mit der Art X
- $k$  = Laufindex

## Ergebnisse

Die Brenz ist nach den vorliegenden Messungen ein hydrogencarbonatreiches Gewässer, das bis Schnaitheim mit Phosphat- und Ammoniumwerten ( $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  und  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )  $< 0,1$  mg/l als mesotroph einzustufen ist. Im mittleren und unteren Teil der Brenz nimmt die Eutrophierung zu ( $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  max. 0,43 mg/l;  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  max. 0,23 mg/l). Unbelastete Bereiche finden sich nicht.

In den untersuchten Gewässern wurden 36 Wasserpflanzenarten gefunden. 19 echte Hydrophytenarten siedeln in der Brenz. Die Hürbe hat mit 8 Hydrophytenarten ein reduziertes Artenspektrum. Die Verbreitung der wichtigsten submersen Makrophyten in Brenz und Hürbe ist in den beiden folgenden Abbildungen 1 und 2 im Vergleich zu Kartiererergebnissen von 1987 dargestellt.

- Im „Oberlauf“ der Brenz bis Schnaitheim (Kartierabschnitte 99–81) herrschen *Hippuris vulgaris*, *Groenlandia densa*, *Ranunculus x gluckii* und *Berula erecta* vor. Die Zusammensetzung der Bestände und die Häufigkeit der Arten wechseln kleinräumig stark. Die beiden Arten *Groenlandia densa* und *Hippuris vulgaris* kennzeichnen nach SCHÜTZ (1992) im Untersuchungsgebiet Flußbereiche mit geringer organischer Belastung.
- Von Schnaitheim bis Heidenheim (Abschnitte 81–70) ändert sich die Vegetation einschneidend. Hier dominieren *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus*, zwei Arten, die phosphatarmer Bereiche meiden (KOHLER & ZELTNER 1981). Die verschmutzungsempfindlicheren Arten des „Oberlaufs“ treten flußabwärts von Schnaitheim nur noch vereinzelt in der Brenz auf.
- Von Heidenheim bis hinter Bächingen (Abschnitte 70–25) ändert sich die Vegetation auf einer langen Flußstrecke wenig: *Callitriche obtusangula* und *Ranunculus trichophyllus* sind die häufigsten Arten. Beides sind Wasserpflanzen, die relativ unempfindlich sind gegen Eutrophierung (KOHLER & ZELTNER 1981). Sehr artenreich ist die Brenz im Stadtgebiet von Herbrechtingen (Abschnitte 52 und 50).
- Von Bächingen bis zur Mündung in die Donau ist weitgehend dasselbe Arteninventar vorhanden, wie es ab Heidenheim in der Brenz zu finden ist. Die Zusammensetzung der Vegetation und die Dominanz einzelner Arten wechseln jedoch wieder kleinräumig.

Die „relative Areallänge“ gibt an, welche prozentuale Länge des Gewässers eine Art besiedelt. In Verbindung mit der Verbreitung und Häufigkeit der Arten (Abb. 1) lassen sich folgende Verbreitungstendenzen submerser Makrophyten bezogen auf den gesamten Flußverlauf der Brenz feststellen:

- Keine bis geringe Veränderung in Areallänge und Häufigkeit zeigen die Arten *Callitriche obtusangula*, *Berula erecta*, *Elodea canadensis*, *Zannichellia palustris* und *Sparganium erectum et emersum*. Der nur bis Heidenheim auftretende Bastard *Ranunculus x gluckii* kommt bei etwa gleichem Areal 1993 etwas häufiger vor als 1987.
- Stärkste Veränderungen der Areallänge und der Häufigkeit weist *Ranunculus trichophyllus*, eine Art mit weiter Tropheie-Amplitude, auf. 1987 noch meist zerstreut in der





Abb. 2:  
Verbreitung submerser Makrophyten in der Hürbe  
1987 und 1993 (I)

Q-Quelle  
W-Wehr  
n- nicht kartiert

häufig bis massenhaft  
verbreitet  
sehr selten bis zerstreut  
nicht nachgewiesen

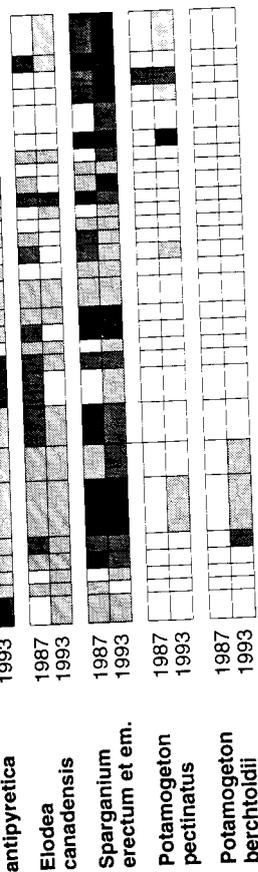


Abb. 1 (Teil 2)  
Verbreitung submerser Makrophyten in Brenz und Pfeffer 1987 und 1993

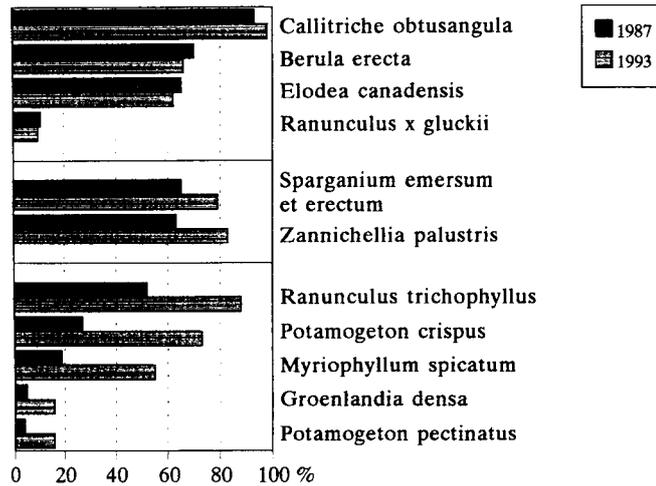


Abb. 3:  
Relative Areallängen submerser Makrophyten der Brenz

Brenz zu finden, besiedelt der Haarblättrige Hahnenfuß 1993 fast die gesamte Brenz und tritt häufig bis massenhaft auf.

- Starke Arealzunahmen zeigen auch die eutraphenten Arten *Potamogeton crispus* und *Myriophyllum spicatum*. Sie treten jedoch meist in geringerer Häufigkeit auf.
- Das Dichtblättrige Laichkraut *Groenlandia densa*, eine verschmutzungsempfindliche Art, nimmt im „Oberlauf“ der Brenz an Häufigkeit und Areallänge zu.

**Zusammenfassung**

Flußbegradigung und zunehmende Eutrophierung durch kommunale Abwässer und diffuse Einträge aus der Landwirtschaft führten in den 60er und 70er Jahren zu einem Verschwinden von Arten bzw. zu einem Rückzug in den oberen Teil der Brenz (SCHÜTZ 1992). Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen eine weitere Ausbreitung von Arten mit größerer ökologischer Amplitude im mittleren und unteren Bereich der Brenz. Ein weiterer Rückgang verschmutzungsempfindlicher Arten wie *Groenlandia densa* wurde dagegen nicht festgestellt. Möglicherweise zeigen sich hier erste Erfolge verstärkter Bemühungen zur Gewässerreinigung.

## Literatur

- HÄNSEL, M. (1993): Die Anpassungen von Flora und Vegetation in den kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au (bei Augsburg) an wechselnde Belastungen von 1972 bis 1992.– Diplomarbeit Univ. Hohenheim
- KAHNT, U., W. KONOLD, G.-H. ZELTNER, A. KOHLER (1989): Wasserpflanzen in Fließgewässern der Ostalb. Verbreitung und Ökologie.– Verlag Josef Margraf, Weikersheim
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen.– *Landschaft und Stadt* 10, (2): 73–85
- KOHLER, A. & G.-H. ZELTNER (1981): Der Einfluß von Be- und Entlastung auf die Vegetation von Fließgewässern. – Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Sonderreihe Umwelttagung Hohenheim 31: 127–139
- SCHÜTZ, W. (1992): Struktur, Verbreitung und Ökologie der Fließgewässerflora Oberschwabens und der Schwäbischen Alb.– *Dissertationes Botanicae* 192. Stuttgart, 195 Seiten

Roland Fritz  
Dipl.-Ing. hort. G.-H. Zeltner  
Prof. Dr. A. Kohler  
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320) der Universität Hohenheim  
Postfach 700562  
70593 Stuttgart

Diese Arbeit wurde durch die Geschwister Stauder-Schenkung gefördert. Außerdem hat die freundliche Förderung der Markelstiftung wesentlich zum Gelingen der Arbeit beigetragen.

den kalkreichen Fließge-  
belastungen von 1972 bis

mpflanzen in Fließgewäs-  
argraf, Weikersheim  
vegetation von Süßwasser-

astung auf die Vegetation  
schutz, Sonderreihe Um-

Fließgewässerflora Ober-  
anicae 192. Stuttgart, 195

ät Hohenheim

efördert. Außerdem hat die  
en der Arbeit beigetragen.

## Die Makrophytenvegetation der Pegnitz (Mittelfranken)

Anke Kelber, Georg-Heinrich Zeltner, Alexander Kohler

### Ziel und Methode der Vegetationskartierung

Die Kartierung der Pegnitzvegetation wurde mit dem Ziel angefertigt, den Ist-Zustand des Fließgewässers Pegnitz zu dokumentieren und diese anhand der Makrophytenverteilung und einiger Zeigerarten in Belastungszonen einzuteilen.

Die Pegnitz entspringt ungefähr 30 Kilometer südlich von Bayreuth in Pegnitz auf einer Höhe von 425 m NN. Nach 117 Kilometern mündet sie hinter Nürnberg in die Rednitz. Bedingt durch die Juraformation, in der die Pegnitz ihren Ursprung hat, und die zahlreichen Grundwassereinflüsse, ist die Pegnitz als carbonatharter, sommerkühler Fluß einzuordnen. Die Wasserqualität schwankt gemäß der Einteilung des Saprobien-systems in Gewässergüteklassen im Verlauf der Pegnitz um I - II bis II - III.

Die Vegetation der submersen Makrophyten wurde nach der Methode von KOHLER (1978) aufgenommen und kartiert. Die Mengenschätzung erfolgte nach einer 5-stufigen Skala (1 = sehr selten, 2 = selten, 3 = verbreitet, 4 = häufig, 5 = massenhaft). Neben Wasseranalysen, mit denen die Gehalte an Ammonium, Nitrat, Nitrit, Phosphat, Chlorid und die Härtegrade der Carbonathärte und der Gesamthärte mit Hilfe von Schnelltests festgestellt wurden, wurden Messungen der pH-Werte und der Leitfähigkeit durchgeführt. Außerdem wurden äußere Einflüsse, wie Beschattungsgrad, Wassertrübung und Fließgeschwindigkeit festgehalten. Auch über das Umland der Pegnitz wurden Aussagen bezüglich Bewirtschaftung oder Siedlungen getroffen.

### Ergebnisse

Die pH-Werte des Pegnitzwassers bewegen sich um 7,8. Die Leitfähigkeit, die an der Pegnitzquelle mit 700  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gemessen wurde, sinkt nach dem Zufluß der carbonatarmen Fichtenohe auf 340  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , steigt dann aber durch Grundwasserzuflüsse wieder bis 540  $\mu\text{S}/\text{cm}$  an. Einen ähnlichen Verlauf nehmen die Werte der Wasserhärte. Die Gesamthärte der Pegnitzquelle von 19° dH sinkt nach dem Zufluß der Fichtenohe auf Werte um 8° dH. Er steigt im weiteren Verlauf der Pegnitz wieder bis 18° dH an. Die Wassertemperatur der Pegnitz steigt im Sommer nicht über 17° C, im Winter sinkt die Temperatur nicht unter -1° C.

Die Wasseranalysen zeigen erhöhte Phosphat- und Ammoniumwerte ab Michelfeld, die hier

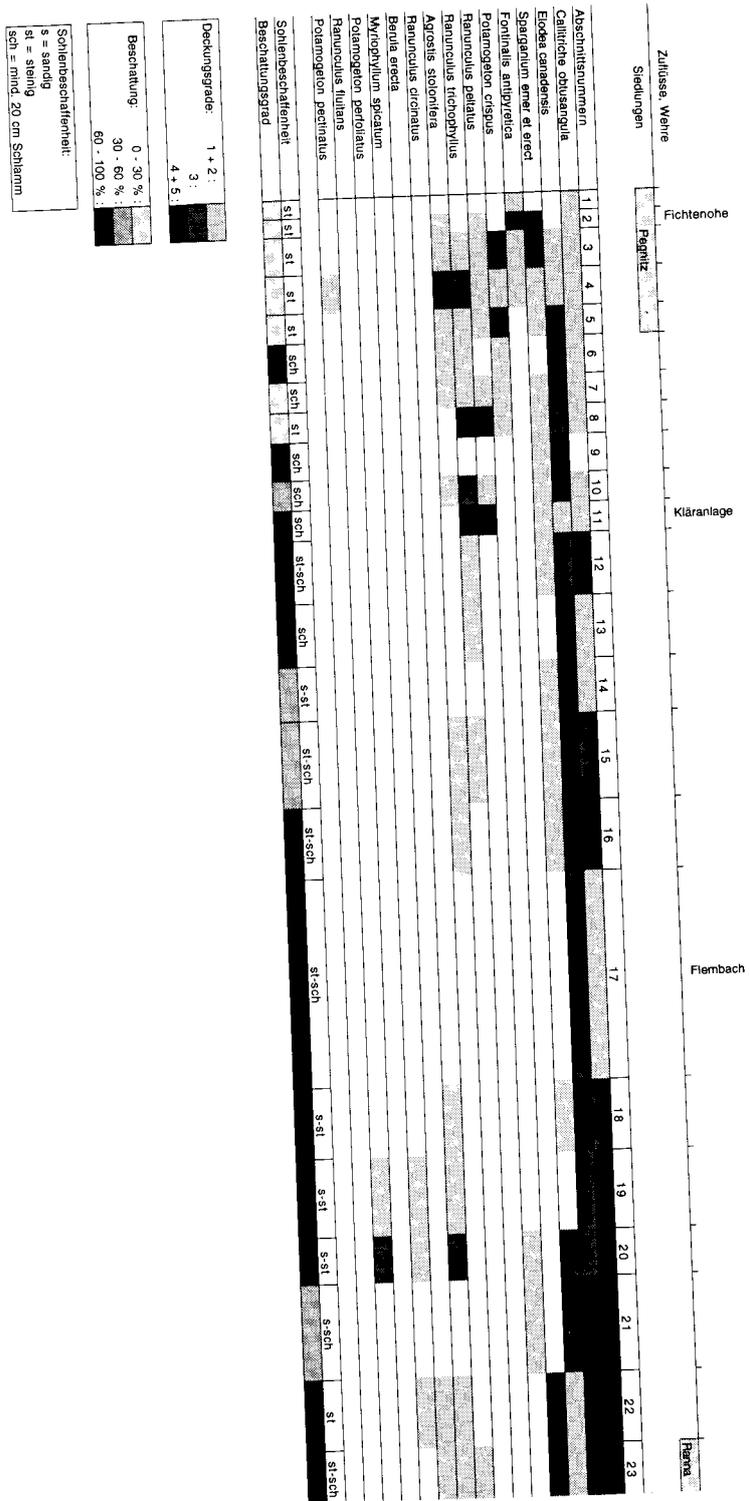
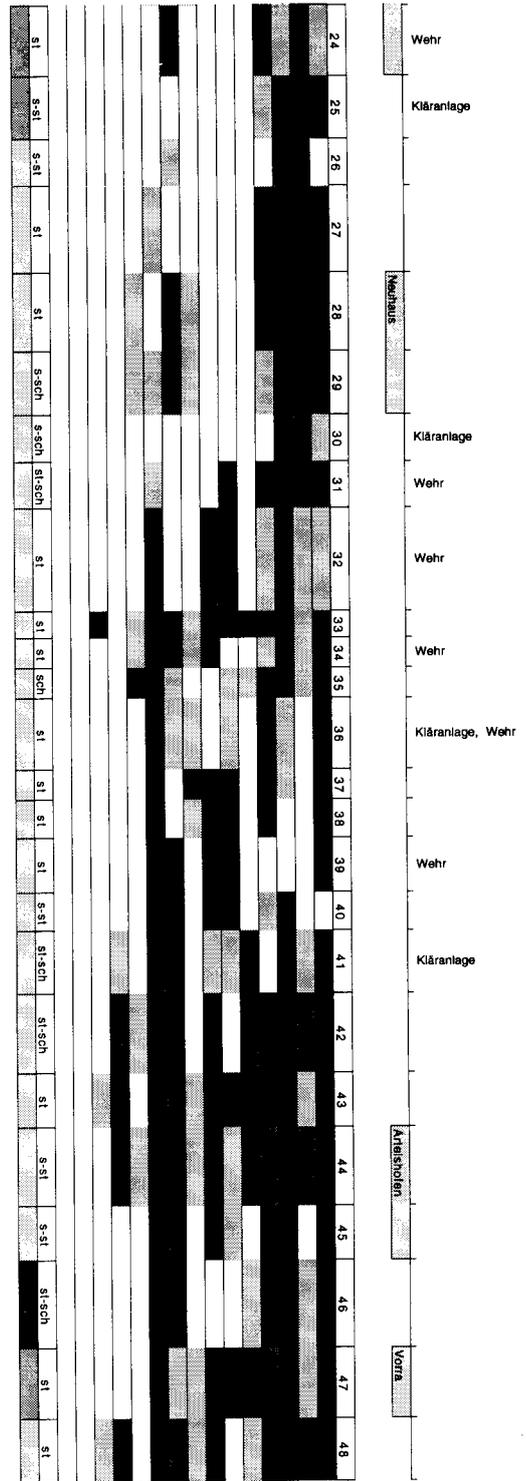
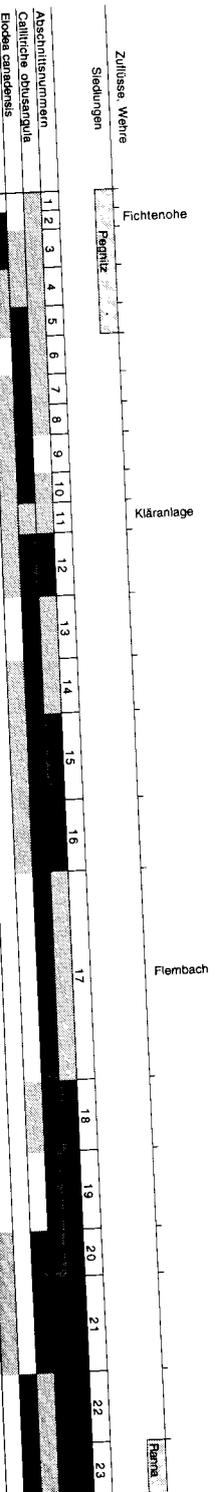


Abb. 1: Graphische Darstellung der Verbreitung der submersen Makrophyten der Pegnitz (Teil 1)



**Abb. 1:**  
Graphische Darstellung der Verbreitung der submersen Makrophyten der Pegnitz (Teil 2)



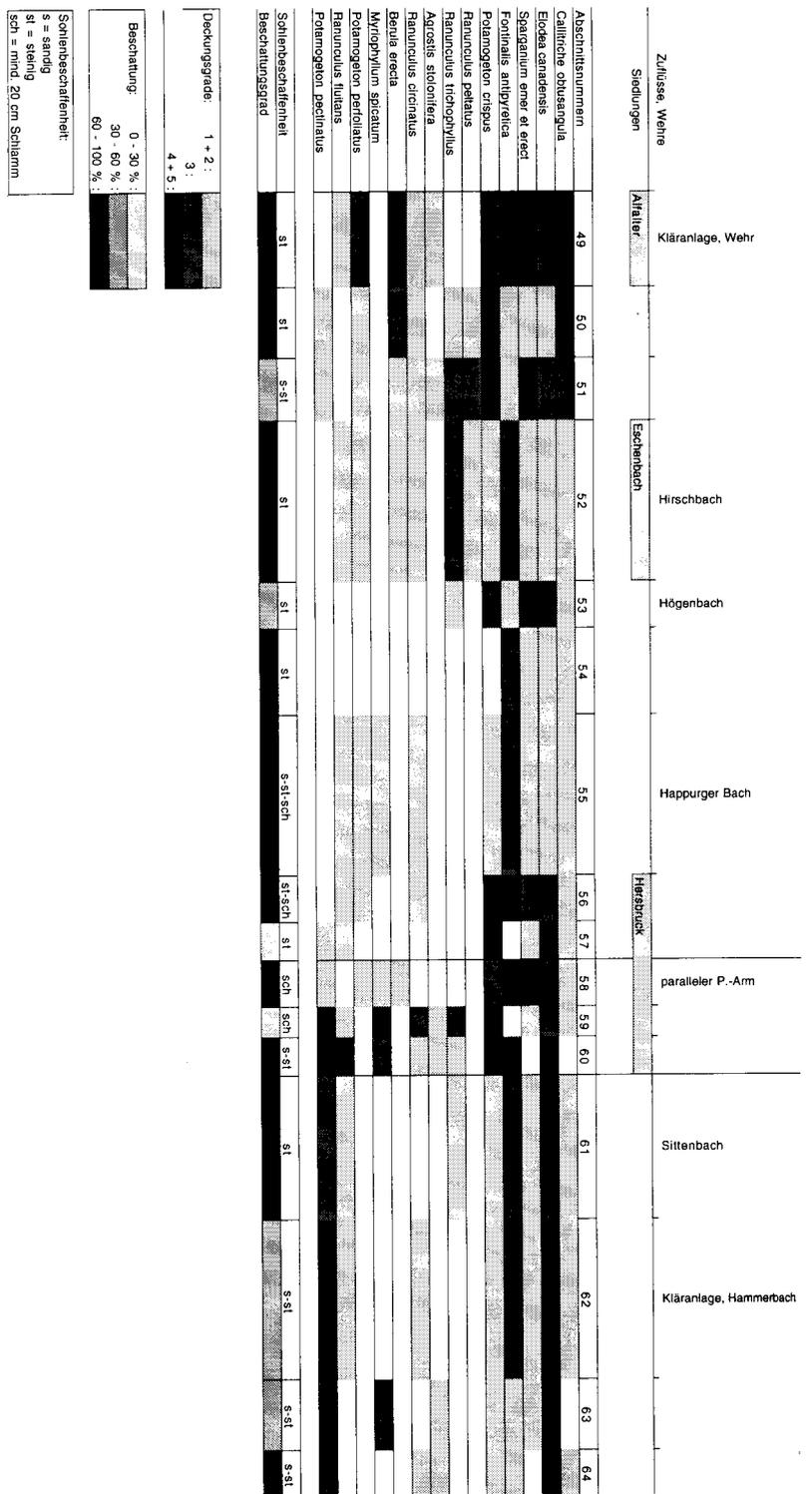
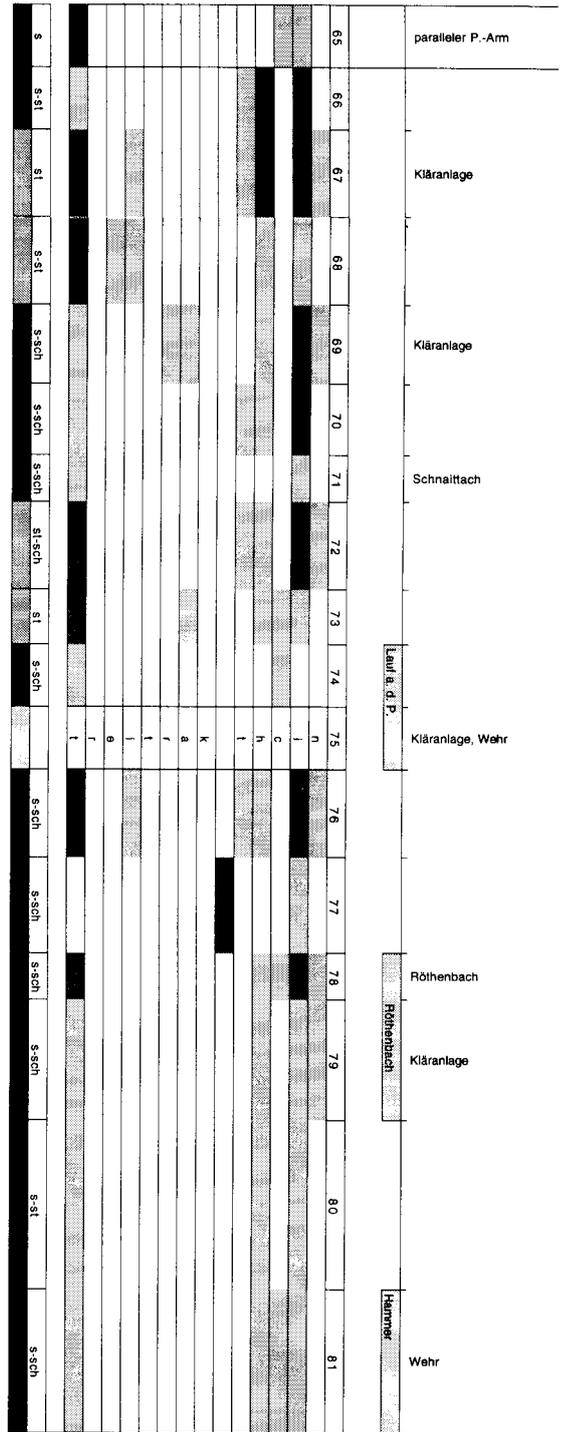
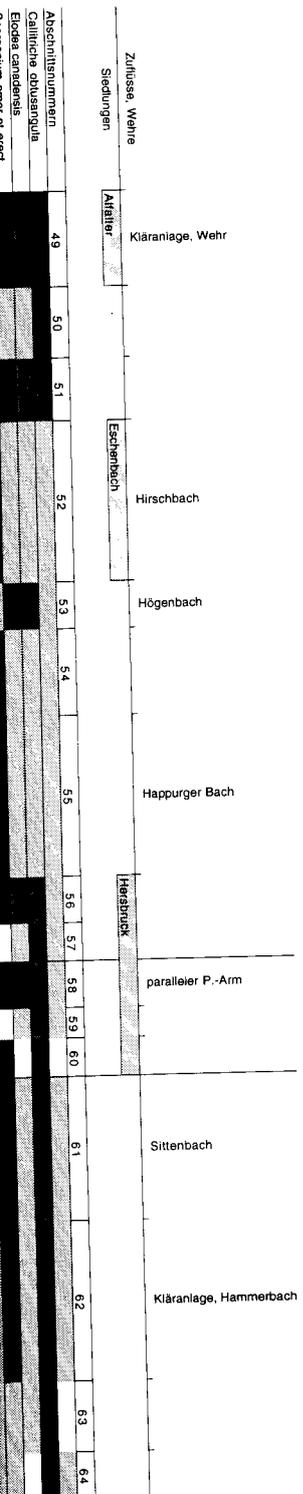


Abb. 1: Graphische Darstellung der Verbreitung der submersen Makrophyten der Pegnitz (Teil 3)



**Abb. 1:**  
Graphische Darstellung der Verbreitung der submersen Makrophyten der Pegnitz (Teil 4)



hauptsächlich durch Gülleauswaschung bedingt sein dürften. Im weiteren Verlauf sinken die Ammoniumwerte wieder ab, die Phosphatwerte bleiben, bedingt durch die einleitenden Kläranlagen, auf einem hohen Niveau.

Nach der Auswertung der Vegetationsaufnahme kann die Pegnitz in Zonen unterschiedlicher Belastung eingeteilt werden:

Die Abschnitte von der Quelle bis zur Einleitung der Kläranlage Hainbronn werden aufgrund des Auftretens von *Ranunculus peltatus* zu einer Zone zusammengefaßt. *Ranunculus peltatus* gilt als Bewohner weicher, gering belasteter Fließgewässer (KÖHLER & ZELTNER 1974; WIEGLEB 1979). Diese Bedingungen sind hier erfüllt. *Ranunculus peltatus* gilt als Charakterart dieser Zone. Es ist nach der Einleitung der Kläranlage in den darauf folgenden Abschnitten der Pegnitz nicht mehr zu finden.

Die folgende Flußstrecke zur der Kläranlage Neuhaus weist eine hohe Verbreitung eutrapher Arten wie *Elodea canadensis* und *Callitriche obtusangula* (KÖHLER 1982; KÖHLER & al. 1989) auf. Der Abschnitt bei Michelfeld wird als Verödungszone ausgewiesen, welche durch die hohe Belastung dieses Flußabschnittes bedingt sein dürfte. Hier werden auf einer langen Flußstrecke nur vereinzelte Exemplare von *Elodea canadensis* und *Callitriche obtusangula* gefunden.

*Ranunculus peltatus* ist ab Neuhaus wieder zu finden und dient als Leitart der Zone, die bis Eschenbach reicht. In dieser Zone wurden eine hohe Vielfalt und Verbreitung der Arten notiert. Neben *Ranunculus trichophyllus* und *Ranunculus circinatus* fällt hier besonders *Berula erecta* mit einer hohen Verbreitung auf.

In Eschenbach erscheint *Potamogeton pectinatus* zum ersten Mal. Sie kann als Leitart dieser letzten Zone angesehen werden. *Potamogeton pectinatus* gilt als eutraphente Art und Verschmutzungszeiger (KÖHLER & al. 1989). Die Phosphatgehalte zeigen hohe Konzentrationen, die Gewässergüteklasse wird ab Hersbruck mit II – III angegeben.

*Elodea canadensis*, *Sparganium emersum* et *erectum*, *Fontinalis antipyretica* und *Callitriche obtusangula* sind unabhängig von Belastungsgrad oder anderen äußeren Einflüssen wie Beschattung oder Fließgeschwindigkeit im gesamten Flußlauf der Pegnitz verbreitet.

### Praxisbezug

Die ausgewiesenen Belastungszonen können als Hilfe für landschaftsökologische Planungen dienen. Besonders für die Verödungszone und die letzte, *Potamogeton pectinatus*-Zone, besteht ein Handlungsbedarf. Das Ziel solcher Planungen sollte die Rückführung der „Einheitsbiozönose“ (KONOLD 1989), die auch in der Pegnitzvegetation festgestellt wurde, zu einer größeren floristischen Vielfalt sein. Dies ist vor allem mit einer Verminderung der Belastungen vor allem von Ammonium und Phosphat zu erreichen. Hierfür müssen die Kläranlagen der anliegenden Gemeinden mit der 3. Reinigungsstufe, der Phosphatfällung, ausgestattet werden. Außerdem kann die Einrichtung eines ausreichend breiten Uferrandstreifens verhindern, daß bei Düngung des Grünlandes zuviel Nährstoffe in das Wasser ausgewaschen wer-

iteren Verlauf sinken die  
rch die einleitenden Klär-

n Zonen unterschiedlicher

inbronn werden aufgrund  
efaßt. *Ranunculus peltatus*  
HLER & ZELTNER 1974;  
*s peltatus* gilt als Charak-  
den darauf folgenden Ab-

e hohe Verbreitung eutra-  
(KOHLER 1982; KOHLER  
zone ausgewiesen, welche  
fte. Hier werden auf einer  
*ensis* und *Callitriche obtu-*

als Leitart der Zone, die bis  
l Verbreitung der Arten no-  
fällt hier besonders *Berula*

l. Sie kann als Leitart dieser  
s eutrphente Art und Ver-  
eigen hohe Konzentrationen,  
n.

*antipyretica* und *Callitriche*  
äußeren Einflüssen wie Be-  
Pegnitz verbreitet.

chaftsökologische Planungen  
*nogeton pectinatus*-Zone, be-  
e Rückführung der „Einheits-  
n festgestellt wurde, zu einer  
r Verminderung der Belastun-  
erfür müssen die Kläranlagen  
Phosphatfällung, ausgestattet  
iten Uferstrandstreifens verhin-  
as Wasser ausgewaschen wer-

den. Diese Maßnahmen könnten dazu beitragen, daß die Flora der Pegnitz vielfältiger wird, das heißt, daß sich neben den euryöken und eutrphenten Makrophyten auch belastungsempfindlichere Arten ausbreiten.

## Literatur

- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen.– *Landschaft und Stadt* 10, 73–85.
- KOHLER, A. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren.– *Decheniana-Beihefte* 26, 31–42.
- KOHLER, A., WARNEK, L., ZELTNER, G.-H. (1989): Veränderungen von Flora und Vegetation in den kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au von 1972 bis 1987.– *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 83, 407–451.
- KOHLER, A., ZELTNER, G.-H. (1974): Verbreitung und Ökologie von Makrophyten in Weichwasserflüssen des Oberpfälzer Waldes (Naab, Pfreimd und Schwanach).– *Hoppea Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* 33, 171–232.
- KONOLD, W. (1989): Fließgewässer aus pflanzenökologischer und vegetationskundlicher Sicht.– *Schriftenreihe des deutschen Rats für Landespflege*, 58.
- WIEGLEB, G. (1979): Der Zusammenhang zwischen Gewässergüte und Makrophytenvegetation in niedersächsischen Fließgewässern.– *Landschaft und Stadt* 11, 32–35.

Anke Kelber  
Rudolfstraße 14  
70794 Filderstadt

Georg-Heinrich Zeltner und Alexander Kohler  
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie  
Universität Hohenheim  
70593 Stuttgart

## Flora und Vegetation der Blau und der Herrlinger Lauter\*

Jochen Riesbeck, Georg-Heinrich Zeltner, Alexander Kohler

### Das Untersuchungsgebiet

Blau und Herrlinger Lauter sind kalkreiche Fließgewässer der mittleren Schwäbischen Alb. Beide entwässern mit geringem, auf weiten Strecken ausgeglichenem Gefälle zur Donau. Die Täler der Blau und der Herrlinger Lauter durchschneiden die Kalke des Weißen Jura. Das tief eingeschnittene Tal der Blau wurde im Pliozän von der Donau geschaffen. In der Rißeiszeit wurde die Donau in ihr heutiges Tal nach Süden abgelenkt. Ihren Ursprung hat die Blau im Blautopf in Blaubeuren, einer Karstquelle. Nach Aufnahme der Herrlinger Lauter mündet die Blau in Ulm in die Donau.

### Material und Methoden

Als Arbeitsgrundlage im Gelände (von Juli bis Oktober 1993) dienten topographische Karten (1:25 000). Das ganze Flußsystem wurde in Abschnitte eingeteilt, die in sich einigermaßen gleiche ökologische Bedingungen aufweisen.

Die Mengenschätzung der Arten erfolgte nach einer fünfteiligen Skala (KÖHLER 1978). Für die Verbreitungsdiagramme wurden die fünf Stufen in drei Gruppen zusammengefaßt:

- vereinzelt und selten = selten
- verbreitet
- häufig und massenhaft = häufig

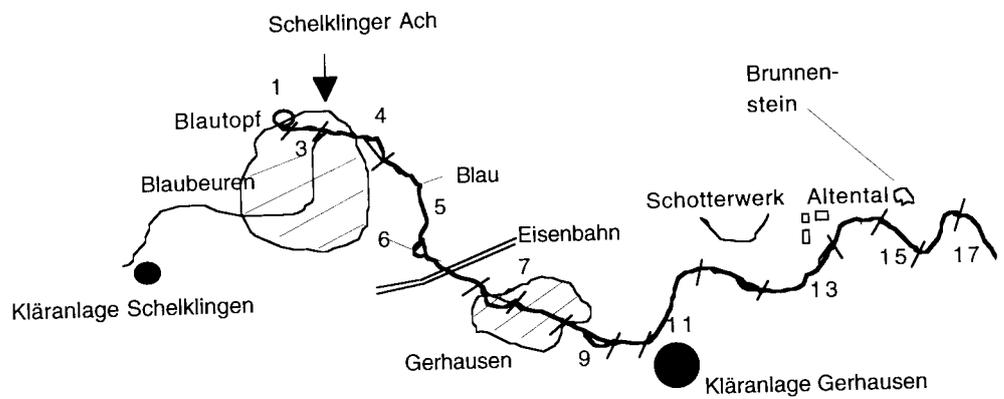
Der größte Teil der Abschnitte wurde vom Paddelboot aus kartiert. Wo dies nicht möglich war, wurde das Fließgewässer mit der Wathose (entgegen der Fließrichtung) abgegangen. Mit erfaßt wurden einige für die Verbreitung wichtige abiotische Faktoren (Beschattung, Strömung, Sohlsubstrat etc.).

### Die Flora der Blau

Die Blau ist vom Blautopf (Abschnitt 1) bis Blaustein (Abschnitt 25) reich an Makrophyten (siehe Verbreitungsdiagramm). Die langsame Strömung und die zumeist fehlende Beschattung bieten den Wasserpflanzen ideale Bedingungen.

\* Mit freundlicher Unterstützung der Geschwister-Stauder-Stiftung

## Verbreitung der submersen Makrophyten



Abschnitt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Groenlandia densa																	
Berula erecta	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Ranunculus trichophyll.	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Veronica anag.-aqua.	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Callitriche cophocarpa	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Fontinalis antipyretica	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Zannichellia palustris	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Agrostis stolonifera																	
Potamogeton crispus																	
Oenanthe aquatica																	
Ranuncul. fluit. x trich.																	
Elodea canadensis																	
Sparganium em. et er.																	
Potamogeton perfol.																	
Ranunculus fluitans																	
Lemna minor																	
Grünalgen	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Beschattung	g	g	g	m-s	k	k	m	k	k	k	k	k	k	k-g	k	k	g
Strömung																	

Legende:

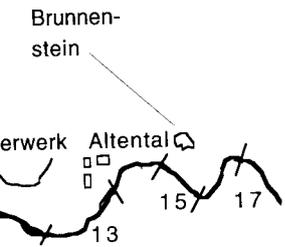
Verbreitung der  
Wasserpflanzen



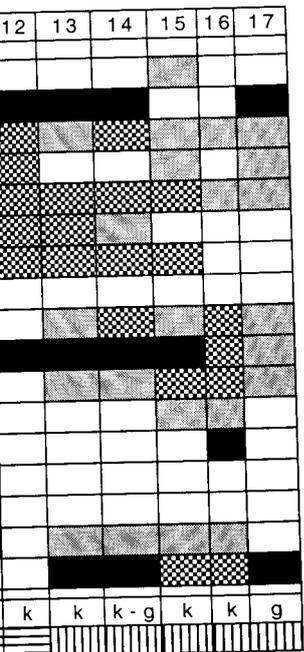
Strömung



sen Makrophyten



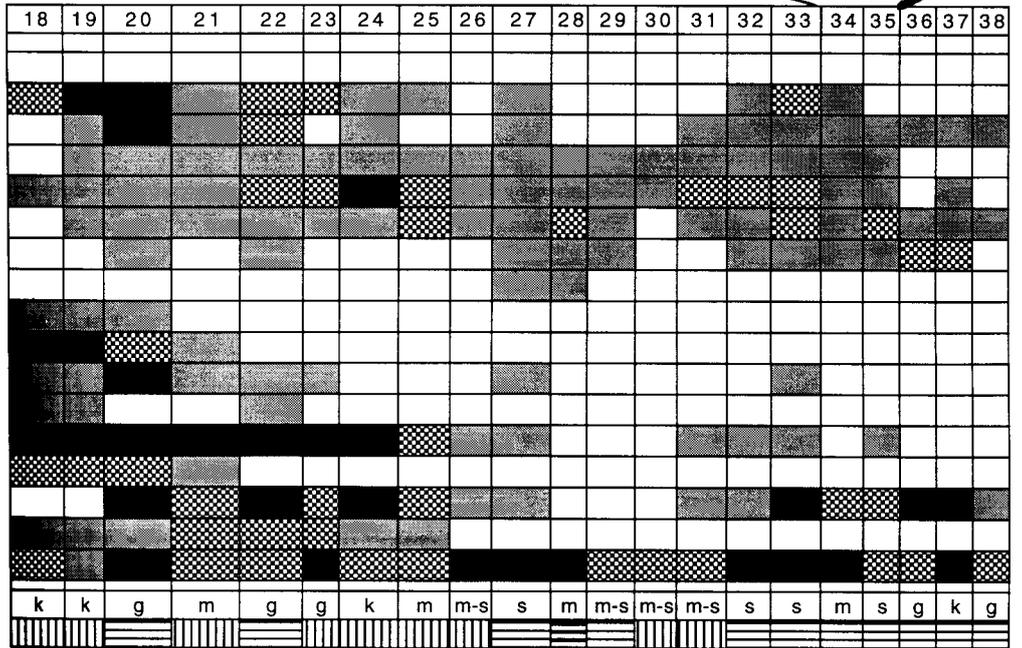
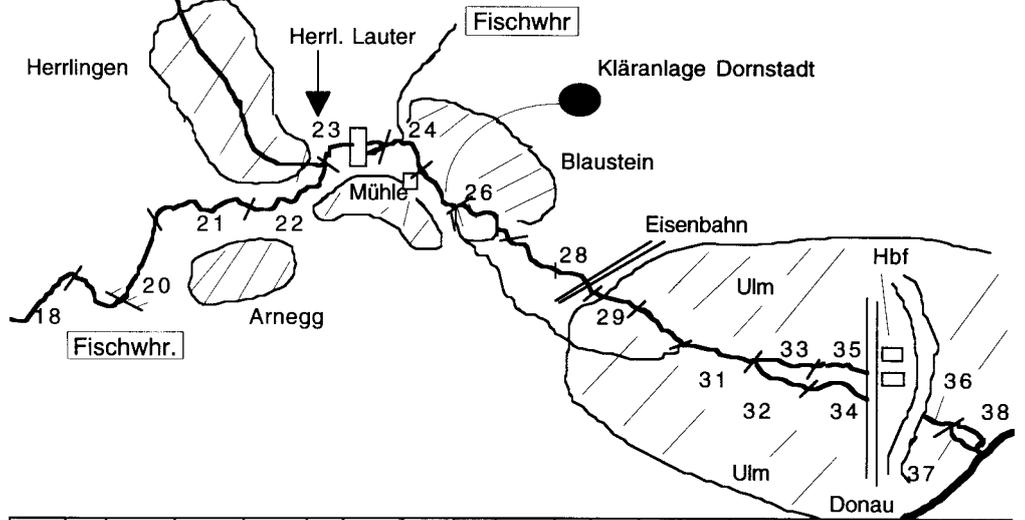
Kläranlage Gerhausen



**Strömung**

- träge
- langsam
- schnell

in der Blau 1993



**Beschattung**

- keine
- gering
- mittel
- stark

Im Blautopf mit seinem tiefblauen Wasser wachsen an den flachen Stellen *Berula erecta*, *Ranunculus trichophyllus* und *Callitriche cophocarpa*.

Nach Mündung der Schelklinger Ach (Abschnitt 4) kommt *Zannichellia palustris* dazu.

Im Abschnitt 10, nach Gerhausen, tritt *Oenanthe aquatica* auf.

Im Abschnitt 11 bildet *Oenanthe aquatica* den Hauptaspekt. Die übrigen Makrophyten nehmen an Häufigkeit ab, was mit der Kläranlage Gerhausen zusammenhängen könnte.

Nur im Abschnitt 15 konnte *Groenlandia densa*, eine Art mit Schwerpunkt im leicht eutrophen Bereich (KOHLER et al. 1989), gefunden werden. *Groenlandia densa*, in Baden-Württemberg auf der Roten Liste stehend, ist in der Blau bezüglich Wasserqualität die anspruchsvollste Art.

*Sparganium emersum* und *Potamogeton perfoliatus* besiedeln in den Abschnitten 18 und 19 die mit drei Metern tiefsten Bereiche der Blau.

Noch vor dem Ausfall von *Oenanthe aquatica* nach Arnegg (Abschnitt 22) gesellt sich unterhalb dem Wehr, zu Beginn von Abschnitt 20, *Ranunculus fluitans* zur submersen Vegetation.

Gründe für den starken Rückgang der Makrophyten ab Abschnitt 26, sowohl an Artenvielfalt als auch an Häufigkeit, sind:

- die zunehmende Beschattung
- die Wasserableitung, welche eine Verschlammung der Sohle zur Folge hat
- der starke Verbau der Ulmer Stadtkanäle

In den Stadtkanälen von Ulm werden *Ranunculus fluitans* und *Zannichellia palustris* wieder häufiger (Abschnitte 36 und 37).

### Vergleich mit älteren Angaben zur Flora

Schon BAUER (1905) beschrieb die Vegetation der Blau als ungeheuer reichhaltig. Im folgenden werden die Arten aufgeführt, die für 1905 beschrieben wurden, 1993 aber nicht mehr gefunden werden konnten.

- im Blautopf:
- *Chara fragilis*
  - *Nitella flexilis*
  - *Potamogeton natans*
  - *Ranunculus aquatilis*
  - *Groenlandia densa*

- in der Blau:
- *Sparganium minimum*
  - *Potamogeton alpinus*
  - *Ranunculus aquatilis*

- *Groenlandia densa* ist von BAUER (1905) als in der Blau verbreitet beschrieben worden. 1993 wurde es jedoch nur noch an einer Stelle gefunden.

ellen *Berula erecta*, *Ra-*

*ellia palustris* dazu.

rigen Makrophyten neh-  
hängen könnte.

verpunkt im leicht eutro-  
*a densa*, in Baden-Würt-  
erqualität die anspruchs-

en Abschnitten 18 und 19

chnitt 22) gesellt sich un-  
s zur submersen Vegeta-

5, sowohl an Artenvielfalt

ang der Sohle zur Folge hat

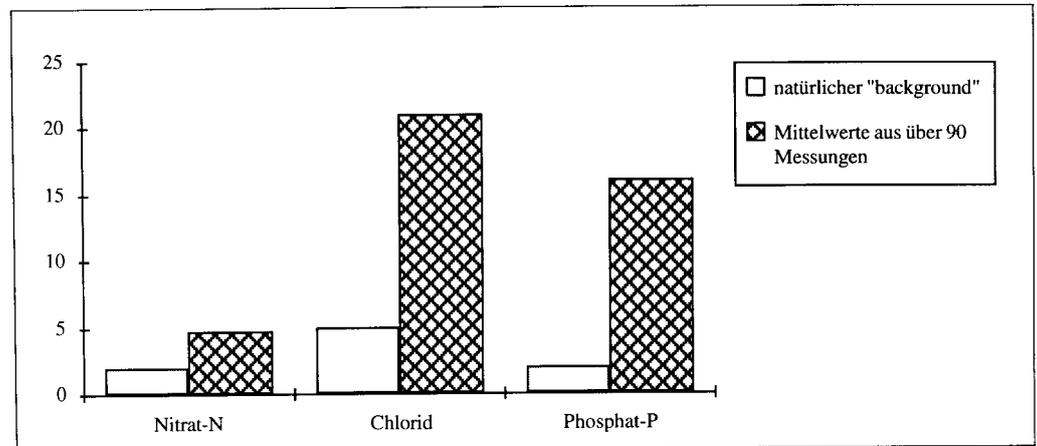
*Zannichellia palustris* wie-

cheuer reichhaltig. Im fol-  
rden, 1993 aber nicht mehr

breitet beschrieben worden.

- Im **Blautopf** beschreibt SCHÜTZ für 1988 (SCHÜTZ 1992) noch *Groenlandia densa* und *Potamogeton natans*. Beide Arten konnten 1993 nicht mehr nachgewiesen werden.

Ein Faktor für den Rückgang beziehungsweise Ausfall von *Groenlandia densa*, *Potamogeton alpinus*, *Sparganium minimum* etc. könnte die hohe anthropogene Belastung sein (siehe Abb.1).



**Abb. 1:**

„Natürliche“ und anthropogene Belastung des Blautopfs.

Messungen von 1977–1979 (Nitrat-N und Chlorid in mg/l; Phosphat-P in mg/l x 100) nach Tessenow 1980

Die verschwundenen Arten, mit Ausnahme von *Ranunculus aquatilis*, gelten alle als, wenn auch unterschiedlich stark, verschmutzungsempfindlich (KOHLER et al. 1989, KOHLER et al. 1987, SCHÜTZ 1992).

### Die Flora der Herrlinger Lauter

Die **Herrlinger Lauter** beherbergt deutlich weniger Arten als die Blau. Im Gegensatz zur Blau kommen in der Herrlinger Lauter folgende Arten nicht vor:

- > *Elodea canadensis*
- > *Potamogeton crispus*
- > *Ranunculus fluitans*
- > *Zannichellia palustris*

Alle oben aufgeführten Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im eutrophen Bereich (KOHLER et al. 1987, KOHLER et al. 1989, SCHÜTZ 1992).

Demgegenüber hat *Groenlandia densa* (ein Makrophyt mit Verbreitungsschwerpunkt im nur leicht eutrophen Bereich) in der **Herrlinger Lauter** eine wesentlich größere Verbreitung als in der **Blau**.

### Zusammenfassung

Die **Blau** beherbergt eine artenreiche submerse Flora (siehe Verbreitungsdiagramm). Ein Vergleich mit älteren Angaben zur Flora zeigt jedoch einen deutlichen Rückgang beziehungsweise Ausfall von allen verschmutzungsempfindlichen Arten.

Ein Zusammenhang mit der starken anthropogenen Belastung liegt nahe (Abb.1).

Das Wasser der **Herrlinger Lauter** erfährt eine bessere Filtration als das der Blau, liegt doch das Einzugsgebiet teilweise im Randbereich der überdeckten Zone des Tiefen Karsts. Der Blautopf befindet sich dagegen vollständig in der offenen Zone des Tiefen Karsts.

Die bessere Wasserqualität spiegelt sich in der Wasservegetation wieder. Die in der Blau verbreiteten eutraphenten Arten fehlen in der Herrlinger Lauter.

Dagegen ist *Groenlandia densa* in der Herrlinger Lauter in 30% der Abschnitte vertreten. In der Blau konnte *Groenlandia densa* nur noch an einer Stelle nachgewiesen werden.

### Literatur:

- BAUER, E. (1905): Flora von Blaubeuren. Ulmer Stadtbibliothek.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft + Stadt 10, 73–85.
- KOHLER, A., WARNEK, L., ZELTNER, G.-H. (1989): Veränderungen von Flora und Vegetation in den kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au von 1972 bis 1987. Arch. Hydrobiol. Suppl. 83, 3, 407–451.
- KOHLER, A., ZELLER, M., ZELTNER, G.-H. (1987): Veränderungen von Flora und Vegetation im Fließgewässersystem der Moosach (Münchener Ebene) 1970–1985. Ber. Bayer. Bot. Ges. 58, 115–137.
- SCHÜTZ, W. (1992): Struktur, Verbreitung und Ökologie der Fließwasserflora Oberschwabens und der Schwäbischen Alb. Dissertationes Botanicae 192. Borntraeger Berlin Stuttgart.
- TESSENOW, U. (1980): Untersuchungen zum Schwebstoffgehalt und zur Hydrochemie des Blautopfs, ein Beitrag zur Karsthydrologie der Schwäbischen Alb. Jh. Ges. Naturkde. Württ. 135, 192–219.

Cand. Agr. Biol. Jochen Riesbeck  
Dipl.-Ing. Georg-Heinrich Zeltner  
Prof. Dr. Alexander Kohler  
Universität Hohenheim  
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie -320-  
70593 Stuttgart

## Monitoring feiner Veränderungen in Moorkomplexen – Mikrokartierung von Vegetationsmosaik-Komplexen

Angela Deuschle & Peter Poschlod

### 1. Einleitung

Die Beobachtung von geobotanischen Dauerbeobachtungsflächen gibt Aufschluß über zeitliche und räumliche Veränderungen der Vegetation. Zusätzlich spielen in Mooren auch zeitliche und räumliche Veränderungen des Oberflächenreliefs durch das Moorbewuchs eine Rolle.

In Mooren liegen bisher nur wenige Untersuchungen über diese Fragen vor. JENSEN (1961) prägte den Begriff der Stufenkomplexe, MÜLLER (1965, 1973) und KAULE (1973a,b) beschrieben durch detaillierte flächige Kartierungen das Nebeneinander von ombro- und minerotraphenten Arten in diesen Stufenkomplexen. POSCHLOD (1990) zeigte an einigen Beispielen von Übergangsmoorkomplexen in Torfstichen die vertikale Zonation von Moosen in Bult-Schlenken-Komplexen entlang von Linientransekten. LINDSAY & al. (1988) stellten die Einnischung von Pflanzenassoziationen bezüglich des Oberflächenreliefs dar. Zeitliche Veränderungen wurden bisher nur von SCHMEIDL (1977) anhand einer Untersuchung von Dauerflächen über 19 Jahre hinweg aufgezeigt. Dabei stellte er fest, daß sich das Wachstum von Bult-Schlenken-Komplexen in Hochmooren auf kürzeste Entfernung sehr unterschiedlich vollzieht und dabei kein gleichmäßig zyklischer Prozeß erkennbar ist bzw. daß sich Bult-Schlenken-Strukturen langfristig nicht verändern, wie es CASPARIE (1969) aufgrund von Großrestanalysen postulierte.

Im Rahmen des „Monitoring-Konzeptes Wurzacher Ried“ war aus vegetationskundlicher Sicht die Einrichtung einer Untersuchungsfläche notwendig, die weder von den bisherigen Entwässerungsmaßnahmen im Torfstichgebiet Haidgauer Ried beeinflusst wurde noch von den geplanten Wiedervernässungsmaßnahmen betroffen sein wird und daher als Referenzfläche für natürliche Schwankungen herangezogen werden kann (SCHUCKERT & al., 1994). Aus diesem Grund wurde im Jahr 1990 eine Dauerbeobachtungsfläche eingerichtet. 1993 wurde die Untersuchung erstmals wiederholt.

### 2. Material und Methoden

#### 2.1 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsfläche liegt im Naturschutzgebiet Wurzacher Ried im ober schwäbischen Alpenvorland. Sie befindet sich dort im zentralen Hochmoorbereich des Haidgauer Riedes, ca. 1 km nordöstlich des Haidgauer Torfwerkes. Dieser Hochmoorbereich ist waldfrei und vom Menschen nicht genutzt.

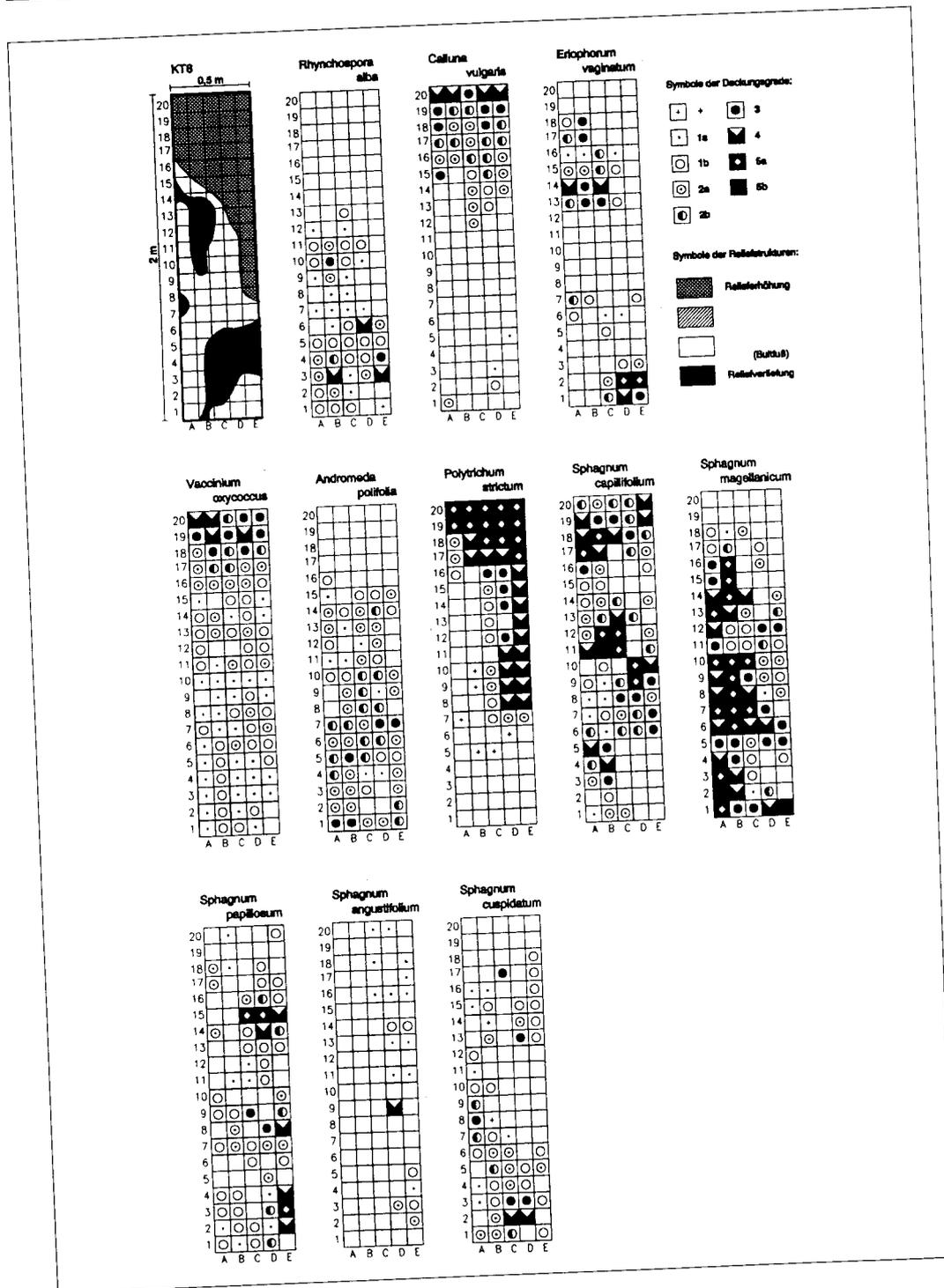
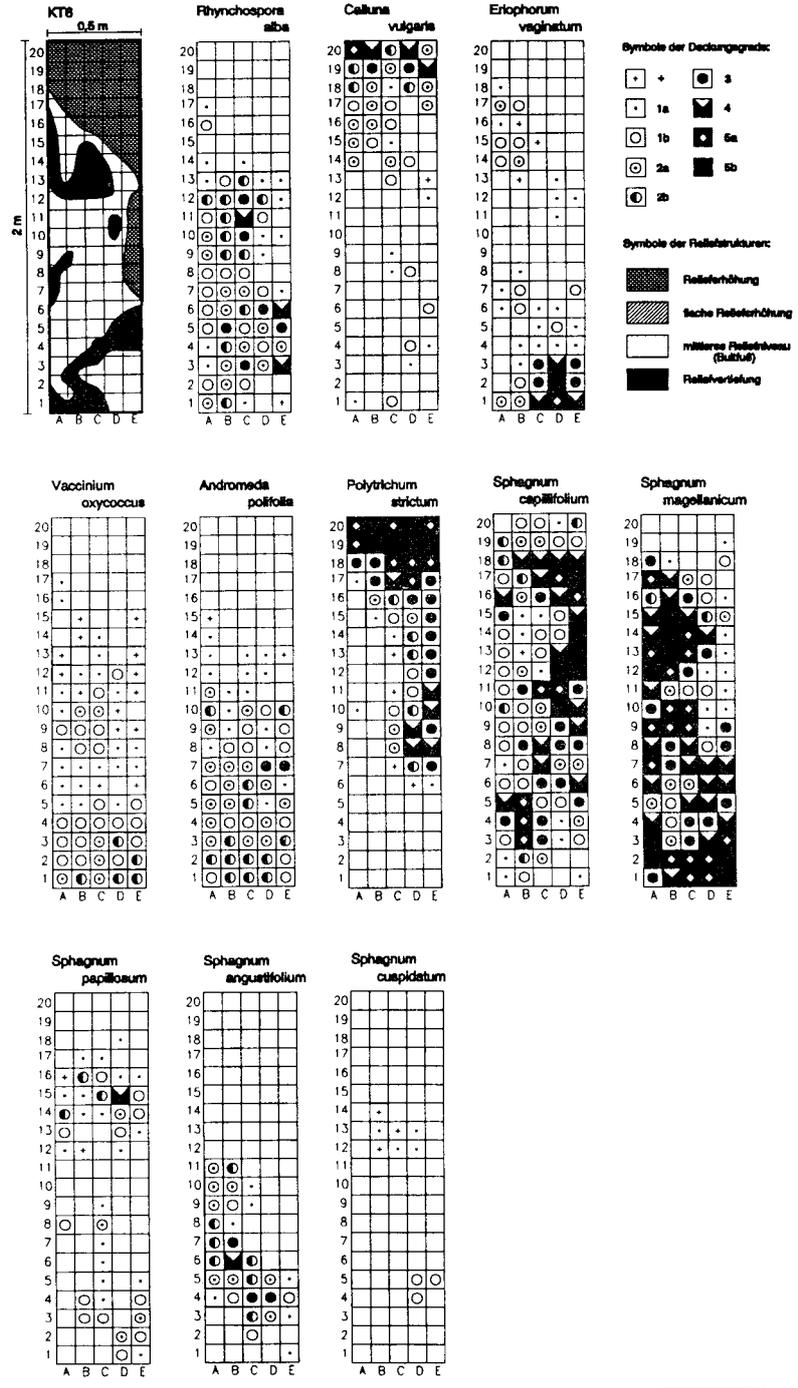
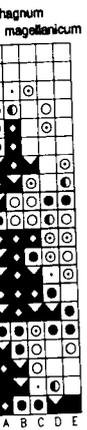


Abb. 1: Verteilungsmuster ausgewählter Arten im Jahre 1990 sowie 2dimensionale Darstellung des Kleintransektes.

Grad der Deckungsgrade:  
 3  
 4  
 5a  
 5b

Grad der Reliefstrukturen:  
 Reliefhöhe  
 (Butzuli)  
 Reliefverteilung



**Abb. 2:** Verteilungsmuster ausgewählter Arten im Jahre 1993 sowie 2dimensionale Darstellung des Kleintransektes.

stellung des Kleintransektes.

## 2.2 Mikrokartierung und Nivellment

Für die Mikrokartierung wurde ein Kleintransekt von 2 m Länge und 0,5 m Breite ausgewählt. Das Kleintransekt wurde in einen Bereich gelegt, der alle Kleinstandorte bezüglich des Oberflächenreliefs (Bult = Relieferhöhung, Bultfuß = mittleres Reliefniveau, Schlenken = Reliefvertiefung) aufwies. Die Kartierung erfolgte mit Hilfe eines 1 m<sup>2</sup> großen Metallrahmens, der durch Nylonschnüre in Kleinflächen von 10 x 10 cm<sup>2</sup> unterteilt war. Für jede dieser Kleinflächen wurden die Deckungsgrade der Arten nach einer von PFADENHAUER & al. (1986) vorgeschlagenen und von MUHLE & POSCHLOD (1989) speziell für Kryptogamen erweiterten Skala geschätzt:

+ < 1%, 1a = 1–3%, 1b = 3–5%, 2a = 5–12,5%, 2b = 12,5–25%, 3 = 25–50%,  
4 = 50–75%, 5a = 75–90%, 5b = 90–100%

Die einzelnen Deckungsgrade wurden graphisch mit nach PFADENHAUER & BUCHWALD (1987) abgewandelten Symbolen dargestellt (vgl. Abb. 1). Die Nomenklatur richtet sich nach ROTHMALER (1976), FRAHM & FREY (1987) und DANIELS & EDDY (1985).

Zur Erfassung des Oberflächenreliefs wurden an dem Metallrahmen nach Austarierung mit einer Wasserwaage die Abstände zwischen den Schnittpunkten der Nylonschnüre und der Moos- bzw. Bodenoberfläche abgemessen. Die dreidimensionale Darstellung des Oberflächenreliefs (Abb. 3) wurde außerdem in eine zweidimensionale Darstellung übersetzt (Abb. 1 und 2).

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Räumliche Verteilung der Arten entlang des Oberflächenreliefs 1990

Die Oberflächenstruktur des untersuchten Kleintransektes wird aus Abb. 1, 2 und 3 ersichtlich. Sie besteht überwiegend aus Bultfußbereichen (mittleres Reliefniveau) und Schlenken (Reliefvertiefungen). Am Ende des Transektes befindet sich ein Bult (Relieferhöhung).

Die Verteilungsmuster ausgewählter Arten zeigt Abb. 1. *Calluna vulgaris* und *Polytrichum strictum* treten fast ausschließlich auf dem Bult auf. Auch *Vaccinium oxycoccus* tritt mit hoher Deckung auf dem Bult auf, aber in geringerer Deckung auch auf dem gesamten Kleintransekt.

*Rhynchospora alba* und *Andromeda polifolia* meiden den Bult und treten ansonsten auf dem ganzen Kleintransekt auf. *Rhynchospora* wächst dabei weniger auf dem Bultfußbereich, *Andromeda* weniger in den Schlenken.

*Sphagnum magellanicum* und *Sphagnum papillosum* können mehr oder weniger deutlich dem Bultfuß und Schlenkenbereich zugeordnet werden. *Sphagnum capillifolium* tritt auf allen Reliefstrukturen auf und fehlt nur an wenigen Stellen. *Sphagnum cuspidatum* kommt hauptsächlich in Schlenken, aber auch auf Bultfußbereichen und auf dem Bult vor. *Sphagnum angustifolium* zeigt nur eine geringe Ausbreitung im Bultfußbereich und tritt sehr vereinzelt auf dem Bult auf.

### 3.2 Veränderung der räumlichen Verteilung der Arten und des Oberflächenreliefs 1993

Die Ergebnisse der Mikrokartierung 1993 sind in Abb. 2 dargestellt. Einige Arten nahmen in ihrer Deckung deutlich ab (z.B.: *Vaccinium oxycoccus* und *Andromeda polifolia* auf der Bultfläche; *Sphagnum cuspidatum* und *Sphagnum papillosum* in den Schlenken und im Bultfußbereich). Die Mehrzahl der Arten zeigte keine oder nur eine geringe Reaktion (z.B.: *Eriophorum vaginatum*, *Rhynchospora alba*, *Calluna vulgaris* unter den Phanerogamen, *Polytrichum strictum*, *Sphagnum capillifolium* und *Sphagnum magellanicum* unter den Moosen). Eine deutliche Zunahme zeigte *Sphagnum angustifolium*. Diese Art wies 1993 zudem ein ganz anderes Verteilungsmuster auf als 1990. Auf der Bultfläche konnte außerdem ein *Pinus mugo*-Keimling festgestellt werden.

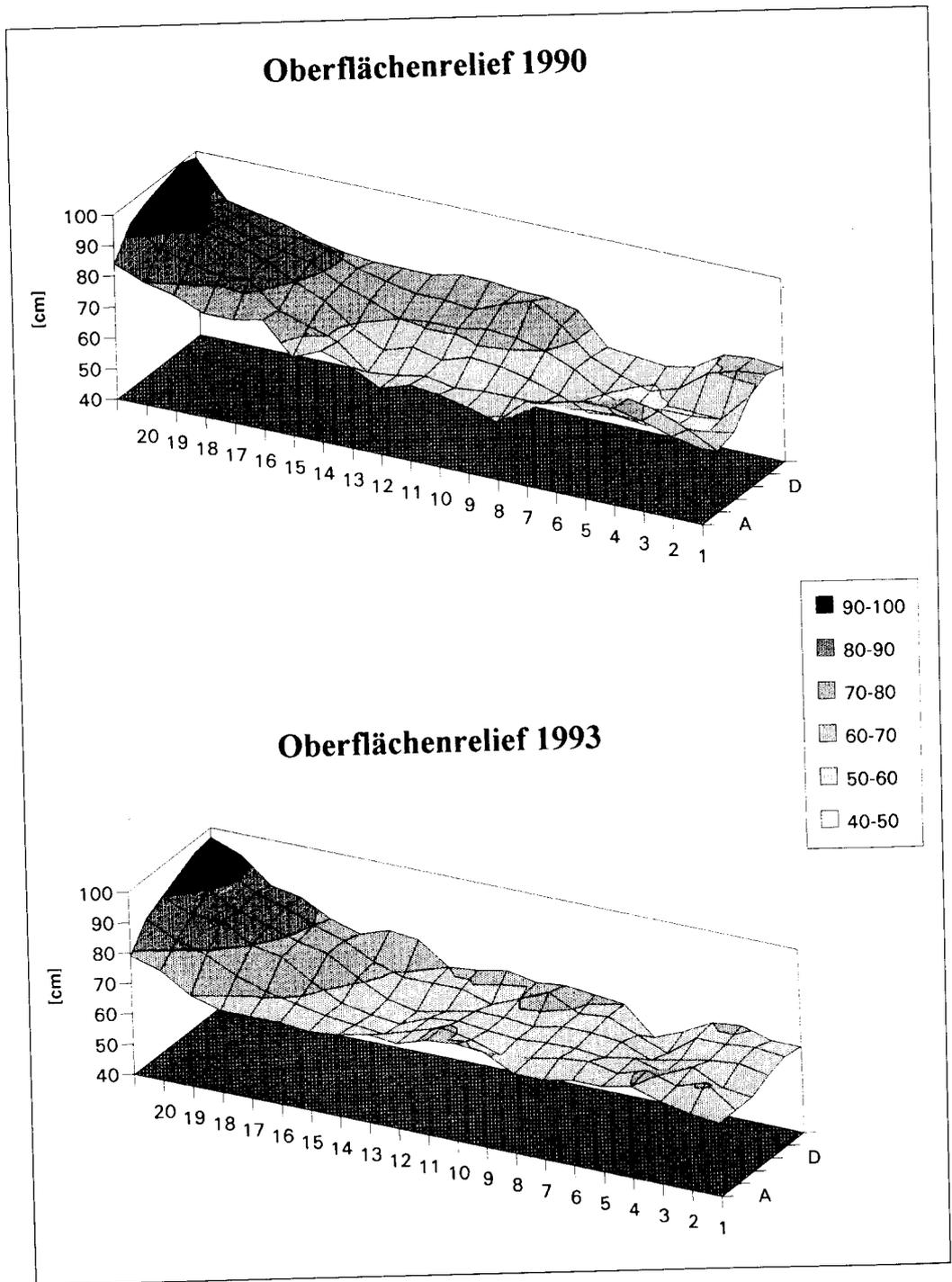
Das Oberflächenrelief zeigte 1993 eine weniger starke Differenzierung als 1990. Die Ausdehnung des Bultes hat sich verringert, die Form und Lage der Schlenken hat ebenfalls sich verändert. Die Schlenke am Beginn des Kleintransektes war 1993 weit weniger tief als 1990. Der Bultfußbereich weist unterschiedliche Tendenzen auf. Abb. 3 zeigt das Oberflächenrelief des Kleintransektes 1990 und 1993 im Vergleich in dreidimensionaler Darstellung. In Abb. 1 und 2 finden sich zweidimensionale Darstellungen der Zonierung der Kleinstandorte. Abb. 4 zeigt Längsschnitte durch das Kleintransekt.

### 4. Diskussion

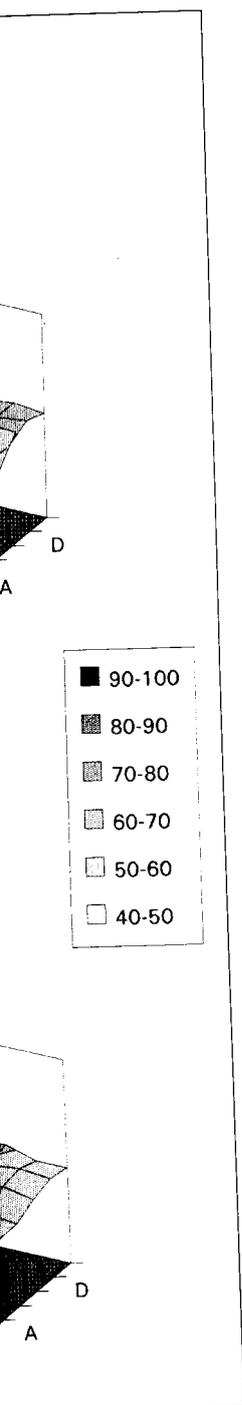
Bei der Untersuchung zeigte sich, daß die vorkommenden Arten schon aufgrund ihrer Wuchsform auf Standortsveränderungen unterschiedlich schnell reagieren können. Arten mit oberflächlich größerer Flächenausdehnung (z. B.: *Calluna vulgaris*, größere Polster von *Eriophorum vaginatum*) sind weniger günstig, da sie auf weit mehr Quadraten aufgenommen werden, als auf denen sie tatsächlich wurzeln. Beide Arten zeigen kaum Veränderungen im Verteilungsmuster. Veränderungen zeigen Arten wie *Vaccinium oxycoccus*, *Andromeda polifolia* und *Rhynchospora alba*, unter den Moosen *Sphagnum angustifolium*, *Sphagnum cuspidatum* und *Sphagnum papillosum*.

Die Interpretation der festgestellten Veränderungen in der Vegetation und im Oberflächenrelief ist aufgrund des relativ kurzen Untersuchungszeitraumes noch schwierig. Auskunft über die wirksamen Faktoren und die Ursachen solcher Veränderungen können erst weitere Untersuchungen geben. Die Veränderungen sind jedoch so stark, daß diese die Ergebnisse bei der Beurteilung von Veränderungen auf Dauerbeobachtungsflächen im Bereich der Wiedervernässungsmaßnahmen im Wurzacher Ried mit einbezogen werden sollten.

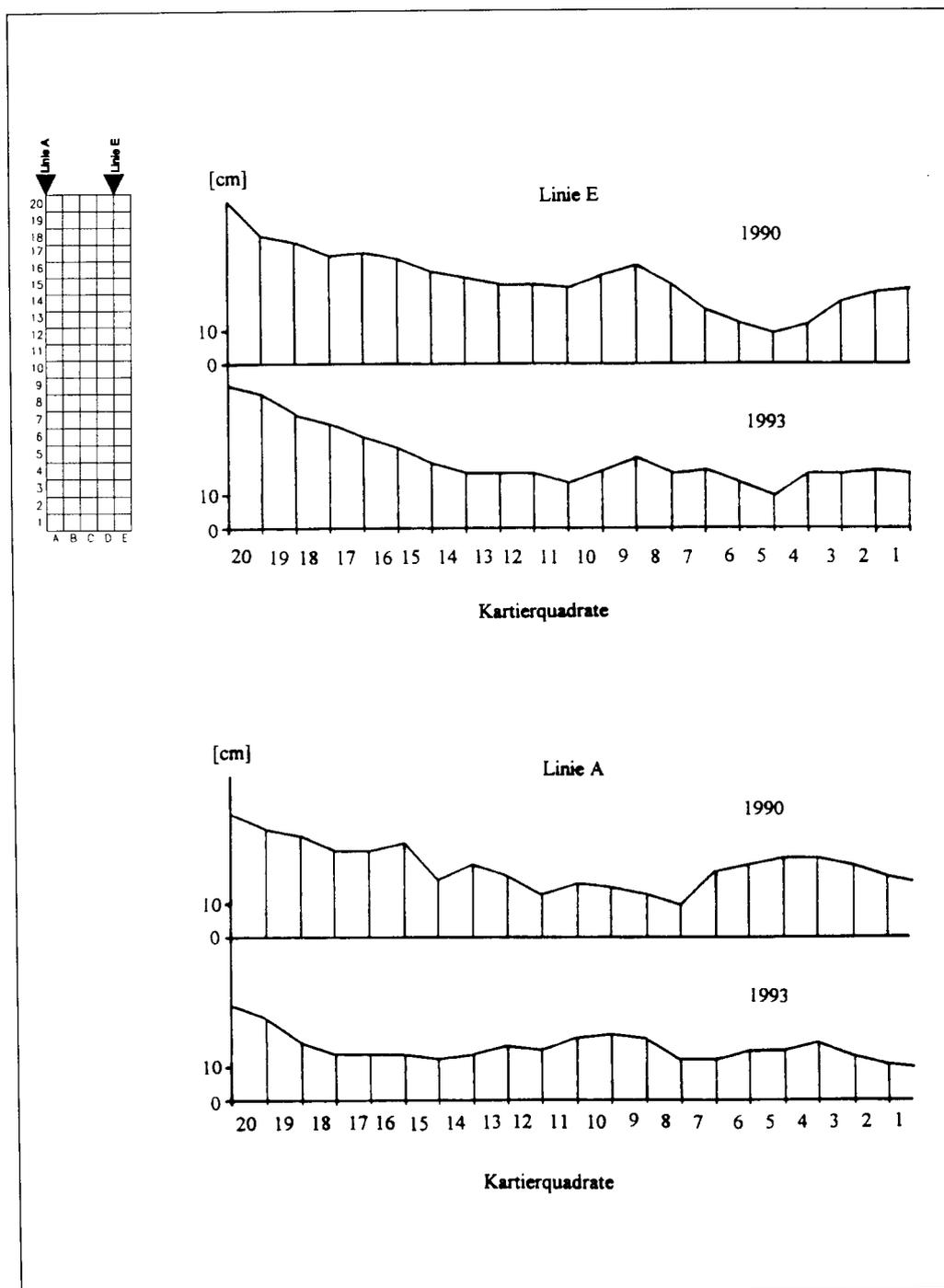
Ein Grund für die Abnahme von Arten (z.B.: *Sphagnum cuspidatum*, *Vaccinium oxycoccus*, *Andromeda polifolia*) könnte sein, daß in den Sommern der Jahre 1990 und 1991 lange Trockenperioden auftraten, wodurch empfindliche Arten teilweise abgestorben sein könnten. Bei diesen Arten wirkte sich auch der Sommer 1993 mit relativ hohen Niederschlagswerten nicht aus. Die Zunahme von *Sphagnum angustifolium* könnte durch eine raschere Reaktion dieser Art auf den feuchten Sommer 1993 erklärt werden.



**Abb. 3:** Oberflächenrelief des Kleintransektes in den Jahren 1990 und 1993 (die Höhenangaben sind Relativwerte vom austarieren Metallrahmen zur Bodenoberfläche).



angaben sind Relativwer-



**Abb. 4:** Längsschnitte durch das Kleintransekt in den Jahren 1990 und 1993 (die Höhenangaben sind Relativwerte vom austarierten Metallrahmen zur Bodenoberfläche).

Die Mikrokartierung 1990 fand im Hochsommer statt, während die Mikrokartierung 1993 Anfang Oktober durchgeführt wurde. Der jahreszeitliche Aspekt könnte ebenfalls ein Faktor für das veränderte Bild in der Vegetation sein.

Bei den Veränderungen des Oberflächenreliefs könnten neben der natürlichen Dynamik der Mooroberfläche ebenfalls die Niederschlagsverhältnisse eine wichtige Rolle spielen. Durch die Trockenheit könnte der Schlenkengrund abgesunken und im feuchteren Jahr 1993 durch die Quellung des Torfes wieder angestiegen sein.

## 5. Literatur

- CASPARIE, W.A., 1969: Bult- und Schlenkenbildung in Hochmoortorf. *Vegetatio* 19: 146–180.
- DANIELS, R.E. & EDDY, A., 1985: Handbook of European Sphagna. Natural Environment Research Council, Abbots Ripton, Institute of Terrestrial Ecology.
- FRAHM, J.P. & FREY, W., 1987: Moosflora. 2. Aufl., Stuttgart. Ulmer.
- JENSEN, U., 1961: Die Vegetation des Sonnenberger Moores im Oberharz und ihre ökologischen Bedingungen. Veröff. des Nieders. Landesverwaltungsamtes – Naturschutz und Landschaftspflege, H.1: 1–85.
- KAULE, G., 1973a: Die Seen und Moore zwischen Inn und Chiemsee. Schriftenreihe für Naturschutz und Landschaftspflege, H. 3.
- KAULE, G., 1973b: Typen und floristische Gliederung der voralpinen und alpinen Hochmoore Süddeutschlands. Ber. des Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel (Zürich), 51: 127–143.
- MUHLE, H. & POSCHLOD, P., 1989: Konzept eines Dauerbeobachtungsflächenprogramms für Kryptogamengesellschaften. Ber. ANL 3: 59–76.
- MÜLLER, K., 1965: Zur Flora und Vegetation der Hochmoore des nordwestdeutschen Flachlandes. *Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holstein* 36: 30–77.
- MÜLLER, K., 1973: Ökologische und vegetationsgeschichtliche Untersuchungen an Niedermoorpflanzen-Standorten des ombrotrophen Moores unter besonderer Berücksichtigung seiner Kolke und Seen in NW-Deutschland. *Beitr. Biol. Pflanzen*, 49: 147–235.
- PFADENHAUER, J. & BUCHWALD, R., 1987: Anlage und Aufnahme einer geo-botanischen Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Echinger Lohe, Lkrs. Freising. Ber. ANL 11: 9–26.
- PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P. & BUCHWALD, R., 1986: Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. – Teil 1. Methodik der Anlage und Aufnahme. Ber. ANL 10: 41–60.
- POSCHLOD, P. 1990: Die Vegetation in abgetorften Hochmooren des bayrischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsbiologischer Faktoren. *Diss. Bot.* 152: 331 S., Stuttgart:Bornträger.
- LINDSAY, R. A., CHARMAN, D. J., EVERINGHAM, F., O'REILLY, R. M., PALMER, M. A., ROWELL, T. A., STROUD, D. A., 1988: The Flow Country – The peatlands of Caithness and Sutherland. Nature and Conservancy Council, Interpretive Service Branch.
- ROTHMALER, W. 1976: Exkursionsflora. Kritischer Band, 4. Aufl., Berlin. Verlag Volk und Wissen.
- SCHMEIDL, H. 1977: Veränderungen der Vegetation auf Dauerflächen eines präalpinen Hochmoores. *Telma* 7: 65–76.

Mikrokartierung 1993  
ebenfalls ein Faktor

ürlichen Dynamik der  
Rolle spielen. Durch  
teren Jahr 1993 durch

Vegetatio 19: 146–180.  
a. Natural Environment  
gy.

harz und ihre ökologi-  
ntes – Naturschutz und

see. Schriftenreihe für

nd alpinen Hochmoore  
(Zürich), 51: 127–143.  
flächenprogramms für

dwestdeutschen Flach-

rsuchungen an Nieder-  
esonderer Berücksich-  
Pflanzen, 49: 147–235.  
r geo-botanischen Dau-  
rs. Freising. Ber. ANL

gen zu einem Konzept  
l. Methodik der Anlage

ayrischen Alpenvorlan-  
und populationsbiolo-

ALMER, M. A., ROWELL,  
lands of Caithness and  
vice Branch.

Berlin. Verlag Volk und

ächen eines präalpinen

SCHUCKERT, U., GREMER, D., DEUSCHLE, A., POSCHLOD, P. & BÖCKER, R., 1994: Monitoring für das Wurzacher Ried. Teil I: Monitoring der Vegetation. In (Hrsg.: BÖCKER, R. & KOHLER, A.): Feuchtgebiete – Gefährdung, Schutz, Renaturierung. Hohenheimer Umwelttagung 26.

Dipl.-Biol. Angela Deuschle  
Steigstraße 8  
73760 Ostfildern

Prof. Dr. Peter Poschlod  
Fachbereich Biologie  
Naturschutz II  
Philipps-Universität  
D-35032 Marburg

## **Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchungen im Osterried bei Laupheim**

### **I. Hydrologisch-entwicklungsgeschichtliche und vegetationskundlich-ökologische Charakterisierung**

Siegfried Roth, Peter Poschlod

#### **1. Einleitung**

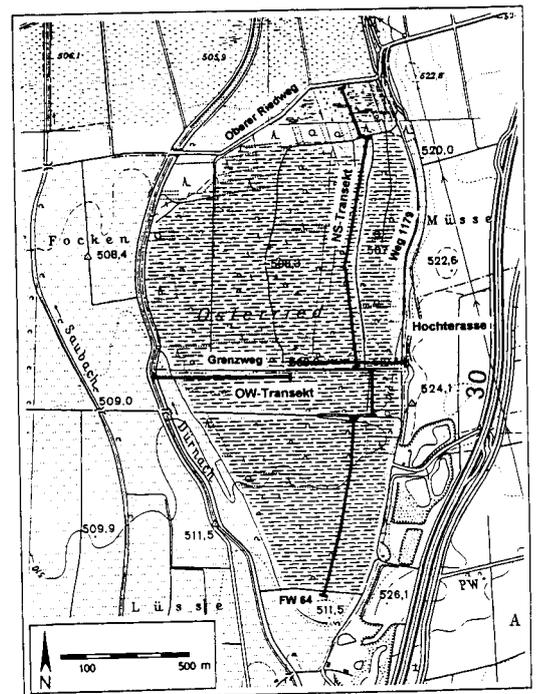
Das Osterried südwestlich von Ulm vertritt, als eines der letzten flächenmäßig noch bedeutenden Feuchtgebiete im unteren Risstal, den hydrologischen Typ eines Versumpfungs-Durchströmungsmoores und war Gegenstand einer moor-, standorts- und vegetationskundlichen Betrachtung. Mitinitiiert wurde die Arbeit von der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Tübingen, der die Betreuung und Pflege des Gebietes obliegt. Obwohl das Osterried seit 1965 unter Landschaftsschutz steht, ist es weiterhin potentiellen Belastungen wie Entwässerung und Intensivlandwirtschaft ausgesetzt. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie sollten, neben dem Schwerpunkt landschaftsökologischer Forschung, v.a. Defizite aus der Sicht des Naturschutzes aufzeigen und Entscheidungshilfen für die Optimierung des bestehenden Pflegekonzeptes, bzw. für die Erstellung zukünftiger Renaturierungspläne liefern.

#### **2. Beschreibung des Untersuchungsgebietes**

Das Osterried liegt im unteren Risstal zwischen Laupheim und Biberach auf einer Höhe von 509–513m über NN. Es liegt außerhalb des Moränengebietes und wird naturräumlich dem „Hügelland der Unteren Riss“ zugeordnet. Die mittl. Niederschlagssumme (Jahr) beträgt 750–800 mm. Das Ried erstreckt sich auf einer Fläche von 165ha und ist als Talmoor dem orographisch rechten Niederungsrand der Riss angelehnt (Abb.1). Unmittelbar östlich des Riedes erhebt sich die 15 m hohe Hochterrasse, während im Westen die parallel zur Riss fließende Dürnach dem Ried natürliche Grenzen setzt.

#### **3. Methoden**

Die Bearbeitung der gestellten Fragen erfolgte anhand zweier Transekte, die das Ried in seiner max. Längs- bzw. Breitenausdehnung abdecken (Abb.1). Im hydrologisch-entwicklungsgeschichtlichen Teil der Arbeit wurden mit einem Kammerbohrer, in einem Abstand von ca. 50 m, Bohrungen über beide Transekte niedergebracht. Bei der anschließenden Torfansprache wurden folgende Merkmale untersucht: Stratigraphie des Torfkörpers bis zum mineralischen Untergrund, Torfzusammensetzung und der Zersetzungsgrad der Torfe. Eine detaillierte Ansprache fossiler Pflanzenstrukturen erfolgte im Rahmen einer Großrestanalyse mittels



**Abb. 1:**  
Lage der beiden Transekte im Osterried  
(Top. Karte 1:25000, Bl.7825, verändert)

mikroskopischer Auswertung. Anhand dieser Vorgehensweise war es möglich, die Entwicklungsgeschichte des Osterriedes zu dokumentieren.

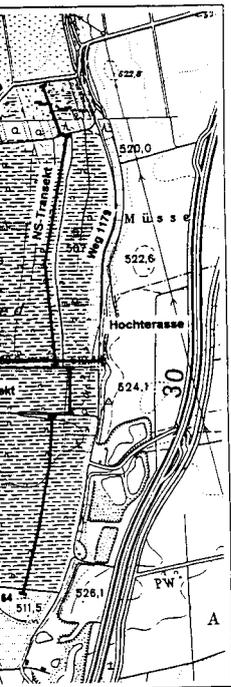
Im vegetationskundlich-ökologischen Teil wurden von Apr.–Sept. 1992 Vegetationsaufnahmen entlang der beiden eingemessenen Transekte durchgeführt. Mit Hilfe fest installierter Pegel (PVC-Rohre mit 5 cm  $\varnothing$ , 50–100 cm Länge) wurden in der Vegetationsperiode Wasserganglinien für alle im Ried vorkommenden Vegetationseinheiten ermittelt. Zusätzlich wurde an vier Beprobungstagen Pegelwasser abgezogen und auf folgende Standortparameter untersucht: PH-Wert, elektr. Leitfähigkeit, Ca, Mg,  $PO_4$ ,  $NH_4$ ,  $NO_3$ , K und Na. Die hydroökologischen Parameter sollten dahingehend überprüft werden, ob sich Kausalbeziehungen zwischen Vegetation und Standort nachweisen lassen, und diese einer Prüfung als geeignetes Differenzierungskriterium für die Vegetation standhalten. Des weiteren wurden Stoffflüsse innerhalb des Moores in topischer Sicht untersucht, und deren Herkunft und Bedeutung, u. a. hinsichtlich möglicher Stoffeinträge, diskutiert.

## 4. Ergebnisse

### 4.1. Moorkunde und Entwicklungsgeschichte

Beim Osterried handelt es sich um einen Niedermoorkomplex, in dem sich verschiedene hydrologische Moortypen durchdringen (Abb. 2 und 3).

Durch allgemeinen Grundwasseranstieg im Risstal konnte eine Vermoorung (Versumpfung) im Osterried, das sich im Bereich einer flachen Geländedepression erstreckt, stattfinden. Ursache der Grundwasserhebung ist die Dürnach, die südlich des Osterriedes in das Risstal



entwässert. Deren feinfractionierte Sedimente wirken als Staukörper für das risstalabwärts strömende Grundwasser. Basal auftretende, eutrophe Seggen- oder Schilftorfe, bzw. Mudden konnten im Osterried nicht erbohrt werden, so daß eine primäre Vermoorung, über den Weg der Verlandung eines Stillgewässers, ausgeschlossen werden konnte. Mit einem stark ausgeprägten Untergrundrelief sind überdies geomorphologische Voraussetzungen für ein stehendes Gewässer nirgendwo gegeben. Im weiteren Verlauf der Moorgenese konnte, infolge eines talwärts strömenden Bodenwasserstroms, sekundär ein Durchströmungsmoor aufwachsen. Braunmooshaltige Torfe lassen mesotroph-subneutrale Entstehungsbedingungen vermuten. An den Rändern des Riedes vorkommende, durchschlickte Torfe lassen sich auf postglaziale Überschwemmungen der Riss bzw. der Dürnach zurückführen. Die eutrophen, dünnachnahen Randpartien des Osterriedes lassen sich demnach hydrologisch als Auen-Überflutungsmoor charakterisieren. Bei den oberen Torfschichten ist eine für Niedermoorlandschaften typische Dreiteilung erkennbar, am Fuße der Hochterrasse ein Quellmoor mit vorgelagertem kleinen Versumpfungsmoor und ein nach Nordwest ziehendes Durchströmungsmoor (Abb.2). In den schrägliegenden Torfpaketen zeigt sich das Torfbildungsschema von Quellmooren sehr deutlich. Die Moorspeisung erfolgt in diesem Falle über einen nach Nordwest strömenden Quellwasserstrom. Über die Torfansprache war es möglich, den Entwässerungsgrad des Riedes zu beschreiben. So weisen peripher vorkommende Vererdungen, wie sie im Osterried nicht selten zu finden sind, auf mäßig bis starke Entwässerung hin (SUCCOW 1988).

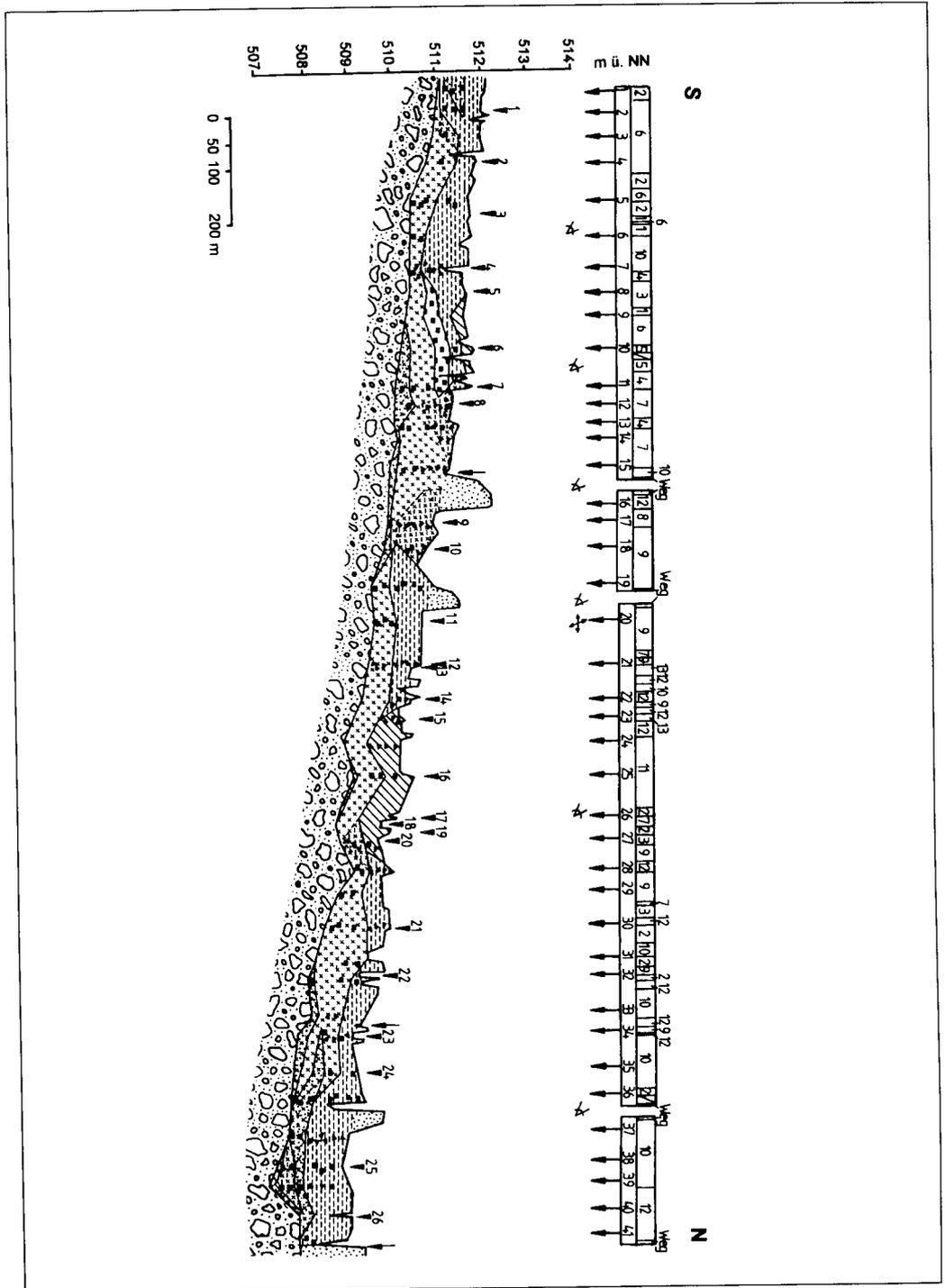
#### 4.2. Vegetation und Standort

Die Vegetation des Osterriedes ist maßgeblich durch anthropogene Einflüsse und Nutzungsformen bestimmt (Torfabbau). Innerhalb der Torfstiche finden sich Kleinseggenrieder, die bei fortschreitender Sukzession zu Weidenbusch- und Moorbirkenwaldstadien überleiten. Bei größerem Mineralwassereinfluß treten Schilfröhrichte verstärkt auf. Im südl. und westl. Teil des Riedes bestimmen Pfeifengraswiesen wechselfeuchter und wechsellückiger Ausprägung weite Bereiche. An ihre Stelle treten, bei Auffassung der Streunutzung, Streuwiesenbrachen, in denen *Frangula alnus* die dominierende Rolle spielt. Peripher gelegene Weiden und Glatthafer-Kohldistelwiesen sind durch Intensivierung der Bewirtschaftung aus Streuwiesen hervorgegangen. Im Norden wurden viele Parzellen mit Fichte aufgeforstet.

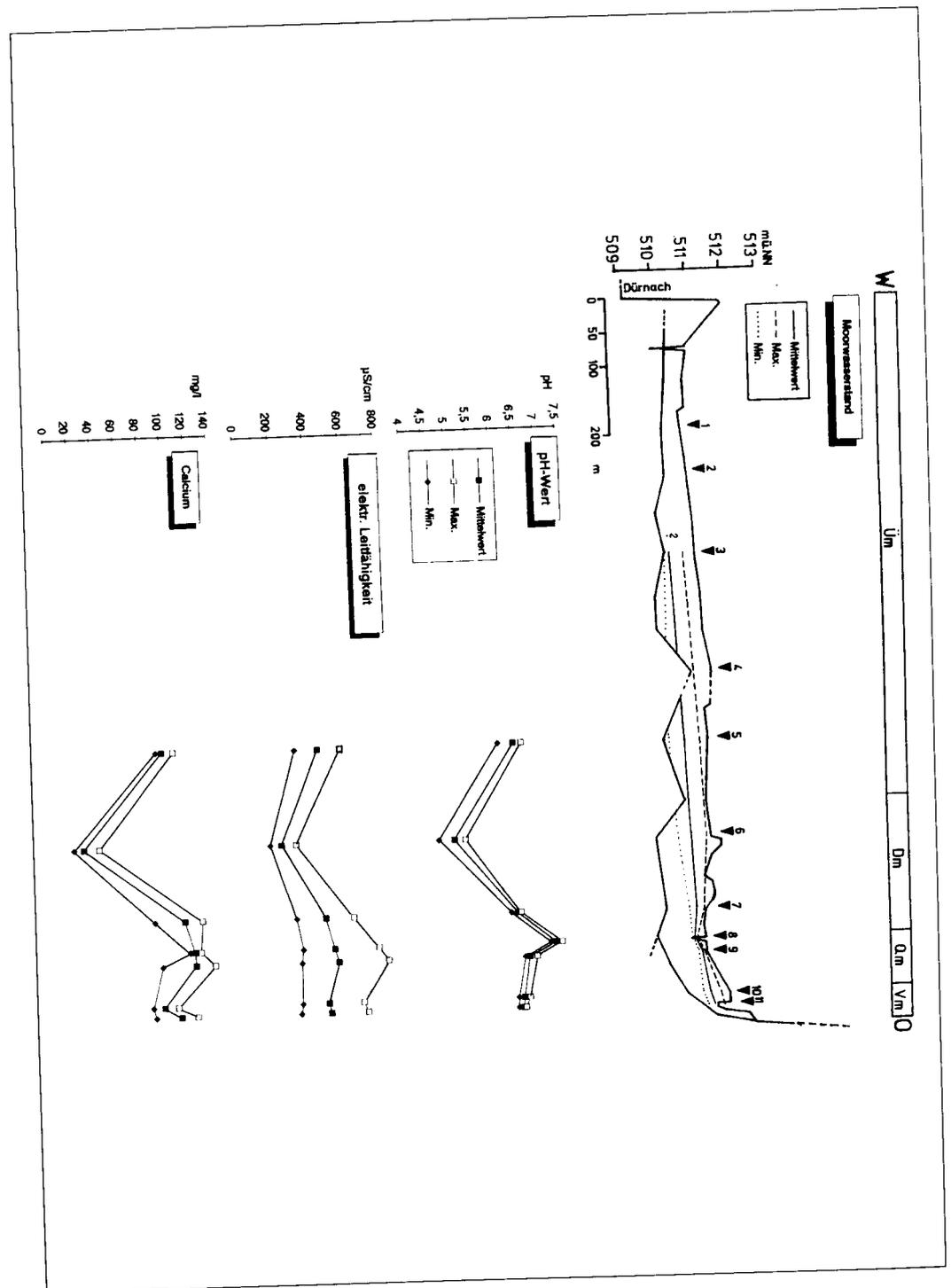
Über die pH-Werte und Ionengehalte des Porenwassers konnte eine Versauerung und Nährstoffverarmung vom Quellbereich der Hochterrasse zum Zentrum nachgewiesen werden (Abb.4). Damit läßt sich auch für das Osterried eine, aus Durchströmungsmooren in Grundmoränenlandschaften beschriebene, Nährstoffverarmung vom Niederungsrand zum Vorfluter (SUCCOW 1988) nachweisen. Auch über das Längstransect (Abb.5) gelang es, Stoffflüsse verschiedener hydrologischer Moortypen mit wasserchemischen Befunden in Einklang zu bringen. Nährstoffeintrag, z.B. über Intensivlandwirtschaft aus angrenzenden Flächen, konnte nicht festgestellt werden. Die generell sehr hohen Ionenkonzentrationen im Porenwasser des Osterriedes sind im Hinblick auf die Lage des Riedes am Niederungsrand eines Grundmoränengebietes mit basenreichen Quellschüttungen, sowie auf interne Zersetzungsprozesse der Torfe aufgrund starker Entwässerung, zu beurteilen.

Defizite aus Sicht des Naturschutzes lassen sich aus den Ergebnissen der Wasserhaushalts

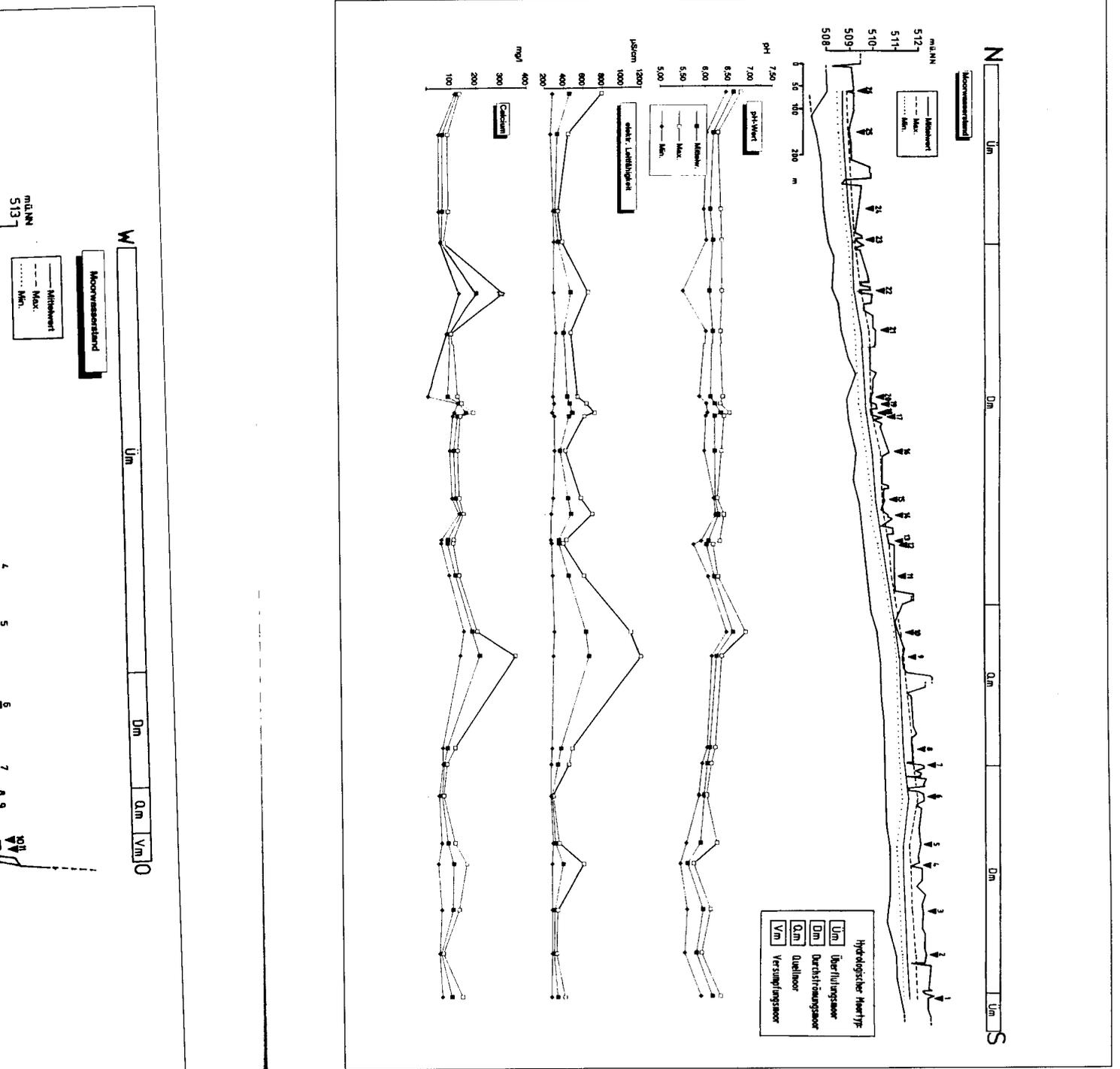




**Abb. 3:** Profilschnitt über das Nord-Süd-Transept des Osterrieds; (Legende siehe Abb. 2).



**Abb. 4:** Darstellung hydrologischer Parameter über das Ost-West-Transekt; (Legende siehe Abb. 5).



**Abb. 5:**  
Darstellung hydrologischer Parameter über das Nord-Süd-Transect

(siehe Abb. 5).

untersuchungen ablesen. So ist in topischer Sicht ein kontinuierliches Sinken der mittleren Wasserstände von der Hochterrasse zur Dürnach festzustellen, die aus der Tieferlegung der Vorflut durch Laufkorrektur der Dürnach herrührt (Abb.4). Dieser Eingriff ist als Hauptursache des starken Entwässerungsgrades des Osterriedes anzusehen.

Kausalbeziehungen zwischen Vegetation und Standort waren nur ansatzweise vorhanden. Einer Prüfung als geeignete Differenzierungskriterien für die Vegetation hielten die meisten der untersuchten Standortparameter somit nicht stand. Lediglich die Wasserstände erwiesen sich als brauchbares Instrumentarium für eine Vegetationsgliederung. Standortfaktoren, wie die untersuchten Parameter, scheinen durch anthropogene Nutzungsformen und Sukzessionsabfolgen stark überlagert zu werden, und deren Aussagekraft, bezüglich deren Relevanz für die Ausbildung der Vegetation im Osterried, zu schmälern.

## 5. Literatur

- BUSCHLE, A. & LUDESCHER, F.B., (1968): Das Baustetter-Baltringer Ried.– Naturschutz 9: 4–7.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.), (1980): Landschaftsschutzgebiet Osterried bei Laupheim.– Führer Natur- u. Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 3: 1–77.
- SUCCOW, M., (1988): Landschaftsökologische Moorkunde.– Borntraeger, Berlin, Stuttgart: 340 S.

Dipl.-Ing. agr. Siegfried Roth  
Institut für Botanik  
Ernst-Moritz-Arndt-Universität  
Grümmers Str. 88  
17487 Greifswald

Prof. Dr. Peter Poschlod  
Fachbereich Biologie  
Naturschutz II  
Philipps-Universität  
35032 Marburg

Sinken der mittleren  
der Tieferlegung der  
ingriff ist als Haupt-

weise vorhanden. Ei-  
zielten die meisten der  
rstände erwiesen sich  
dortfaktoren, wie die  
n und Sukzessionsab-  
bereren Relevanz für die

Ried.- Naturschutz 9:

(1980): Landschafts-  
dschafts-schutzgebiete

eger, Berlin, Stuttgart:

## Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchungen im Osterried bei Laupheim II. Vegetation und Flora

Heiner Biewer

### 1. Einleitung

Die Untersuchungen zur Flora und Vegetation des Landschaftsschutzgebietes Osterried bei Laupheim im Kreis Biberach wurden im Auftrag der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Tübingen durchgeführt. Die Kartierung stellt eine Grundlage für die geplante Ausweisung als Naturschutzgebiet und die Pflege- und Entwicklungsplanung des Gebietes dar.

### 2. Methoden

Zur Dokumentation der Vegetation wurden pflanzensoziologische Aufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) erstellt. Innerhalb physiognomisch-standörtlich definierter Vegetationsgruppen wurden auf dieser Grundlage Differentialartengruppen ermittelt, die alleine oder in Kombination lokale Vegetationseinheiten kennzeichnen. Diese Vegetationseinheiten können zum Teil pflanzensoziologischen Syntaxa oder den Vegetationsformen nach SUCCOW (1988) zugeordnet werden.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Flora

Das Landschaftsschutzgebiet zeichnet sich durch eine reiche Flora mit über 400 Gefäßpflanzenarten aus. Die floristische Erhebung erbrachte eine ganze Reihe von Neufunden, die sich größtenteils aus Trivialarten der lokalen Vegetationsgruppen rekrutieren. Bemerkenswert ist die hohe Anzahl gefährdeter Arten (derzeit 52; HARMS & al. 1983). Bei diesen Rote-Liste-Arten sind Florenverluste zu beklagen, die durchweg längere Zeit zurückliegen und 8 Zwischenmoorarten betreffen, darunter überregionale Seltenheiten wie *Liparis loeselii*, *Dactylorhiza traunsteineri*, *Carex limosa*. Die Standorte sind durch Sukzession (Verbuschung, Verschilfung) verlorengegangen. Die Befragung von Kennern des Gebietes ergab, daß zumindest in einigen Fällen die letzte sichere Beobachtung 30 bis 40 Jahre zurückliegt. In diesen Zeitraum fallen die Nutzungsauffassung der Streuwiesen und die Begradigung der als Vorflut dienenden Dürnach, so daß als Ursachen des Erlöschens Brachfallen und Entwässerung wahrscheinlich sind. Die bisher für das Gebiet nicht mitgeteilten Rote-Liste-Arten sind wohl lediglich übersehen worden.

Zu den bemerkenswertesten Arten zählen *Carex diandra*, *Carex dioica*, *Carex buxbaumii*, *Eriophorum gracile*, *Laserpitium prutenicum*, *Gentiana pneumonanthe*, *Primula farinosa*, *Senecio helenites*, *Sparganium minimum*, *Utricularia minor*.

Wichtigste Lebensräume (für ca. 80% der gefährdeten und auch für weitere seltene Arten) sind die Zwischenmoore (i.S. von SUCCOW 1988) und die Pfeifengraswiesen. Die übrigen Arten haben ihre Wuchsorte in frühen Verlandungsstadien von Teichen und in Großseggenrieden. Futterwiesen, Feuchtgebüsche und Wälder dienen nur in Einzelfällen als Primär- oder Sekundärstandorte. Damit wird die Bedeutung der Erhaltung noch vorhandener mesotropher, feuchter bis nasser und zugleich offener Standorte unterstrichen.

### 3.2 Vegetation

Die Vegetation des Osterriedes ist vollkommen anthropogen überprägt. Herausragenden Einfluß auf das heutige Landschaftsbild hatten dabei Torfstich, Entwässerung, landwirtschaftliche Nutzung und Aufforstung. Die aktuell ungünstige Situation im Wasserhaushalt der Standorte mag neben menschlichem Einfluß in geringerem Maß auf natürliche Ursachen zurückzuführen sein.

Die Niedermoorvegetation i.e.S. ist in ihrem Vorkommen völlig auf alte Torfstiche beschränkt. Entwässerung und nachfolgende Bewirtschaftung haben ansonsten anstelle von Seggenrieden und Röhrichten Wiesen entstehen lassen, die sich je nach Grad der Entwässerung und Intensität der Nutzung stark unterscheiden. Die Aufforstung mit Fichten prägt besonders die nordwestlichen Teile des Gebietes; ebenso dürften viele der Laubwälder auf Pflanzung zurückgehen, während sich Feuchtgebüsche von allein einstellen.

An nassen Standorten finden sich je nach Nährstoffgehalt Zwischen- oder Reichmoore. Die ZWISCHENMOORE, einst wohl Haupttorfbildner im Osterried, sind heute nur noch kleinflächig entwickelt. Im wesentlichen handelt es sich um die innerhalb der Torfstichverlandung Sukzessionsreihen bildenden Braunmoos-Seggenriede. Dabei folgt auf das bereits seltene *Schnabelseggenried* das *Drahtseggenried*, das bei fortschreitender Verlandung von Kleinseggenrieden mit unterschiedlichem Charakter abgelöst wird. Während die letztgenannten Einheiten weiter verbreitet sind (meist basenreiche Standorte), sind typische Kalk-Zwischenmoore nur sehr selten entwickelt (*Davallseggenried*, reliktsch *Schneidried*).

Als weitere Großseggenengesellschaft ist das *Kammseggenried* zu nennen, das als Abtrocknungs- oder Eutrophierungsstadium der Braunmoos-Seggenriede noch Zwischenmoorarten enthält und den Übergang zu den REICHMOOREN bildet. Diese werden hauptsächlich durch *Schilfröhrichte* repräsentiert, die als Verlandungs- wie auch als Landröhrichte ausgebildet sind. Sie stehen zumindest teilweise an Stelle der Zwischenmoore oder Feuchtwiesen, aus denen sie durch Abtrocknung und Nährstoffeintrag oder Nutzungsauffassung hervorgegangen sind. *Großseggenriede* mit rasen- oder bultbildenden Carices kommen dagegen nur vereinzelt vor.

*Carex buxbaumii*,  
*Primula farinosa*,

itere seltene Arten)  
wiesen. Die übrigen  
und in Großseggen-  
len als Primär- oder  
ndener mesotropher,

Herausragenden Ein-  
ng, landwirtschaftli-  
erhaushalt der Stan-  
natürliche Ursachen

alte Torfstiche be-  
sonsten anstelle von  
Grad der Entwässe-  
mit Fichten prägt be-  
der Laubwälder auf  
llten.

der Reichmoore. Die  
teute nur noch klein-  
Torfstichverlandung  
auf das bereits seltene  
andung von Kleinseg-  
e letztgenannten Ein-  
typische Kalk-Zwi-  
shneidried).

nen, das als Abtrock-  
h Zwischenmoorarten  
n hauptsächlich durch  
dröhrichte ausgebildet  
Feuchtwiesen, aus de-  
essung hervorgegangen  
dagegen nur vereinzelt

Stetigkeitstabelle 1: Vegetation der Zwischenmoor-Standorte des Osterriedes (Auswahl)

Vegetationseinheit	1.1	1.2	2	3	4.1	4.2	5
Anzahl der Aufnahmen	8	5	2	2	9	7	6
<i>Carex diandra</i>	10.2	10.2				4.+	3.+
<i>Eriophorum gracile</i>	2.+	4.+					
<i>Eleocharis uniglumis</i>	3.+	4.+			1.+		1.+
<i>Calliergon giganteum</i> (M)	8.1	6.1		I.+	2.+		
<i>Carex lasiocarpa</i>			II.2				
<i>Cratoneuron commutatum</i>				II.+			
<i>Epipactis palustris</i>		2.+	II.+	II.1	7.+	2.+	
<i>Carex davalliana</i>		8.+	II.r	II.2	3.+	7.+	1.+
<i>Potentilla erecta</i>		6.+	II.r	II.+	6.+	8.+	1.+
<i>Eupatorium cannabinum</i>	1.r	2.+	II.+	II.+	7.+	7.+	1.+
<i>Succisa pratensis</i>		2.r		II.+	6.+	2.+	
<i>Polygala amarella</i>		2.+		I.+	4.+		
<i>Linum catharticum</i>		2.+		II.1	4.+	1.+	
<i>Fissidens adianthoides</i> (M)		2.+	II.2	II.1	5.2	2.+	
<i>Homalothecium nitens</i> (M)	1.+	8.1	II.1	I.+	6.2	2.+	1.+
<i>Aulacomnium palustre</i> (M)		2.1			5.2		1.1
<i>Dicranum bonjeanii</i> (M)					3.1		
<i>Sphagnum subnitens</i> (M)					3.1	1.+	
<i>Sphagnum palustre</i> (M)		2.+			2.1		
<i>Equisetum fluviatile</i>	10.+				1.+	7.+	3.+
<i>Typha latifolia</i>	6.r				1.+	2.+	3.+
<i>Peucedanum palustre</i>	2.1	2.2	II.+			2.1	6.1
<i>Galium uliginosum</i>	1.+		I.+		6.+	5.+	5.+
<i>Angelica sylvestris</i>	1.r			II.+	3.+	5.+	1.+
<i>Selinum carvifolia</i>					3.+	2.+	5.+
<i>Juncus articulatus</i>				II.+	3.+	7.+	1.+
<i>Carex panicea</i>	6.+	10.1	II.2	I.+	10.2	10.2	10.3
<i>Carex lepidocarpa</i>	5.+	6.+	I.2	II.2	6.2	10.1	10.1
<i>Valeriana dioica</i>	2.1	10.+	I.+	II.+	8.1	10.+	6.1
<i>Carex nigra</i>	8.2	10.1	I.r		7.1	10.2	8.2
<i>Eriophorum angustifolium</i>	10.+	10.+		II.+	6.+	8.+	10.+
<i>Parnassia palustris</i>	5.+	10.+		II.+	7.+	8.+	6.r
<i>Carex rostrata</i>	8.1	8.+		II.+	6.+	2.+	3.+
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	6.+	6.+		I.r	2.+	7.+	
<i>Pedicularis palustris</i>	2.+	6.2			3.+	1.+	1.+
<i>Drepanocladus revolvens/ vernicosus*</i> (M)	10.3	10.3	II.3	II.3	8.2	8.1	6.1
<i>Campylium stellatum</i> (M)	7.1	8.1	II.2	II.2	5.1	8.1	3.1
<i>Bryum pseudotriquetrum</i> (M)	5.+	2.+	II.+	II.1	6.1		3.1

Vegetationseinheiten:

## 1. DRAHTSEGGENRIED

(1.1 typische Ausbildung, 1.2 Ausb. mit Arten der Kalk-Zwischenmoore)

## 2. FADENSEGGENRIED

## 3. DAVALLSEGGENRIED

## 4. KLEINSEGGENRIED mit Kalk-Zwischenmoor-Arten

(4.1 typische Ausbildung einschließlich Variante mit Torfmoosen, 4.2 Ausbildung mit *Equisetum fluviatile*)5. KLEINSEGGENRIED mit *Equisetum fluviatile*, *Peucedanum palustre*M = Moose \*): meist *Drepanocladus vernicosus*, in den Einheiten 1.2, 2, 3, 4 auch *Drepanocladus revolvens*

Erste Zahl: Stetigkeit (+ bis 10%, 1 bis 20%, ..., 10 = 100%), römische Ziffern: Stetigkeiten absolut (&lt; 5 Aufnahmen)

Zweite Zahl: Median der Artmächtigkeit

Besonders die Zwischenmoore sind infolge der Entwässerung nicht nur von Verbuschung bedroht, die abtrocknungsbedingte Stickstoffmobilisierung fördert ebenso die Verschilfung der Vorkommen bei ausbleibender Mahd. Die hochwüchsige Reichmoorvegetation setzt dem Eindringen von Gehölzen größeren Widerstand entgegen und ist weniger gefährdet.

Wiesen nehmen die größten Flächen der gehölzfreien Vegetation ein. Unter den FEUCHTWIESEN dominiert die *Pfeifengraswiese*, zu deren Erhalt eine regelmäßige Mahd nicht vor Ende September und der Verzicht auf Düngung erforderlich sind. Im Wasserhaushalt deckt sie das Spektrum von frischwiesennahen Standorten (mit Arten der Trockenrasen) bis hin zu Übergängen zum Zwischenmoor ab. Kleinseggen der Zwischenmoore oder anspruchsvollere Wiesenarten differenzieren innerhalb dieser Feuchtestufen die Ausbildungen verschieden nährstoffreicher Standorte. Ebenso führt die unterschiedliche Pflege zu einem im einzelnen stark variierenden Erscheinungsbild dieser Vegetationseinheit. Jährlich gemähte Bestände sind mit häufig um 50 Arten pro Aufnahmefläche die artenreichsten Gemeinschaften des Gebietes. Die Pfeifengraswiese ist durch Entwässerung aus Braunmoos-Seggenrieden entstanden.

Der gleiche Eingriff hat verbunden mit Düngung oder an primär nährstoffreicheren Standorten zur Entstehung von *Kohldistelwiesen* geführt. Obwohl in der Fläche von geringerer Bedeutung, ist diese Feuchtwiese sehr formenreich ausgebildet. Übergänge zur Pfeifengraswiese (mit *Cirsium rivulare*) sind wie die Pflegestadien eutroph-nasser Standorte reich an typischen Feuchtwiesenarten, die den wenigen noch bewirtschafteten Beständen weitgehend fehlen. Die stark entwässerten, halbruderalen Brachen (degradierte Mädesüß-Stadien) mit ihrer Armut an Feuchtezeigern sind ein Beispiel für die einschneidenden Veränderungen, die der Entwässerung von Niedermooren folgen.

Gleiches gilt für die nur noch im Frühjahr feuchte *Kohldistel-Glatthaferwiese*. Diese vielfach noch genutzte FRISCHWIESE wird meist stark gedüngt und ist dann bei 2- bis 3schüriger Nutzung und gelegentlicher Nachweide artenarm und von Ackerunkräutern durchsetzt. Nur etwas magere Bestände sind artenreicher, bieten aber den gebietstypischen Arten wegen des gestörten Wasserhaushaltes kaum Lebensraum.

Bei den WÄLDERN handelt es sich nicht mehr um Brücher, sondern um Sumpfwälder auf Feuchtwiesenniveau, die im wesentlichen von *Alnus glutinosa* oder *Betula pubescens* aufgebaut werden. Demgegenüber besitzen einzelne kleinere *Grauweidengebüsche* durchaus noch Bruchcharakter; dominierend sind aber schwach bis deutlich nitrophytisch geprägte Abtrocknungsstadien. Grauweidengebüsche sind vorwiegend über Torfstichmosaikern entwickelt. Dagegen sind die *Faulbaumgebüsche* Sukzessionsstadien von der Pfeifengraswiese zum Moorbirkenwald. Die Laubgehölze spielen kaum eine Rolle für den Schutz der Flora, sind aber als moortypische und strukturierende Vegetation in der von intensiver Nutzung geprägten, gehölzarmen Umgebung des Riedes von Wert.

Stetigkeitstabelle 2: Pfeifengraswiesen entwässerter Zwischenmoor-Standorte im Osteried

Ausbildung	1	2	3	4	5	6
Anzahl der Aufnahmen	10	13	11	12	14	5
<i>Trennartengruppen der Feuchtestufen (Auswahl)</i>						
Pimpinella saxifraga	6.+	8.1	++	+r		+r
Thymus pulegioides	8.1	8.+				
Arabis hirsuta	2.+	7.+				
Salix repens	2.+	2.+				
Laserpitium prutenicum	5.+	3.+				
Gentiana pneumonanthe	4.+	2.+				
Festuca ovina	8.1	9.1	6.+	5.+		
Galium mollugo	5.+	9.+	8.+	3.+		1.+
Carex caryophylla	7.+	8.+	4.+	6.+		1.+
Agrostis tenuis	6.+	8.1	4.+	2.+		
Galium uliginosum	3.+	1.+	9.+	10.1	8.1	10.+
Lythrum salicaria	2.+	1.+	8.+	9.+	9.+	10.+
Lotus uliginosus	3.+	2.+	9.+	8.+	8.+	6.1
Phragmites communis			8.2	5.1	7.2	6.2
Valeriana dioica	++			2.+	8.1	10.+
Crepis paludosa			1.+	++	8.+	6.1
Mentha x verticillata				1.+	6.+	6.+
Senecio helenites				2.+	6.+	8.+
Juncus articulatus	++		++	1.+	5.1	4.+
Parnassia palustris					3.1	6.+
<i>Trennartengruppen der Ausbildungen</i>						
Carex pulicaris	8.+	2.r	2.r	9.1	6.1	2.+
Eriophorum angustifolium	8.+	++		6.+	8.+	2.+
Carex davalliana	6.1	+r		5.+	8.1	2.+
Carex nigra	9.+	1.+	1.+	5.+	5.1	8.+
Carex pallescens		6.+				
Dactylis glomerata		7.+	7.1	2.1		1.+
Achillea millefolium		5.+	4.+	4.+		
Epipactis palustris	++			+r	6.+	
Homalothecium nitens (M)		++			4.2	
Fissidens adianthoides (M)	++			++	5.+	
Carex disticha			++		2.+	6.+
Myosotis palustris		++			2.+	6.+
Scirpus sylvaticus		++			++	4.+
Caltha palustris					++	4.+
<i>Bezeichnende Arten der Pfeifengraswiesen</i>						
Molinia caerulea	10.3	10.2	10.2	10.3	10.3	10.1
Carex panicea	10.1	8.1	10.1	10.2	10.2	10.2
Potentilla erecta	10.+	9.+	10.+	10.1	10.1	8.+
Selinum carvifolia	8.1	10.+	9.+	8.1	10.1	10.2
Succisa pratensis	7.2	7.+	4.r	6.+	10.1	10.+
Scleropodium purum (M)	10.1	9.1	6.+	7.+	4.2	4.+
Galium verum	10.1	10.+	6.+	7.+	6.+	
Carex lepidocarpa	7.+	5.+	9.+	8.+	7.+	
Galium boreale	10.2	10.1	6.2	9.1	4.1	
Betonica officinalis	8.1	9.1	4.+	6.+	2.1	

1, 2: Pfeifengraswiesen mit Trockenheitszeigern (Ausbildungen von Carex pulicaris, Carex pallescens)  
 3, 4: Pfeifengraswiesen mittlerer Standorte (Ausbildungen von Carex pulicaris, Carex pallescens)  
 5, 6: Pfeifengraswiesen mit Nässezeigern (Ausbildung von Carex pulicaris bzw. mit Nährstoffzeigern)  
 weitere Erläuterungen vgl. Tabelle 1.

#### 4. Sukzessionslinien und Gefährdung der Flora

Die Sukzessionsserien der Torfstichverlandung sind weitgehend abgeschlossen. Sukzessionen finden derzeit vorwiegend bei Nutzungsauffassung statt. Im Verbreitungsgebiet von *Phragmites communis* setzt in Feuchtwiesen wie in Seggenrieden eine Verschilfung ein, die zur Entstehung artenarmer Schilfröhrichte führt. Außerhalb seines Verbreitungsgebietes kommt es zur Verbuschung: Weiden dominieren im nassen Bereich, während der Faulbaum die Verbuschung der Pfeifengraswiesen einleitet. Das Aufkommen von Gehölzen ist auch bei Verschilfung zu beobachten. Die Stabilität der Röhrichte scheint von der Wuchskraft von *Phragmites* gesteuert zu werden, die standortabhängig stark variieren kann. Die geschilderte Entwicklung verdeutlicht die potentielle Bedrohung der gefährdeten Pflanzenarten, von denen nur wenige auch in Röhrichten und Gehölzen vorkommen können.

#### 5. Zusammenfassung

Das Osterried ist ein floristisch außerordentlich reiches Landschaftsschutzgebiet des baden-württembergischen Alpenvorlandes. Flora wie Vegetation dieses Niedermooses sind durch Eingriffe des Menschen geprägt und in der Vergangenheit wohl bereichert worden, während derzeit die Bedrohung der schützenswerten Arten durch rasche Veränderungen in der Bewirtschaftung, durch Stoffeinträge aus dem intensiv genutzten Umland sowie durch die Entwässerung des Gebietes im Vordergrund steht. Die Störungen im Wasserhaushalt führen dazu, daß selbst im nassen Bereich alle floristisch wertvollen Bestände der regelmäßigen Mahd bedürfen, sollen sie nicht verbuschen oder verschilfen. Aufgrund der Größe des Gebietes scheint vorerst die Durchführung von Pflegemaßnahmen eine Stabilisierung der Bestände zu gewährleisten, da unerwünschte Sukzessionen dadurch verhindert und Stoffeinträge aus der Umgebung abgepuffert werden können.

#### 6. Literatur

- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. 3. Aufl., 856 S., Springer; Wien.
- HARMS, K.H., G. PHILIPPI, S. SEYBOLD (1983): Verschollene und gefährdete Pflanzen in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 32: 1 – 160 ; Karlsruhe.
- RAUNEKER, H. (1984): Ulmer Flora. – Mitt. Ver. Naturw. Math. Ulm 33, 280 S.;Ulm.
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. 340 S., Bornträger, Berlin, Stuttgart

Dipl.-Biol. Heiner Biewer  
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie  
Fachgebiet Landschaftsökologie und Vegetationskunde  
Universität Hohenheim  
70593 Stuttgart

## Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchungen im Osterried bei Laupheim

### III. Die generative Diasporenbank in unterschiedlich genutzten Flächen

Siegfried Schneider, Peter Poschlod

#### 1. Einleitung

Als Folgeerscheinung einer allgemeinen ökologischen Verarmung unserer Landschaft, insbesondere im Zuge des fortschreitenden Strukturwandels in der Landwirtschaft der letzten Jahrzehnte, sind auch die für das südwestdeutsche Alpenvorland charakteristischen Niedermoorgebiete durch Nutzungsintensivierung oder Nutzungsaufgabe, Entwässerung, Melioration und Aufforstung mit standortsfremden Baumarten sowohl im Landschaftsbild als auch in ihrem ökologischen Beziehungsgefüge tiefgreifenden Veränderungen unterzogen worden. Dies gilt auch für die ehemals weitläufigen Talmoore entlang von Donau und Riß. Sie sind infolge einer anhaltenden Degradation nur noch reliktsch vorhanden. Nur das Osterried weist in Teilen noch vergleichsweise naturnahe Moorstandorte auf, die allerdings langfristig durch nachhaltige Grundwasserabsenkungen gefährdet sind (vgl. dazu POSCHLOD 1994, ROTH & POSCHLOD 1994, BIEWER 1994, BIEWER et al. 1994a).

Erwogene Schutzbemühungen führen vielerorts in Engpässe hinein, da die herkömmlichen Vorgehensweisen des konservierenden Naturschutzes zunehmend scheitern, je weiter diese Degradationsprozesse fortgeschritten sind. In diesem Zusammenhang ist dem rezenten Diasporenvorkommen im Boden als gewissermaßen historische Komponente einer verschollenen Population von Pflanzenindividuen (POSCHLOD 1993a) erhöhte Bedeutung bei der Wiederherstellung verschollener bzw. veränderter Pflanzengemeinschaften beizumessen (BAKKER 1989, POSCHLOD et al. 1991, POSCHLOD 1993b u.v.a.). Mit geeigneten Maßnahmen kann dieses im Boden ruhende (dormante) Diasporenpotential reaktiviert werden (FIX & POSCHLOD 1993). Es birgt somit die Möglichkeit in sich, die vormals standortstypische Vegetation bis zu einem bestimmten Grad zu reetablieren.

Am Beispiel des Osterriedes als ein vom Menschen stark beeinträchtigt Niedermoor, sollte versucht werden, die sich daraus für den regenerierenden Naturschutz ergebenden Möglichkeiten aufzuzeigen. Die Arbeit hatte deshalb zum Ziel, die verschiedenen im Untersuchungsgebiet vorhandenen Vegetationstypen hinsichtlich dem Kriterium der Aktivierbarkeit ihrer Diasporenbank einzuordnen, sowie praktikable Vorgehensweisen zur Wiederherstellung einer niedermoorartigen Vegetation zu formulieren.

## 2. Material und Methoden

### 2.1 Vegetation

Die Vegetation im Osterried wurde von BIEWER (1994, in diesem Band) dargestellt. Aus den flächenmäßig bedeutendsten Vegetationstypen wurden folgende untersucht: Wirtschaftsgrünland – dreischürige Kohldistel-Glatthaferwiese, Fichtenforst – Alter der Aufforstung 20 Jahre, wechselfeuchte Pfeifengraswiese, Faulbaumgebüsch – Alter ca. 10–15 Jahre, Schilfröhricht – „Torfstichbrache“, Erlenwald – Alter ca. 60 Jahre; vgl. Tab. 1). Die Vegetationsaufnahmen erfolgten nach BRAUN-BLANQUET (1964). Die Nomenklatur der Arten richtet sich nach EHRENDORFER (1973).

### 2.2 Untersuchung der Diasporenbank

Im Frühjahr 1992 wurden mit einem Wurzelbohrer (8 cm Durchmesser, 25 Einstiche/Standort) Bodenproben bis 13 cm Tiefe entnommen. Die Bodenzylinder wurden in Schichten von 0–2, 2–6.5 und 6.5–13 cm aufgeteilt, gekrümelt und noch enthaltene vegetative Vermehrungsorgane entfernt. Die Proben jeder Untersuchungsfläche wurden zu Mischproben vereinigt und das Material jeder Schicht für sich in Keimschalen ausgebracht. Aus Kapazitätsgründen konnte nicht das gesamte Probenmaterial ausgebracht werden. Die Keimschalen wurden über die Dauer von zwei Vegetationsperioden im Freiland exponiert und feucht gehalten. Durch längere Frostperioden im Winter 92/93 war die für bestimmte Diasporen notwendige Stratifikation (Vernalisation) gegeben. Gelegentliches Austrocknen und erneutes Krümeln der Proben sollten eine zusätzliche Keimstimulanz auslösen. Das Abdecken der Schalen mit einem Gärtnervlies verhinderte einen nicht kontrollierbaren Eintrag aus der Umgebung. Eine zusätzliche Kontrolle über den Zuflug von außen lieferten aufgestellte Keimschalen mit sterilisiertem Substrat. Aufgelaufene Keimlinge wurden sofort nach ihrer Artzugehörigkeit bestimmt (MULLER 1978), gezählt und danach entfernt. Nicht sofort bestimmbare Exemplare wurden umgetopft und bis zu ihrer Bestimmbarkeit weiterkultiviert.

## 3. Ergebnisse

Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 zusammengefaßt.

Im Wirtschaftsgrünland liegt ein relativ großer Anteil der präsenten Arten ausschließlich in der aktuellen Vegetation vor. Trotz beachtlicher Gesamtartenzahl (67 Arten) und Artenzahl in der Diasporenbank (37 Arten) läßt sich das eher geringe Diasporenpotential (6061 gekeimte Diasporen/m<sup>2</sup>) im Boden dadurch erklären, daß durch den Einfluß periodischer Schnittnutzung viele Arten sich nicht bis zur Fruchtreife entwickeln können. Entsprechend treten vegetativ sich vermehrende Gräser verstärkt in Erscheinung. Allerdings sind noch einige wenige Arten der wahrscheinlich ursprünglichen Vegetation (Seggenrieder bzw. Pfeifengraswiesen) vorhanden (v.a. *Molinia caerulea*, *Carex spp.* – 3 Arten). Durch die intensive Nutzung haben sich aber auch einige „Störungszeiger“ (*Juncus effusus*, *Stellaria media* u.a.) in der Diasporenbank angereichert.

Obwohl dem Fichtenforst jegliche Krautschicht fehlt, weist seine Diasporenbank selbst 20 Jahre nach der Aufforstung sowohl in qualitativer, als auch in quantitativer Hinsicht eine zum Wirtschaftsgrünland vergleichsweise höhere Zahl von Arten der ehemaligen Vegetation in der Diasporenbank auf (*Carex spp.* – 4 Arten, *Calluna vulgaris*, *Lotus uliginosus*, *Lythrum salicaria*, *Lysimachia vulgaris*, *Mentha verticillata*, *Phragmites australis* u.a.). Alle 34 Arten liegen – mit Ausnahme der Fichte selbst – ausschließlich in der Diasporenbank vor.

Der Großteil der in der untersuchten Pfeifengraswiese oberirdisch etablierten Arten ist auch in der Diasporenbank im Boden vertreten (17 Arten). Lediglich 12 Arten sind auf die Diasporenbank beschränkt und weitere 12 Arten sind ausschließlich in der aktuellen Vegetation anzutreffen.

Im Vergleich zu den Pfeifengraswiesen ist das durch Verbrachung aus diesen hervorgegangene Faulbaumbüsch erwartungsgemäß artenärmer. Viele im Laufe der Verbrachung aus der aktuellen Vegetation verschwundene Arten vermögen aber als Diasporen im Boden zu überdauern (25 Arten).

In vom Schilf beherrschten Torfstichbrachen ist der Anteil der nur in der Diasporenbank vorkommenden Arten nach dem Fichtenforst am höchsten (über 50% des Arteninventars).

Der Erlenwald ist sowohl in der Diasporenbank als auch in der Vegetation artenarm. Lediglich eine Art aus der Vegetation ist auch in der Diasporenbank anzutreffen. Vertreter der Pfeifengraswiesen und der Seggenriede fehlen mit wenigen Ausnahmen fast vollständig. Dies läßt den Schluß zu, daß diese Fläche nicht oder schon sehr lange nicht mehr als Wiese genutzt wurde.

Die Anzahl keimfähiger Diasporen war in den untersuchten Vegetationstypen sehr unterschiedlich. Die höchsten Zahlen keimfähiger Diasporen fanden sich im Schilfröhricht (16691 keimfähige Diasporen/m<sup>2</sup>). Die mit Abstand geringste Anzahl zeichnete den Erlenwald aus. Die Artenzahlen in der Diasporenbank lagen mit Ausnahme des Erlenwaldes (10 Arten) zwischen 29 und 27.

Betrachtet man zusammenfassend das Vorkommen der Arten auf den Untersuchungsflächen, so haben wir drei Gruppen unterschieden:

Gruppe A repräsentiert die Arten, die auf allen Standorten ausschließlich in der Diasporenbank nachzuweisen waren. Dazu zählen für das Gebiet die Arten kurzlebig nasser Standorte wie *Cyperus fuscus*, *Juncus bulbosus* und *Veronica scutellata* zu den bemerkenswerten Arten.

In Gruppe B sind die Arten zusammengefaßt, die auf manchen Flächen sowohl in der Vegetation als auch in der Diasporenbank der Untersuchungsflächen zu finden sind, auf manchen Flächen aber ausschließlich in der Diasporenbank.

Die Arten, die ausschließlich in der aktuellen Vegetation vorkamen, bilden Gruppe C.

Die Arten mit den höchsten Diasporenzahlen im Boden auf fast allen Flächen sind *Juncus articulatus* und *J. effusus*. Hohe Diasporenzahlen auf einzelnen Flächen (>500/m<sup>2</sup>) erreichen





auch *Carex flava* agg. (Pfeifengraswiese), *Cyperus fuscus*, *Urtica dioica* (beide Faulbaumgebüsch), *Lythrum salicaria* (Pfeifengraswiese, Schilfröhricht), *Rorippa palustris*, *Taraxacum officinale* (beide Wirtschaftsgrünland) und *Rubus fruticosus* (Fichtenforst, Faulbaumgebüsch). Meist sind diese Arten nur in geringen Artenzahlen in der aktuellen Vegetation oder ausschließlich in der Diasporenbank nachzuweisen.

#### 4. Diskussion

Die Zahl der keimfähigen Diasporen im Boden ist auf vergleichbaren Flächen im württembergischen Alpenvorland niedriger. So wiesen PFADENHAUER & MAAS (1987) in Streuwiesen auf Niedermoorstandorten im württembergischen Allgäu nur zwischen 750 und 3200 keimfähiger Diasporen/m<sup>2</sup> im Boden nach. Auch auf intensiv genutzten, ehemaligen Streuwiesenstandorten liegen die Diasporenzahlen niedriger. Vergleichbare Daten über die anderen hier untersuchten Vegetationstypen liegen in der Literatur bisher nicht vor. Allerdings werden die zum Teil hohen Werte v.a. im Fichtenforst und Faulbaumgebüsch auch durch die extrem hohen Diasporenzahlen der beiden Juncus-Arten (*J. articulatus*, *J. effusus*) bedingt. Aufgrund der genauen Datierbarkeit aufgeforsteter bzw. aufgelassener und daraufhin verbacherter Flächen, sowie dem Mengenverhältnis keimfähiger Diasporen aus den oberen zu tiefer liegenden Bodenschichten, läßt sich eine Einteilung der Arten nach der Dauerhaftigkeit ihrer generativen Diasporen vornehmen (BAKKER 1989, POSCHLOD 1993b). Bedingt durch den einmaligen Termin der Probenahme im Frühjahr, ist jedoch keine gesicherte Zuordnung von Arten mit vorübergehender Diasporenbank möglich. Trotzdem dürften sehr viele Arten, die ausschließlich in der aktuellen Vegetation vorkommen (Gruppe C), v.a. solche mit hohem Deckungsgrad (bspw. *Cirsium oleraceum*, *Alnus glutinosa*), Arten mit vorübergehender Diasporenbank sein. Bei Arten, die in der Diasporenbank repräsentiert sind, obwohl sie in der aktuellen Vegetation fehlen, darf angenommen werden, daß sie eine wenigstens mehrere Jahre oder sogar mehrere Jahrzehnte (vgl. POSCHLOD 1993b) dauerhafte Diasporenbank besitzen (Gruppe A). Daß Cyperaceen und Juncaceen umfangreiche, oft mehrere Jahrzehnte langlebige Diasporenvorräte aufbauen, ist hinreichend bekannt und kann durch die vorliegenden Ergebnisse bestätigt werden (vgl. DAVIES 1956, RABOTNOV 1969, THOMPSON & GRIME 1979, SCHMID 1984, PFADENHAUER & MAAS 1987, BAKKER 1989, POSCHLOD 1990 u.a.). Dies gilt auch für folgende typische Arten von Niedermoor- oder Feuchstandorten – *Galium palustre et uliginosum*, *Hypericum perforatum*, *Ranunculus flammula* (vgl. THOMPSON & GRIME 1979, GRIME & al. 1988, POSCHLOD & al. 1991) und *Veronica scutellata* (POSCHLOD 1993a). Auch *Calluna vulgaris*, *Cerastium holosteoides*, *Lotus uliginosus* und *Lythrum salicaria* können dem Typ der dauerhaften Diasporenbank i. S. v. THOMPSON & GRIME (1979) zugeordnet werden (MAAS 1987). Bemerkenswert ist der Nachweis einer Diasporenbank von *Molinia caerulea* im Wirtschaftsgrünland und dem Fichtenforst bzw. von *Phragmites australis* im Fichtenforst. *Molinia caerulea* gilt als Art mit vorübergehender Diasporenbank (THOMPSON & GRIME 1979, MAAS 1987, SCHOPP-GUTH 1993). Dies läßt darauf schließen, daß entweder populationsbedingte oder standortbedingte Unterschiede in der Dauerhaftigkeit der Diasporenbank vorliegen (dazu POSCHLOD 1993b). Über die Diasporenbank von *Phragmites australis* liegen bisher keine Angaben vor (vgl. GRIME et al. 1988). Das Schilf gilt nur als schwer keimfähig bzw. im Gelände wurden Keimlinge bisher nur sehr selten nachgewiesen (BITTMANN 1953). Allerdings weisen die Angaben von KINZEL (1920) und HÜRLIMANN (1951), die das Schilf als notwendigen Lichtkeimer bezeichnen, darauf hin, daß eine Diasporenbank aufgebaut werden kann.

...eide Faulbaumge-  
...ustris, *Taraxacum*  
...orst, Faulbaumge-  
...en Vegetation oder

...ächen im württem-  
...1987) in Streuwie-  
...hen 750 und 3200  
...ehemaligen Streu-  
...aten über die ande-  
...cht vor. Allerdings  
...isch auch durch die  
...*J. effusus*) bedingt.  
...und daraufhin ver-  
...is den oberen zu tie-  
...der Dauerhaftigkeit  
...93b). Bedingt durch  
...sicherte Zuordnung  
...en sehr viele Arten,  
...a. solche mit hohem  
...mit vorübergehender  
...nd, obwohl sie in der  
...igstens mehrere Jah-  
...Diasporenbank besit-  
...rere Jahrzehnte lang-  
...rch die vorliegenden  
...HOMPSON & GRIME  
...9, POSCHLOD 1990  
...er Feuchstandorten -  
...*mmula* (vgl. THOMP-  
...d *Veronica scutellata*  
...*Lotus uliginosus* und  
...S. v. THOMPSON &  
...t der Nachweis einer  
...Fichtenforst bzw. von  
...mit vorübergehender  
...GUTH 1993). Dies läßt  
...ingte Unterschiede in  
...993b). Über die Dias-  
...or (vgl. GRIME et al.  
...rden Keimlinge bisher  
...die Angaben von KIN-  
...Lichtkeimer bezeich-

Trotzdem sind die meisten typischen Arten der Zwischenmoorstandorte und Pfeifengraswie-  
sen als künftiges Potential für eine Rückentwicklung veränderter Standorte nicht mehr vor-  
handen. Dies entspricht den Ergebnissen der Untersuchungen von PFADENHAUER & MAAS  
(1987), BAKKER (1989) u.a.. Dies gilt für allem für die intensiv landwirtschaftlich genutzten  
Standorte (Wirtschaftsgrünland), während unter Brachen (Faulbaumgebüsch) und Auffor-  
stungen ein vergleichsweise artenreicheres Potential (bezüglich Arten der ehemaligen Nie-  
dermoorvegetation) erhalten bleibt. Möglicherweise reduziert eine Bewirtschaftung ein Dias-  
porenpotential schneller als ein Brachfallen bzw. Aufforstung. Auch unter Aufforstungen auf  
Kalkmagerrasenstandorten bleibt ein relativ hohes Potential (ca. 15–30%) der ursprünglichen  
Kalkmagerrasenvegetation erhalten (POSCHLOD 1993b).

Ob wenigstens das vorhanden Diasporenpotential der gewünschten Arten durch „Störungs-  
maßnahmen“ aktiviert werden kann, bleibt weiteren Untersuchungen vorbehalten. FIX &  
POSCHLOD (1993) konnten auf mineralischen, feuchten Böden durch Vertikutieren eine ver-  
grabene Diasporenbank von *Lychnis flos-cuculi* u.a. aktivieren. POSCHLOD & JORDAN  
(1992) zeigten, daß durch Rodungsmaßnahmen auf Kalkmagerrasenstandorten ein Teil der  
ursprünglichen Kalkmagerrasenvegetation nach kurzer Zeit durch die Aktivierung der Dias-  
porenbank wiederhergestellt werden konnte. Um die fehlenden Arten kurz- bis mittelfristig  
am Standort zu etablieren, werden derzeit auf Niedermoorstandorten im Südlichen Federsee-  
ried Versuche mit Aussaaten und Streuausbringung durchgeführt (BIEWER & al. 1994b).

## 5. Literatur

- BAKKER, J.P. (1989): Nature management by grazing and cutting. On the ecological signifi-  
cance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland  
communities in the Netherlands. – *Geobotany* 14: 400 p., Kluwer, Dordrecht.
- BIEWER, H. (1994): Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchungen im Osterried bei  
Laupheim. II. Vegetation und Flora. – In BÖCKER, R. & KOHLER, A. (Hrsg.): Feucht-  
gebiete. Gefährdung, Schutz, Renaturierung. Hohenheimer Umwelttagung 26: In  
diesem Band
- BIEWER, H., KÖTTNER, A. & POSCHLOD, P. (1994a): Landschaftsökologisch-moorkundliche  
Untersuchungen im Osterried bei Laupheim. IV. Stand der Pflege und Überlegungen  
zu einer zukünftigen Pflege- und Entwicklungsplanung aus vegetationskundlicher  
Sicht. – In BÖCKER, R. & KOHLER, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete. Gefährdung, Schutz,  
Renaturierung. Hohenheimer Umwelttagung 26: In diesem Band
- BIEWER, H., POSCHLOD, P., BÜHLER, F., METZLER, S. & BÖCKER, R. (1994b): Wiedervernäs-  
sung und Wiederherstellung artenreicher Feuchtwiesen im geplanten Naturschutz-  
gebiet „Südliches Federseeried“ (vegetationskundlicher Teil). Veröff. PAÖ: Im Druck.
- BITTMANN, E. (1953): Das Schilf (*Phragmites communis* TRIN.) und seine Verwendung im  
Wasserbau. – *Angew. Pflanzensoz. (Stolzenau, Weser)* 7: 44 S.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): *Pflanzensoziologie*. – 3. Aufl., Springer, Wien, New York, 865 S.
- DAVIES, E.W. (1956): The ecology and distribution of *Carex flava* and its allies in the British  
Isles. – *Botaniska Not.* 109:50–74.
- EHRENDORFER, E. (1973): *Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*. Fischer, Stuttgart, 318 S.

- FIX, K. & POSCHLOD, P. (1993): Extensivierung von Grünlandstandorten am Beispiel Wackershofen (Lkrs. Schwäbisch Hall; Gipskeuper). Bedeutung von Nährstoffstatus und Diasporenbank. – Verh. Ges. f. Ökol. 22: 39–45.
- GRIME, J.P., HODGSON, J.G. & R. HUNT (1988): Comparative plant ecology: A functional approach to common British species.– Unwin Hyman, London: 742 p.
- HÜRLIMANN, H. (1951): Zur Lokalgeschichte des Schilfes an den Ufern der Schweizer Seen. – Beitr. Geobot. Landesaufnahme, Schweiz, 30: 232 S.
- KINZEL, W. (1920): Frost und Licht als beeinflussende Kräfte bei der Samenkeimung, Abschluß der Erläuterungen und Ergänzungen zum ersten Buche (Nachtrag II). – Stuttgart, 187 S.
- MAAS, D. (1987): Keimungsansprüche von Streuwiesenpflanzen und deren Auswirkung auf das Samenpotential. Diss., TU München-Weihenstephan: 172 S.
- MULLER, F.M. (1978): Seedlings of the North-Western European lowland.– Junk, The Hague, Boston.
- PFADENHAUER, J. & D. MAAS (1987): Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlandes bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensität.– Flora 179:85–97.
- POSCHLOD, P. (1990): Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsbiologischer Faktoren. – Diss. Bot. 152: 331 S.
- POSCHLOD, P. (1991): Diasporenbanken in Böden – Grundlagen und Bedeutung. – In B. Schmid & J. Stöcklin (Hrsg.): Populationsbiologie der Pflanzen. – Birkhäuser, Basel, S. 15–35.
- POSCHLOD, P. (1993a): „Underground floristics“ – keimfähige Diasporen im Boden als Beitrag zum floristischen Inventar einer Landschaft am Beispiel der Teichbodenflora. – Natur und Landschaft 68: 155–159.
- POSCHLOD, P. (1993b): Die Dauerhaftigkeit von generativen Diasporenbanken in Böden am Beispiel von Kalkmagerrasenpflanzen und deren Bedeutung für den botanischen Arten- und Biotopschutz.– Verh. Ges. f. Ökol. 22:229–240.
- POSCHLOD, P. (1994): Die Zukunft der Moore. Entstehungs- und Kulturgeschichte der Moore. – Der Bürger im Staate 44 (1): 55–64.
- POSCHLOD, P., DEFFNER, A., BEIER, B. & U. GRUNICKE (1991): Untersuchungen zur Diasporenbank von Samenpflanzen auf beweideten, brachgefallenen und aufgeforsteten Kalkmagerrasenstandorten.– Verh. Ges. Ökol. 20:893–904.
- POSCHLOD, P. & JORDAN, S. (1992): Wiederbesiedlung eines aufgeforsteten Kalkmagerrasenstandorts nach Rodung. – Z. Ökologie u. Naturschutz 1: 119–139.
- RABOTNOV, T.A. (1969): Plant regeneration from seed in meadows of the USSR.– Herbage Abstr. 39: 269–277.
- ROTH, S. & POSCHLOD, P. (1994): Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchungen im Osterried bei Laupheim. I. Hydrologisch-entwicklungsgeschichtliche und vegetationskundlich-ökologische Charakterisierung. – In BÖCKER, R. & KOHLER, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete. Gefährdung, Schutz, Renaturierung. Hohenheimer Umwelttagung 26: In diesem Band.
- SCHMID, B. (1984): Life histories in clonal plants of the *Carex flava* group.– J. Ecol. 72:93–114.
- SCHOPP-GUTH, A. (1993): Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftung auf populationsbiologische Merkmale von Streuwiesenpflanzen und das Samenpotential im Boden. – Diss. Bot. 204: 165 S.

THOMPSON, K. & J.P. GRIME (1979): Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. – *J. Ecol.* 67: 893–921.

Siegfried Schneider  
University of Groningen  
Department of Plant Biology  
Biologisch Centrum  
Kerklaan 30  
P. O. Box 14  
9750 AA Haren  
The Netherlands

Prof. Dr. Peter Poschod  
Fachbereich Biologie  
Naturschutz II  
Philipps-Universität  
35032 Marburg

## **Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchungen im Osterried bei Laupheim IV. Stand der Pflege und Überlegungen zur zukünftigen Pflege- und Entwicklungsplanung aus vegetationskundlicher Sicht**

Heiner Biewer, Andrea Köttner, Peter Poschlod

### **1. Einleitung**

Das Osterried bei Laupheim ist ein floristisch bemerkenswertes Niedermoor des baden-württembergischen Alpenvorlandes (BIEWER 1994). Auf Grund seiner Größe von etwa 140 ha zählt es nach den großen oberschwäbischen Schutzgebieten (Federsee, Wurzacher Ried) zum Bestand der wichtigsten Naturschutzobjekte dieses Naturraumes. Aus moorkundlicher Sicht stellt es hydrologisch-entwicklungsgeschichtlich ein Durchströmungsmoor (ROTH & POSCHLOD 1994) dar. Erste Aufzeichnungen zur Nutzung finden wir im Mittelalter. Zu dieser Zeit dienten Flächen im Moor als Allmendweide und es wurde wahrscheinlich auch schon Torf gestochen (MÜLLER in KLEPSEK 1980). Der Torfabbau geschah flächendeckend über den gesamten Moorkomplex. Die ursprüngliche Mooroberfläche ist an keiner Stelle erhalten (POSCHLOD 1994a). Zu Beginn des 19. Jahrhunderts wurden große Flächen der Allmenden und Torfstiche „urbar“ gemacht. Die Wiesen wurden ausschließlich als Streuwiesen genutzt. Deshalb fanden Mitte des letzten Jahrhunderts umfangreiche Maßnahmen zur Entwässerung statt. Viele Wiesen konnten danach zweimähdig genutzt werden (MÜLLER in KLEPSEK 1980). Durch die Begradigung der Dürnach im Jahre 1929 und ihre Tieferlegung im Jahre 1955 erfolgte eine Grundwasserabsenkung, durch die es seinen ursprünglichen hydrologischen Charakter vollständig verloren hat (POSCHLOD 1994a). In diesem Jahrhundert wurden zudem v.a. im Norden des Gebietes große Flächen mit Fichten aufgeforstet. Trotzdem weist das Osterried als letztes mehr oder weniger naturnahes ehemaliges Durchströmungsmoor in den Naturräumen der Flußtäler südlich der Donau auf den ehemals streugewutzten und heute gepflegten Flächen die entsprechende Vegetation und Flora teilweise oberflächlich saurer, basen- bis kalkreicher Zwischenmoorstandorte (i.S.v. SUCCOW 1988) auf (BIEWER 1994). Aus diesem Grunde besteht die Absicht, das Osterried als Naturschutzgebiet auszuweisen. Die Ausweisung als Naturschutzgebiet allein bedeutet aber keinen langfristigen Erhalt dieses intensiv vom Menschen überprägten Moores. Dafür sind Zielvorstellungen oder Leitbilder für die Zukunft zu entwickeln und darauf aufbauend ein Pflege- und Entwicklungskonzept (PFADENHAUER & al. 1990, 1991, KRÜGER & PFADENHAUER 1992). Grundsätzlich stellt sich dabei die Frage der Wiederherstellung der landschaftsökologischen Funktionen des Moores im Hinblick auf die Rückentwicklung des Moores als Naturlandschaftselement oder den Erhalt des Moores als Kulturlandschaftselement (POSCHLOD 1994a, b). Dies ist aber ab-

hängig von den Möglichkeiten der hydrologischen Maßnahmen bzw. davon betroffene Landschaftsteile in dieses Konzept miteinzubeziehen. Die Wiederherstellung des hydrologischen Regimes kann nur durch eine Grundwasserhebung im gesamten Talraum der Riß und Dürnach durch Rückbau geschehen. Dies würde aber in großem Umfang auch den gesamten Talraum und damit Landschaftsteile außerhalb des Moorkomplexes beeinträchtigen (POSCHLOD 1994a). Dies ist unter den momentanen Nutzungsbedingungen und Vorgaben höchstens langfristig durchsetzbar. Deshalb muß sich dieses Pflege- und Entwicklungskonzept kurz- und mittelfristig mit lokalen Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auseinandersetzen (BAKKER 1989 u.v.a.), um das Moor als Kulturlandschaftselement und das Potential am Standort zu erhalten (KAPFER & KONOLD 1994, POSCHLOD 1994a). Diese kurz- und mittelfristigen Pflegemaßnahmen zum Erhalt des Potentials sollen im folgenden für die wichtigsten Vegetationstypen anhand des Status quo und der vorhandenen Gefährdungspotentiale dokumentiert und erläutert werden. Als langfristige Entwicklungsmaßnahme soll die Wiedervernässung mit zumindestens in Teilen Wiederherstellung des ursprünglichen hydrologischen Regimes angestrebt werden. Dies soll im letzten Teil diskutiert werden.

## **2. Status quo, Gefährdungspotentiale und kurz- und mittelfristige Pflegemaßnahmen**

### **2.1. Standorte mit Zwischenmoorvegetation (Seggenriede und Pfeifengraswiesen)**

Die bedeutendsten Vegetationstypen des Osterriedes sind die Seggenriede der o.g. Zwischenmoorstandorte und die Pfeifengraswiesen (BIEWER 1994). Beide Vegetationstypen sind bezeichnend für nährstoffärmere (mesotrophe) Standorte, Zwischenmoore sind zudem auf einen engen Bereich im Wasserhaushalt beschränkt (SUCCOW 1988). Extensive Nutzung, meist als herbstliche Streumahd, ist zumindest für die Entstehung und den Erhalt der Pfeifengraswiesen Voraussetzung, während Zwischenmoore an genügend nassen Standorten ohne menschlichen Eingriff überdauern können (ELLENBERG 1986). Im Osterried sind aber auch diese Standorte als Streuwiesen genutzt worden. Aus diesen Ansprüchen der Vegetation an den Standort lassen sich die Gefährdungsursachen unmittelbar ableiten.

Die Aufgabe der extensiven Nutzungen in der jüngeren Vergangenheit (40er, 50er Jahre dieses Jahrhunderts) ging häufig mit einer stärkeren Entwässerung der Standorte und der gleichzeitigen Intensivierung der Landwirtschaft einher. Mesotroph-nasse bis -feuchte Standortkomplexe wurden so in meso- bis eutrophe, feuchte bis frische Standorte überführt. Wo die Bestände bei ausbleibender Melioration erhalten geblieben sind, hat zunächst die Verbuchung zur Artenverarmung geführt. Die Entwässerung hat neben der direkten Auswirkung auf den Wasserhaushalt eine Auteutrophierung der Standorte durch Mineralisation der Torfe bewirkt (SUCCOW 1988). Stickstofffreisetzung und Phosphormobilisierung sind insbesondere an basen- und kalkreichen Moorstandorten – wie im Osterried – festzustellen (WEGENER 1991). Wo eine nur schwache Entwässerung diese Entwicklung nicht in Gang setzte, sind Nährstoffeinträge aus dem Wassereinzugsgebiet des Moores für einen Rückgang nährstoffärmerer Standorte verantwortlich.

von betroffene Land-  
 ung des hydrologischen  
 um der Reiß und Dür-  
 uch den gesamten Tal-  
 exes beeinträchtigen  
 ungen und Vorgaben  
 und Entwicklungskon-  
 ßnahmen auseinander-  
 ment und das Potential  
 94a). Diese kurz- und  
 olgenden für die wich-  
 Gefährdungspotentiale  
 ßnahme soll die Wie-  
 örünglichen hydrologi-  
 werden.

### lfristige Pflege-

genriede der o.g. Zwi-  
 le Vegetationstypen sind  
 moore sind zudem auf  
 88). Extensive Nutzung,  
 und den Erhalt der Pfei-  
 gend nassen Standorten  
 ). Im Osterried sind aber  
 sprächen der Vegetation  
 leiten.

zeit (40er, 50er Jahre die-  
 Standorte und der gleich-  
 se bis -feuchte Standort-  
 ndorte überführt. Wo die  
 hat zunächst die Verbra-  
 der direkten Auswirkung  
 Mineralisation der Torfe  
 isierung sind insbesonde-  
 festzustellen (WEGENER  
 nicht in Gang setzte, sind  
 en Rückgang nährstoffär-

Der skizzierte Ursachenkomplex hat zur Folge, daß im Osterried Pfeifengraswiesen und Zwischenmoore ohne Pflege verstauben, verschilfen oder verbuschen. Auch die Großseggenriede und Kohldistelwiesen sind von dieser Entwicklung bedroht. Ohne Pflege würde die Vegetation des Osterriedes kurz- bis mittelfristig vornehmlich aus Schilfröhrichtern, Feuchtgebüschern und Wäldern bestehen.

Aus diesem Grunde wurde ungefähr 1975 mit der Pflege ehemaliger Streuwiesenstandorte im Osterried aus naturschützerischen Zwecken begonnen. Heute werden ca. 60 ha des Gebietes gepflegt. Vier verschiedene Gruppen sind an der Pflege beteiligt. Entsprechend vielfältig sind die durchgeführten Pflegemaßnahmen. Die folgende Aufstellung bezieht sich nur auf Pfeifengraswiesen und Kleinseggenrieder, die den größten Anteil an den gepflegten Flächen einnehmen.

### Pfeifengraswiesen

Bisherige Pflegemaßnahmen:

- trockene Bereiche:
  - Mahd mit Mähraupe; nach Prioritäten in 1- bis 4jährigem Turnus, meist im Oktober
  - Mahd mit Traktor und Abräumen mit Ladewagen; 1- bis 2jährig im September
- feuchte und nasse Bereiche:
  - Mahd mit Mähbalken und Bergung mit Planen; überwiegend jährlich im Winter
  - Mahd mit Mähbalken und Abräumen mit Ladewagen oder ohne Mähgutbergung; jährlich Ende Juni bis September

### Defizite und Pflegeempfehlung

Große Flächen sind durch Verbrachung stark an Arten verarmt, wie Vergleiche mit regelmäßig gepflegten Flächen zeigen. Ein großer Teil davon wird momentan durch einen zeitlich weiten Mähturnus von ca. 4–5 Jahren offengehalten. Neben einer Unterdrückung niedrigwüchsiger Pflanzenarten tritt hierbei der Effekt der Nährstoffanreicherung (Auteutrophierung, vgl. PFADENHAUER 1989) auf.

Flächen mit guter Artenausstattung oder gutem Entwicklungspotential sollten jährlich gemäht werden, auf weniger artenreichen Wiesen kann eine 2jährige Mahd genügen. Einige kleinere Flächen werden im Moment nicht gepflegt, sollten aber wegen des noch vorhandenen Standort- und Artenpotentials in die Pflege aufgenommen werden. Zum Teil ist hier eine Entbuschung notwendig.

Eine Reihe von Pfeifengraswiesen wird zu früh gemäht; für Spätblüher wie den Lungenenzian ist eine Mahd im September zu früh; Arten wie *Selinum carvifolium* und *Succisa pratensis*, die auf spät gemähten Flächen recht häufig sind, fehlen bei den im Sommer geschnittenen Streuwiesen weitgehend.

### **Kleinseggenrieder**

Bisherige Pflegemaßnahmen:

- Mahd mit Mähbalken und Bergung mit Planen; überwiegend jährlich im Winter
- Mahd mit Mähbalken und Abräumen mit Ladewagen oder große Teile ohne Mähgutbergung; jährlich Ende Juni bis September

### **Defizite und Pflegeempfehlungen**

Die Kleinseggenrieder auf Zwischenmoorstandorten waren im Osterried ehemals vermutlich weit verbreitet und die eigentlichen Torfbildner im Durchströmungsmoor (ROTH & POSCHLOD 1994). Heute nehmen gerade diese Vegetationstypen nur noch kleinere Flächen ein. Die geringe Flächenausdehnung läßt den Schutz der Flora als vordringlich erscheinen, so daß alle Bestände jährlich als Streuwiesen gepflegt werden sollten. Der nötige Pflegeaufwand hängt dabei stark von den Wasserständen ab. Ein für diese Gesellschaften typischer, ständig hoher Wasserstand bei geringem Nährstoffangebot senkt die Produktivität des Bestandes drastisch, so daß ein mehrjähriger Mähturnus möglich wäre (PFADENHAUER 1988). Im Osterried fallen die Wasserstände jedoch auch im Bereich der Kleinseggenrieder zum Teil stark ab (KÖTTNER 1993) und viele Flächen zeigen Eutrophierungserscheinungen. Deshalb ist ein jährlicher Schnitt empfehlenswert. Bei den intakten Kleinseggenriedern ist ein Schnitt im Sommer, wie zum Teil praktiziert, zu früh (WILDI & KLÖTZLI 1978, EGLOFF 1984). Dort sollte die Mahd im Spätherbst durchgeführt werden. Auf den nährstoffreicheren Flächen ist ein gelegentlicher Aushagerungsschnitt im Sommer notwendig, wie zum Beispiel auf den Flächen mit stärkerer Verschilfung.

Wie oben aufgeführt bleibt besonders im Bereich der Kleinseggenrieder auf vielen Pflegeflächen das Mähgut liegen und stellt eine Gefährdung dieser Pflanzengesellschaften dar. Eine Mähgutbergung ist deshalb unter allen Umständen anzustreben.

### **Problempunkte bei der Pflege**

**Verbuschung:** Im Osterried weisen die meisten Flächen eine starke Tendenz zur Verbuschung auf, nur die nässesten Gebiete sind davon weniger stark betroffen. Das ausbreitungsfreudigste Gehölz ist *Frangula alnus*, besonders im Bereich der Mähraupenpflege kommt der Faulbaum durch die Narbenverletzungen in großer Dichte auf. Sollen die Flächen offengehalten werden, ist regelmäßige Pflege also unverzichtbar. Bereits verbuschte Flächen können nur mit großem Aufwand wieder in den ursprünglichen Zustand zurückverwandelt werden, wobei sich die ursprüngliche Vegetation nur sehr langsam, wenn überhaupt, wieder einstellt.

**Verschilfung:** Das Schilf befindet sich im Osterried in starker Ausbreitung. Es unterdrückt weniger wuchsstarke Arten und führt so zu einer zunehmenden Artenverarmung. Durch frühen Schnitt mit sofortigem Abräumen des Mähguts müßte eine Schwächung des Schilfbestandes möglich sein. Dies wird im Osterried bisher nicht durchgeführt.

**Schnittzeitpunkt:** Eine typische Eigenschaft von Streuwiesenpflanzen ist die Anpassung an eine späte Mahd, wie sie traditionell bei diesem Wiesentyp durchgeführt wurde. So dürfte im allgemeinen ein Spätherbstschnitt am günstigsten sein (EGLOFF 1984, WEBER & PFADENHAUER 1987, PFADENHAUER 1989). Im Osterried werden einige Streuwiesen jedoch

bereits Ende Juni, Anfang Juli gemäht, wodurch das Artenspektrum um die charakteristischen Spätblüher reduziert wird.

Zur Kompensierung eventueller Nährstoffeinträge aus der Luft und der Umgebung kann ein gezielter, gelegentlicher, früher Aushagerungsschnitt auf Flächen mit Eutrophierungserscheinungen durchaus sinnvoll sein.

**Mähgutbergung:** Um einen Ausgleich von Nährstoffeinträgen zu erreichen, ist die Bergung des Mähguts ein wichtiger Faktor bei der Streuwiesenpflege (EGLOFF 1984). Im Osterried bleibt auf einem Teil der Flächen das Mähgut nach der Mahd jedoch ganz auf dem Schwad liegen oder wird erst Wochen nach der Mahd, wenn ein Großteil der Nährstoffe bereits wieder ausgewaschen ist, entfernt. Dies geschieht vor allem auf nassen Flächen, die nur schwer befahrbar sind. Gerade dort handelt es sich aber oft um aus der Sicht des Artenschutzes besonders wertvolle Bereiche. Außer dem Aspekt der Nährstoffanreicherung (WOLF et al. 1984) stellt das dichtliegende Mähgut für weniger starkwüchsige Pflanzen ein großes Hindernis dar, während sich besonders triebstarke Arten wie zum Beispiel *Carex acutiformis*, *Carex disticha* und auch *Phragmites communis* verstärkt durchsetzen. In anderen Teilen des Riedes wird das gesamte Mähgut mit Planen aus den Flächen gezogen. Das ist eine sehr mühsame und zeitintensive Methode, doch sicher die schonendste und für besonders empfindliche, nasse Flächen die beste Lösung.

**Einflüsse durch Jagdausübung:** Die jagdliche Nutzung tritt im Osterried häufig in Widerspruch zur naturschützerischen Pflege. So sind Futterstellen und Kirrungen (Lockfütterung) sehr zahlreich und manche befinden sich in floristisch wertvollen Bereichen. Dementsprechend ist auch der Wildbesatz sehr hoch und es treten Schäden durch Wildverbiß, zum Beispiel an *Trollius europaeus* auf. Um für die Jagd ausreichend Sicht zu gewährleisten, werden Jagdschneisen bereits sehr früh im Jahr gemäht, meist ohne das Mähgut abzuräumen. Davon sind auch schützenswerte Bereiche betroffen.

## 2.2 Standorte mit Reichmoorvegetation

An primären Reichmoorstandorten sowie an eutrophierten Zwischenmoorstandorten und als Brachestadium von Feuchtwiesen sind Schilfröhrichte weit verbreitet, während Großseggenriede nur kleine Flächen einnehmen (vgl. ROTH & POSCHLOD 1994, BIEWER 1994). Über die ungestörte Vegetationsdynamik auf diesen Standorten liegen bisher kaum Untersuchungen vor, so daß sich Pflegevorschläge im allgemeinen an denen von Streuwiesen orientieren. Unter den momentanen hydrologischen Bedingungen sind zur Erhaltung des Potentials diese Pflegemaßnahmen sicher gerechtfertigt. Will man die wenigen Großseggenbestände erhalten, die entweder von Verschilfung oder von Verbuschung bedroht sind, sollten sie in ein- bis mehrjährigem Turnus gepflegt werden, wobei der Mahdzeitpunkt variieren kann. Die Bestände der bultbildenden Rispen- und Wundersegge sollten in ihrer Struktur erhalten bleiben (Entbuschung, keine Mahd).

Die Schilfröhrichte sind aufgrund ihrer weiten Verbreitung differenzierter zu pflegen. Die Landröhrichte sollten in mehrjährigem Turnus gemäht werden, um der Verbuschung vorzubeugen, während einige Verlandungsröhrichte zunächst sich selbst überlassen bleiben können. Größere zusammenhängende Bestände sollten erhalten werden.

Bei einigen Flächen mit reliktschem Vorkommen von Arten der Zwischenmoore stellt sich zusätzlich die Frage, ob die Bestände durch jährliche Spätmahd mit vorgeschalteter Ausmagerungsphase zu Braunmoos-Seggenrieden zurückentwickelt werden können.

### **2.3 Standorte mit Feuchtwiesen (Kohldistelwiesen)**

Kohldistelwiesen sind nicht sehr weit verbreitet. Neben einigen mäßig intensiv bewirtschafteten Beständen und den ohnehin jährlich gemähten Schneisen bleiben nur noch wenige Vorkommen, die für die eigentliche Pflegeplanung in Frage kommen. Diese Flächen sollen bei Kontakt zu Zwischenmooren jährlich im Juli gemäht werden, um eventuelle Nährstoffeinträge zu verhindern bzw. zu minimieren. Daneben sollen Bestände in 2- bis 3jährigem Turnus gemäht werden; hier können sich insbesondere Hochstauden bei Erhalt des Gesamtartenpotentials entfalten, wie bereits entsprechend gepflegte Beispiele zeigen. Längere Brachabschnitte fördern auch hier in der Regel die Verschilfung.

### **2.4 Standorte mit Frischwiesen (Kohldistel-Glatthaferwiesen)**

Die Frischwiesen sind wegen der sehr intensiven Nutzung floristisch weitgehend wertlos (vgl. BIEWER 1994). Die landwirtschaftlichen Nutzflächen sollten in Zukunft extensiver bewirtschaftet werden: Reduzierung der Düngergaben und Rückkehr zu 2schüriger Bewirtschaftung könnten kurzfristig bei einer Aktivierung (bspw. durch Vertikutieren, vgl. FIX & POSCHLOD 1993) der noch in der Diasporenbank vertretenen Arten (*Carex flava* agg., *Carex panicea*, *Molinia caerulea*, *Betonica officinalis* u.a., vgl. SCHNEIDER & POSCHLOD 1994) etwas artenreichere Wiesen schaffen. Maßnahmen zur Einsaat typischer Feuchtwiesenarten bzw. Streuausbringung, wie sie zur Zeit im Federsee in ähnlichen Wiesentypen getestet werden (BIEWER & al. 1994), könnten eine Wiederherstellung artenreicherer Feuchtwiesen beschleunigen. Die wenigen vorhandenen mageren Bestände bieten noch einer größeren Zahl an Feuchtwiesenarten in der aktuellen Vegetation Lebensraum, so daß die Extensivierung das Potential für eine spätere Umwandlung in Feuchtwiesen bewahren hilft.

Die Frischwiesenbrachen sollen in einer Pufferzone zur Rißterrasse (Übergang zu Mineralboden mit Ackerbau) 2schürig gepflegt werden; die Wiederaufnahme einer Nutzung wäre begrüßenswert. Bestände ohne Pufferfunktion können in mehrjährigem Abstand gemäht werden (Verhinderung der hier möglicherweise langfristig zu befürchtenden Ruderalisierung, BRIEMLE & al. 1991).

### **2.5 Standorte mit Gehölzentwicklung und Aufforstungen**

Der Flächenanteil an Wäldern und Gebüsch im Osterried ist aufgrund der Aufforstungen sehr hoch. Eine Zunahme ist nach Möglichkeit zu verhindern, die weitgehende Reduzierung kann aber ebensowenig vordringliches Ziel sein, da derzeit zukünftige Pflegekapazitäten nicht abzuschätzen sind.

Fichtenforste stellen im Osterried floristisch wertlose Fremdkörper dar und sollen längerfri-

henmoore stellt sich  
geschalteter Ausma-  
nnen.

intensiv bewirtschaft-  
ur noch wenige Vor-  
se Flächen sollen bei  
uelle Nährstoffeinträ-  
bis 3jährigem Turnus  
t des Gesamtartenpo-  
n. Längere Brachab-

n)

n weitgehend wertlos  
ukunft extensiver be-  
u 2schüriger Bewirt-  
tikutieren, vgl. FIX &  
*Carex flava agg.*, *Car-*  
EIDER & POSCHLOD  
typischer Feuchtwie-  
chen Wiesentypen ge-  
artenreicherer Feucht-  
de bieten noch einer  
sraum, so daß die Ex-  
nen bewahren hilft.

Übergang zu Mineral-  
einer Nutzung wäre be-  
bestand gemäht werden  
nden Ruderalisierung,

und der Aufforstungen  
itgehende Reduzierung  
tätige Pflegekapazitäten

ar und sollen längerfri-

stig in ihrer Gesamtheit in Laubholzbestände überführt werden; dabei sollten spätere Korrekturen des Gebietswasserhaushaltes in die Planung einbezogen werden. Ob Birken und Schwarzerlen angepflanzt werden müssen oder die Vegetationsentwicklung ohne Eingriff in diese Richtung läuft, bleibt zukünftigen Untersuchungen vorbehalten. Zumindestens in jüngeren Aufforstungen ist ein Potential der ehemaligen, torfbildenden Vegetation als keimfähige Diasporenbank im Boden vorhanden (SCHNEIDER & POSCHLOD 1994). Deshalb sollten mittelfristig im Zuge von Wiedervernässungsmaßnahmen Rodungsmaßnahmen in Fichtenforsten angestrebt werden, mit dem Leitbild einer streuwiesenähnlichen oder mehr oder weniger torfbildenden Zwischen- oder Reichmoorvegetation. Auf Kalkmagerrasenstandorten konnte durch Rodungsmaßnahmen von Aufforstungen das Diasporenpotential der ehemaligen Vegetation aktiviert werden. Schon nach drei Jahren haben sich auf Rodungsflächen die ehemaligen Kalkmagerrasengemeinschaften wieder flächendeckend etabliert (POSCHLOD & JORDAN 1992). Allerdings beinhalten diese Kalkmagerrasengemeinschaften kurzfristig nur die Arten mit einer mehr oder weniger dauerhaften Diasporenbank (POSCHLOD & JORDAN 1992, POSCHLOD 1993). Möglicherweise kann die Ausbringung von Streu standorttypischer Vegetation auf gerodeten Flächen die Vegetationsentwicklung beschleunigen (vgl. BIEWER et al. 1994).

Die Erlen- und Moorbirkenwälder sollen weitgehend erhalten bleiben, da der Pflegeaufwand bei angestrebter Überführung in Wiesen zu hoch ist.

Das aktuelle floristische Potential standörtlich entsprechender Gebüsches ist zumindest gleichwertig, Erst- und Folgepflege sind wesentlich einfacher durchzuführen. Daher sollen zur Reduzierung des Gehölzanteils einige Gebüsches gerodet werden, und zwar vorwiegend dort, wo Verlandungsserien bzw. Torfbildung im Zuge von Wiedervernässungsmaßnahmen wieder aktiviert werden können oder wo die Verinselung von Wiesen und Rieden sehr weit fortgeschritten ist. Solche Inseln können zwar gelegentlich artenreich sein, lassen aber wenig Raum für differenzierte Zielsetzungen. Die meist schneisenförmigen Bestände sind jedoch oft durch Beschattung und häufigeres Befahren/Begehen in ihrem Artenbestand verarmt und verfremdet.

### 3. Wiedervernässung und langfristige Entwicklungsmaßnahmen

Die Einbeziehung der Hydrologie ist für den langfristigen Erhalt der Moorvegetation und des Entwicklungspotentials zur eventuellen Rückführung in ein Naturlandschaftselement unerlässlich (EGGELSMANN 1989). Durch Tieferlegung der Dürnach 1955, die im Westen am Ried vorbeiführt, ergaben sich einschneidende Veränderungen des Wasserhaushalts. Eine intensivere Nutzung einiger Bereiche und verstärkte Fichtenaufforstungen wurden dadurch erst möglich. Doch auch später wurde eine zunehmende Austrocknung der Flächen beobachtet, was mit Naßbaggerungen in der Umgebung des Riedes zusammenhängen könnte.

So liegen heute die Wasserstände im Osterried für die Moorvegetation ungewöhnlich tief (KÖTTNER 1993, ROTH 1993) und weitere Veränderungen der Flora sind wahrscheinlich. Neben der Bedrohung der niedermoortypischen Flora hat die Entwässerung des Osterriedes weitere negative Folgen: Torfzersetzung und Torfschwund führen zum Verlust der organischen Substrate und der im Torf konservierten historischen Information; daneben wird die

Funktion des Moores im Landschaftshaushalt umgekehrt, indem Stoffe aus der Umgebung nicht mehr akkumuliert, sondern in die Umgebung abgegeben werden. (z.B. Grundwasserbelastung durch Nitrat auswaschung; vgl. SUCCOW 1988; WEGENER 1991, PFADENHAUER et al. 1991). Das Moor wird von einem ehemals entsorgenden zu einem belastenden Ökosystem (SUCCOW 1993).

Zusätzlich zur kurz- bis mittelfristigen Pflegeplanung ist daher ein langfristiges Konzept der Entwicklungsplanung des Gebietes geboten. Dies beinhaltet im wesentlichen die mögliche Wiedervernässung. Die hydrologischen Voraussetzungen dazu sind in bestimmten Umfang durch Quellaustritte unterhalb der Hochterrasse (ROTH & POSCHLOD 1994) und durch ständig wasserführende Gräben mit träger bis rascher Strömung gegeben.

Vor der Einleitung von Vernässungsmaßnahmen steht die Notwendigkeit der Untersuchung der Gräben hinsichtlich ihrer Funktion im Nährstoffhaushalt des Gebietes. So könnte etwa der Graben mit stärkster Wasserführung nahe der östlichen Gebietsgrenze möglicherweise zugeführte Nährstoffe aus der angrenzenden, landwirtschaftlich intensiv genutzten Ribterrasse (u.a. Maisanbau) aus dem Osterried abführen, so daß ein Anstau die Eutrophierung der westlich anschließenden Zwischenmoorbereiche zur Folge haben könnte. Dies gilt es, vor eventuellen Wiedervernässungsmaßnahmen zu prüfen.

Ziel einer Wiedervernässung sollte es sein, zunächst in kleineren Teilen des Moores stabile Zwischenmoorbereiche wiederherzustellen, die nicht mehr der ständigen Mahd bedürfen und unter günstigen Umständen Torfwachstum aufweisen und damit eine Akkumulationsfunktion übernehmen. Die Anhebung des Wasserstandes sollte dabei kontrolliert erfolgen und durch ein standörtliches und vegetationskundliches Monitoring überwacht werden (WEGENER 1991). In einer zweiten Stufe kann an räumlich ausgedehntere Vernässung gedacht werden, die z.B. alle frischen in feuchte Standorte überführt. Insgesamt sollte die derzeitige Spanne der Wasserhaushaltsstufen von frisch bis mäßig nass zu feucht bis nass verbessert werden; flächiges Moorwachstum ist aufgrund des durch den Torfstich bedingten, bewegten Oberflächenreliefs kurzfristig nicht zu erreichen, das Wachstumsprinzip des Durchströmungsmoores ist wahrscheinlich nicht oder nur auf Teilflächen wieder herstellbar.

#### **4. Zusammenfassung**

Am Beispiel des Osterriedes bei Laupheim werden Gefährdungsursachen für in ihrem Bestand bedrohte Feuchtgebiete aufgezeigt. Das daraus abgeleitete Entwicklungskonzept orientiert sich kurz- und mittelfristig an der Erhaltung des Osterriedes als Kulturlandschaftselement. Darauf abgestimmt beinhaltet das Pflegekonzept die Aufrechterhaltung der Streu- und Wiesenmahd mit unterschiedlicher Intensität, um die für die einzelnen Moorstandorte bezeichnende Vegetation bzw. Flora und Fauna kurz- bis mittelfristig zu erhalten. Die Art der Pflegemaßnahmen variiert auch zwischen den Beständen eines Vegetationstyps. Die Pflegeintensität reicht von jährlicher Mahd (Erhalt typischer Wiesen) bis zu Eingriffen in mehrjährigen Abständen, die allein der Offenhaltung dienen. In Verbindung mit räumlichen Anordnungsmustern der Vegetation von großflächig homogenen Arealen bis zu kleinräumigen Mosaiken ergibt sich letztlich eine für zusammenhängende Flächen zeitlich gestaffelte Pflege. Bezüglich der langfristigen Entwicklungsplanung werden Möglichkeiten und Grenzen einer

Wiedervernässung erläutert.

## 5. LITERATUR

- BAKKER, J. (1989): Nature management by grazing and cutting. *Geobotany* 14: 400 S., Kluwer, Dordrecht.
- BIEWER, H. (1994): Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchungen im Osterried bei Laupheim. II. Vegetation und Flora. – In BÖCKER, R. & KOHLER, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete. Gefährdung, Schutz, Renaturierung. Hohenheimer Umwelttagung 26: In diesem Band.
- BIEWER, H., POSCHLOD, P., BÜHLER, F., METZLER, S. & BÖCKER, R. (1994): Wiedervernässung und Wiederherstellung artenreicher Feuchtwiesen im geplanten Naturschutzgebiet „Südliches Federseeried“ (vegetationskundlicher Teil). Veröff. PAÖ: Im Druck.
- BRIEMLE, G., EICKHOFF, D. & WOLF, R. (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ.* 60: 160 S.
- EGGELSMANN, R. (1989): Wiedervernässung und Regeneration von Niedermoor.– *Telma* 19: 27–41.
- EGLOFF, T. (1984): Richtlinien zur Bewirtschaftung und Pflege von Riedern und Mooren im Sinne des Naturschutzes. – Schweizerischer Bund für Naturschutz (SBN), Basel: 55 S.
- ELLENBERG, H. (1986): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 4. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 989 S.
- FIX, K. & POSCHLOD, P. (1993): Extensivierung von Grünlandstandorten am Beispiel Wackershofen (Lkrs. Schwäbisch Hall; Gipskeuper). Bedeutung von Nährstoffstatus und Diasporenbank. – *Verh. Ges. f. Ökol.* 22: 39–45.
- KAPFER, A. & KONOLD, W. (1994): Streuwiesen. Relikte vergangener Landwirtschaft mit hohem ökologischen Wert. – *Der Bürger im Staate* 44 (1): 50–54.
- KLEPSENER, H.-H. (Hrsg., 1980): *Landschaftsschutzgebiet Osterried bei Laupheim. Führer Natur- u. Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ.* 3: 78 S.
- KLÖTZLI, F. (1969): Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. – *Beitr. Geobot. Landesaufn. Schweiz* 52: 192 S.
- KÖTTNER, A. (1993): *Vegetation und Pflege der Streuwiesen im Osterried.* – Unveröff. Diplomarbeit, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim.
- KRÜGER, G.-M. & PFADENHAUER, J. (1992): Wurzacher Ried. Ökologisches Entwicklungskonzept für ein bedeutendes Feuchtgebiet. – *Im Oberland* Jg. 3, Heft 1: 9–16.
- PFADENHAUER, J. (1988): Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in Mooren des Alpenvorlandes. – *Natur- und Landschaft* 63: 327–334.
- PFADENHAUER, J. (1989): Gedanken zur Pflege und Bewirtschaftung voralpiner Streuwiesen aus vegetationskundlicher Sicht.– *Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz* 95: 25–42.
- PFADENHAUER, J., KRÜGER, G.-M. & MUHR, E. (1991): Ökologisches Gutachten Donaumoos. *Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz* 109: 83 S.
- PFADENHAUER, J., SIUDA, C. & KRINNER, C. (1990): Ökologisches Entwicklungskonzept Kendlmühlfilzen. *Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz* 91: 61 S.
- POSCHLOD, P. (1993): Die Dauerhaftigkeit von generativen Diasporenbanken in Böden am

- Beispiel von Kalkmagerrasenpflanzen und deren Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz. – Verh. Ges. f. Ökol. 22: 229–240.
- POSCHLOD, P. (1994a): Die Zukunft der Moore. Entstehungs- und Kulturgeschichte der Moore. – Der Bürger im Staate 44 (1): 55–64.
- POSCHLOD, P. (1994b): Gedanken über die Möglichkeiten und Grenzen der Renaturierung von Regen-(Hoch-)mooren. – In BÖCKER, R. & KOHLER, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete. Gefährdung, Schutz, Renaturierung. Hohenheimer Umwelttagung 26: In diesem Band.
- POSCHLOD, P. & JORDAN, S. (1992): Wiederbesiedlung eines aufgeföresteten Kalkmagerrasenstandorts nach Rodung. – Z. Ökologie u. Naturschutz 1: 119–139.
- ROTH, S. & POSCHLOD, P. (1994): Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchungen im Osterried bei Laupheim. I. Hydrologisch-entwicklungsgeschichtliche und vegetationskundlich-ökologische Charakterisierung des Osterriedes bei Laupheim. – In BÖCKER, R. & KOHLER, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete. Gefährdung, Schutz, Renaturierung. Hohenheimer Umwelttagung 26: In diesem Band.
- SCHNEIDER, S. & POSCHLOD, P. (1994): Landschaftsökologisch-moorkundliche Untersuchungen im Osterried bei Laupheim. III. Die generative Diasporenbank in unterschiedlich genutzten Flächen. – In BÖCKER, R. & KOHLER, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete. Gefährdung, Schutz, Renaturierung. Hohenheimer Umwelttagung 26: In diesem Band.
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. – Bornträger, Berlin, Stuttgart: 340 S.
- SUCCOW, M. (1993): Neuorientierung der Landnutzung. In KOHLER, A. & BÖCKER, R. (Hrsg.): Die Zukunft der Kulturlandschaft. Hohenheimer Umwelttagung 25: 25–35, Margraf, Weikersheim.
- WEBER, J. & PFADENHAUER, J. (1987): Phänologische Beobachtungen auf Streuwiesen unter Berücksichtigung des Nutzungseinflusses. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 58: 153–177.
- WEGENER, U. (1991): Schutz und Pflege von Lebensräumen. – Fischer, Jena, Stuttgart: 331 S.
- WILDI, O. & KLÖTZLI, F. (1978): Seeufervegetation, Moor- und Streuwiesen; Geobotanische Bestandesaufnahme. – Ber. Schwyz. Naturforsch. Ges. 7: 5–15.
- WOLF, G., WIECHMANN, H. & FORTH, K. (1984): Vegetationsentwicklung in aufgegebenen Feuchtwiesen und Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf Pflanzenbestand und Boden. – Natur und Landschaft 7/84: 316–322.

Dipl.-Biol. Heiner Biewer  
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie  
Fachgebiet Landschaftsökologie und Vegetationskunde  
Universität Hohenheim  
70593 Stuttgart

Dipl.-Ing. agr. Andrea Köttner  
Am Ziegelberg 6  
88499 Riedlingen

Prof. Dr. Peter Poschlod  
Fachbereich Biologie  
Naturschutz II  
Philipps-Universität  
35032 Marburg

## Nährstoffgehalte im Hangzugwasser und Nährstoffentzüge über die Biomasse entlang eines Gradienten zwischen Intensivgrünland und Streuwiese (Schwarzen, Württembergisches Allgäu)

Susanne Kellermann, Ingo Koska, Peter Poschlod

### Einleitung

Durch jahrzehntelange Streuentnahme und die damit verbundene Aushagerung entstanden in Niedermooren des Württembergischen Allgäu oligotrophe Standorte, die heute für den Naturschutz wertvolle Biotope darstellen. Heute noch vorhandene sogenannte Streuwiesen liegen häufig isoliert in einer von Wirtschaftsgrünland dominierten Landschaft. Meist werden sie von Grundwasser der umgebenden Moränenlandschaft gespeist. Dieser natürliche Nährstoffeintrag wird heute vielerorts durch die intensive Wirtschaftsweise verstärkt. Dadurch und durch den Ausfall der heute unrentablen Nutzungsform sind sie von Eutrophierung bedroht.

Das Problem der Eutrophierung und die Frage, inwieweit Nährstoffe durch die eutraphente Vegetation der Randbereiche der Streuwiesen (ZELESNY 1994) entzogen werden, damit also eine biologische Pufferung wirksam wird, steht im Mittelpunkt dieser Untersuchungen. Ausgehend von den vegetationskundlichen, hydrologischen und bodenkundlichen Voraussetzungen soll dies am Beispiel eines Moorkomplexes im Jungmoränengebiet des Westallgäu aus Hangmoor mit Anteilen von Quellmoor und Bach-Talvermoorungen näher betrachtet werden. Da der Standort von stauend wirkenden glazialen Bändertonen im Unterboden geprägt ist (KOSKA 1993), ist der Hangwasserzufluß aus dem höher gelegenen Wirtschaftsgrünland nachvollziehbar und eignet sich für die Untersuchung der damit verbundenen Nährstofftransporte.

### Methoden

Entlang eines Transekts, das den Standortgradienten vom Intensivgrünland zur Streuwiese durchmißt, wurden die Vegetation und die wichtigsten Bodenmerkmale zur Beurteilung der hydrologischen Situation (Körnung, Anteil an organischer Substanz, hydromorphe Merkmale) (AG BODENKUNDE 1982) aufgenommen. In fünf Grundwasserpegeln wurden über zwei Jahre wöchentlich die Wasserstände gemessen und Wasserproben entnommen. Die Wasserproben wurden auf pH 2 eingestellt und am Autoanalyser (Alpkem RFA Typ 300/500)

photometrisch auf Nitrat, Ammonium und Phosphat analysiert. Kalium und Calcium wurden am Flammenphotometer (Eppendorf Elex 6361) und Magnesium am Atom-Absorptions-Spektrometer (Perkin und Elmer 420) bestimmt. Während einiger Starkregenereignisse wurden zusätzlich wichtige Beobachtungen gemacht.

Im Herbst wurden die oberirdischen Pflanzenteile der Streuwiesenvegetation geerntet und die Trockenmasse bestimmt (Trocknung bei 60°C über 48 h). Das gemahlene Material wurde im Muffelofen bei 550°C mindestens 6 h verascht und anschließend mit 1:3 verdünnter Salpetersäure (GERICKE & KRUMIS 1952) aufgeschlossen. Aus dem Filtrat wurde Phosphor am Autoanalyser (Alpkem RFA Typ 300/500), Kalium und Calcium am Flammenphotometer (Eppendorf Elex 6361) und Magnesium am Atom-Absorptions-Spektrometer (Perkin und Elmer 420) bestimmt. Stickstoff wurde nach der Kjeldahl-Methode (VDLUF 1976) analysiert.

### Ergebnisse und Diskussion

Die vertikale Körnungsabfolge in den Mineralböden des Transekts (s. Abb. 1) ermöglicht laterale Transporte in Richtung Streuwiese. Die Abfolge ändert sich von lehmigem Schluff im Oberboden über schluffige Lehme und tonig-schluffige Lehme zu Tonen im Unterboden, womit eine Abnahme der Wasserleitfähigkeit verbunden ist. Die basale Tonschicht bildet die absolute Stauschicht. Die darüberliegenden Körnungsgrenzen können bei starken Niederschlägen als vorübergehende Stauschichten wirken, auf denen laterales Hangzugwasser oberflächennah Richtung Streuwiese fließen kann (BEVEN 1989).

Die Wasserstandsdynamik der Pegel P2 bis P4 am Hang zeigte bei starken Niederschlägen kurze Hochstände, die innerhalb von ein bis zwei Tagen auf ein mittleres Niveau zurückfielen. Danach folgten, bei ausbleibenden Niederschlägen, langsame Wasserspiegelabsenkungen. Lange Trockenperioden in den Sommermonaten führten in einer anschließenden Phase zu starken Wasserstandssenkungen bis zum Erreichen der Tiefststände. Nach starken Regenfällen ist am Hangfuß Wasseraustritt zu beobachten (s. Abb. 2), der je nach Niederschlagsintensität mehr oder weniger weit hangaufwärts beginnt. Diese Beobachtungen lassen auf rasche Wasserbewegungen in den oberen und langsamere Wasserbewegungen in den tieferen Bodenschichten schließen. Abbildung 2 verdeutlicht das räumliche Geschehen und macht auf funktionell unterschiedliche Hangwasserschichten aufmerksam, die unterschiedliche Wasserqualitäten transportieren, wie die Messungen zeigten (KOSKA 1993).

Pegel P5, auf einer flachen Quelltorfkuppe gelegen, ist durch eine Mikroreliefrinne geschützt, die oberflächennahes Wasser abführt. Tiefer liegendes Hangwasser wird durch den Quelldruck einer Tiefengrundwasserquelle abgedrängt. Die gleichmäßige Schüttung bewirkt ganzjährig hohe Wasserstände nahe Flur – ein typischer Kalkquellmoorstandort mit Vegetation der Davallseggenrieder.

Die mittleren Nährstoffkonzentrationen des Pegelwassers nehmen von P1 und P2 nach P4 deutlich ab (Abb. 3). Gleiches gilt für die weiteren Kennwerte. Die schwache Abnahme der hohen Calcium- und Magnesiumkonzentrationen am Gradienten macht auf geringe Verdünnungseffekte aufmerksam, die sich bei den unteren Pegeln aus dem permanenten Zulauf von calcium- und magnesiumarmen oberen Hangwasserschichten erklären lassen. Diese gering-

n und Calcium wurden  
 im Atom-Absorptions-  
 Spektroskopie kregenereignisse wur-

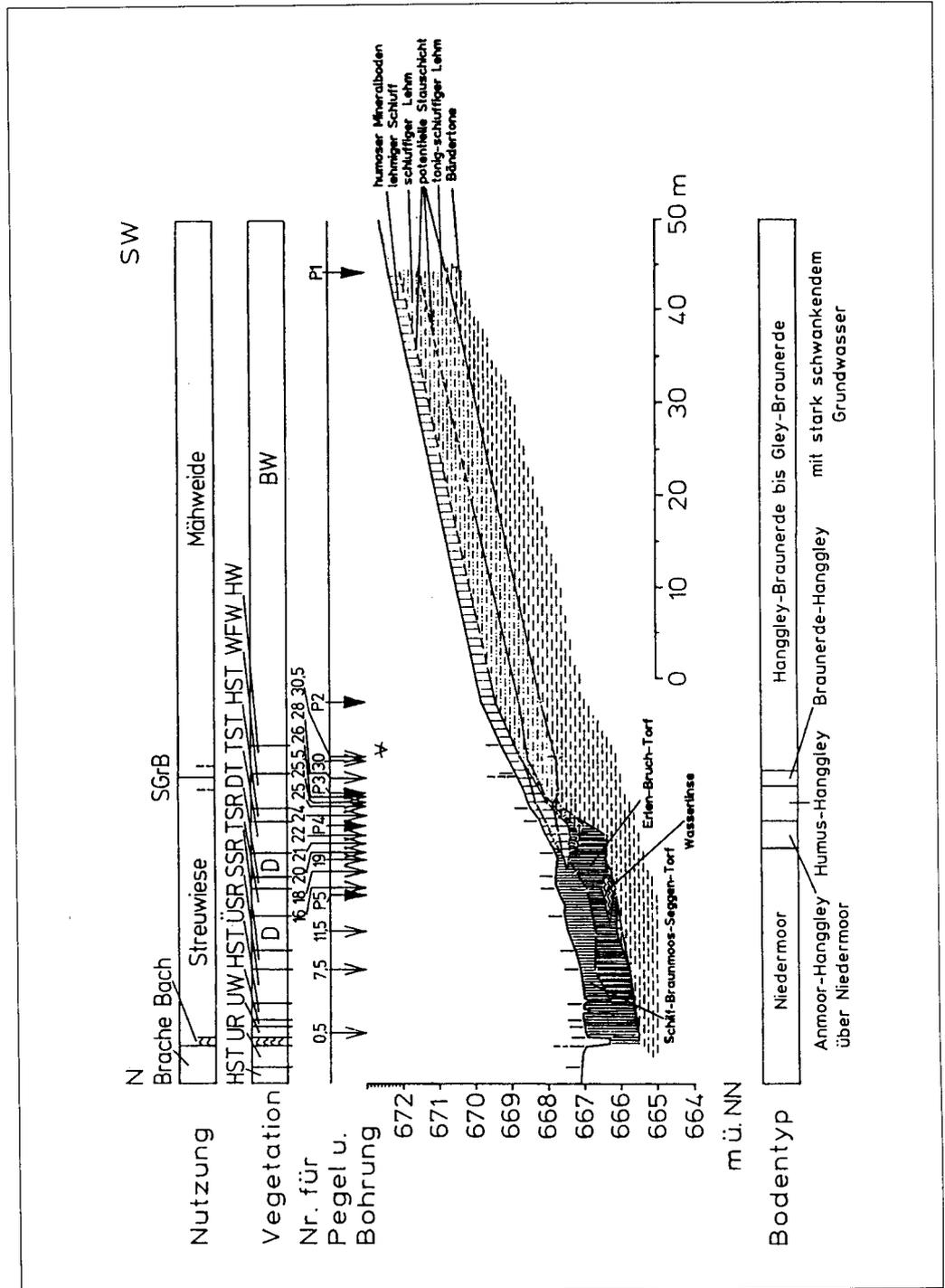
ation geerntet und die  
 Material wurde im  
 3 verdünnter Salpeter-  
 wurde Phosphor am  
 in Flammenphotometer  
 ometer (Perkin und El-  
 LUFA 1976) analysiert.

(s. Abb. 1) ermöglicht  
 von lehmigem Schluff  
 Tonen im Unterboden,  
 die Tonschicht bildet die  
 en bei starken Nieder-  
 es Hangzugwasser ober-

starken Niederschlägen  
 es Niveau zurückfielen.  
 serspiegelabsenkungen.  
 anschließenden Phase zu  
 Nach starken Regenfäl-  
 nach Niederschlagsinten-  
 sionen lassen auf rasche  
 gen in den tieferen Bo-  
 eschehen und macht auf  
 unterschiedliche Wasser-

ne Mikroreliefrinne ge-  
 ngwasser wird durch den  
 läßige Schüttung bewirkt  
 oorstandort mit Vegetati-

von P1 und P2 nach P4  
 e schwache Abnahme der  
 acht auf geringe Verdün-  
 permanenten Zulauf von  
 ren lassen. Diese gering-



**Abb. 1:** Vegetation, Boden und Körnungsabfolge entlang des Transekts (Legende siehe Abb. 2)

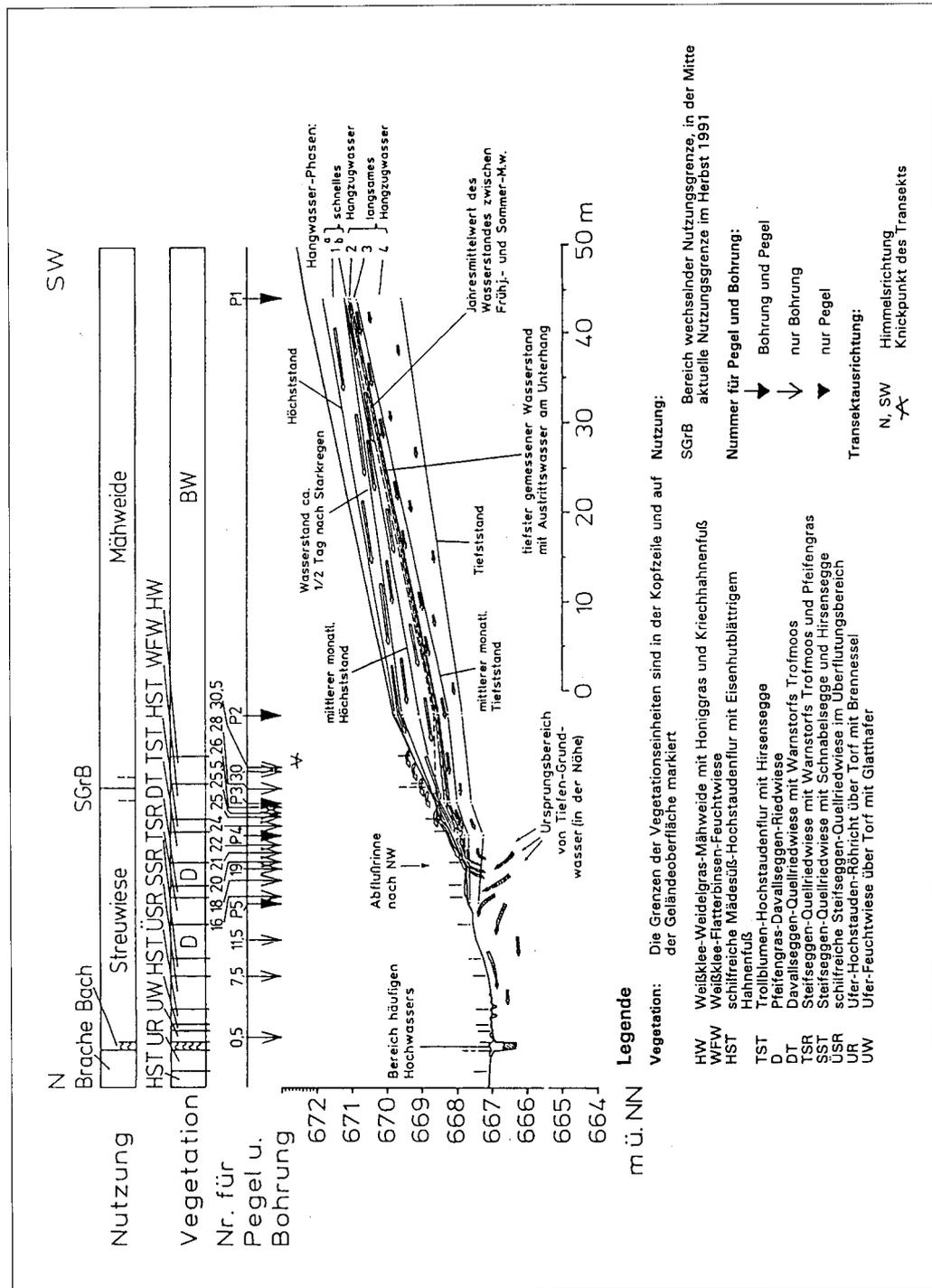


Abb. 2: Wasserstandskennwerte und Grundwasserdynamik entlang des Transekts

fügen Effekte müssen für die anderen Nährstoffe auch berücksichtigt werden, fallen aber für die Aussage kaum ins Gewicht. P5 läßt sich aufgrund des Tiefengrundwassereinflusses nicht in die Reihe eingliedern und weist einen andersartigen, konstanten Wasserchemismus auf.

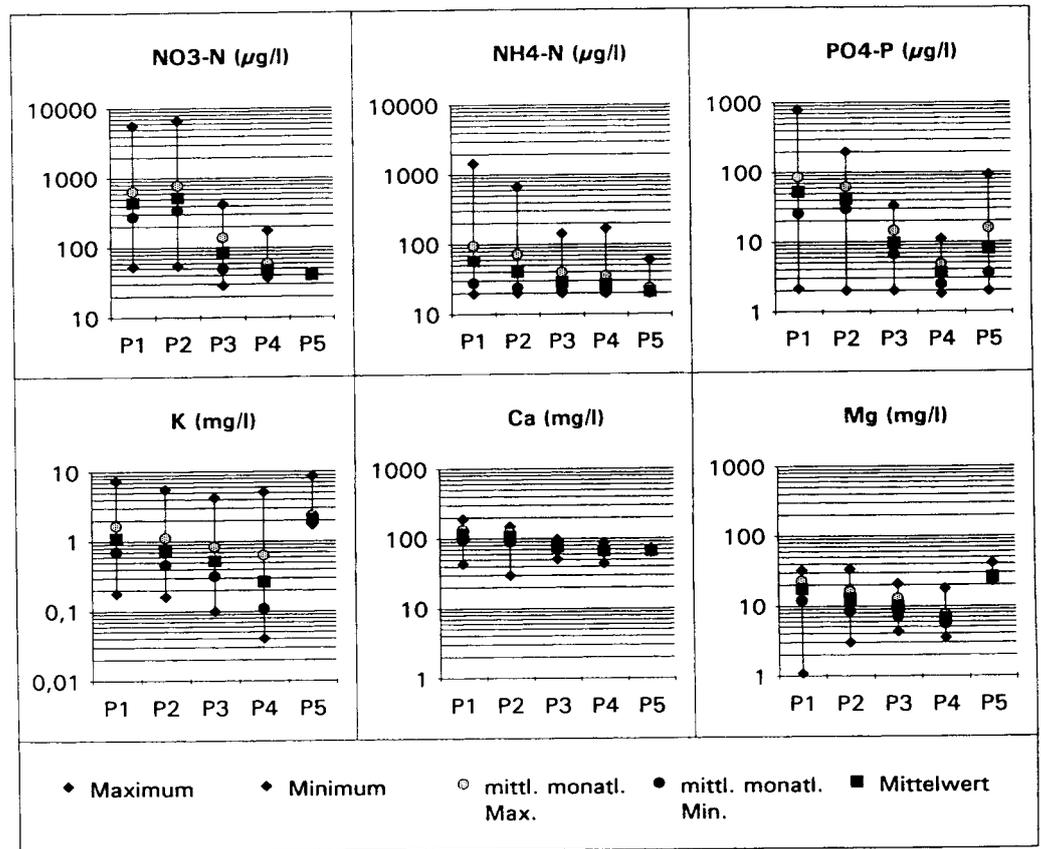
Hohe Nitratkonzentrationen treffen häufig mit hohen Wasserständen zusammen (WALTHER 1980). Die Ammonium- und Phosphatkonzentrationen stehen allgemein auf sehr geringem Niveau. Sie zeigen prinzipiell ähnliche Zusammenhänge mit den Wasserständen wie Nitrat, nur wesentlich undeutlicher. Auch für Kalium sind bei höchsten Wasserständen häufig hohe Gehalte nachzuweisen. Auffallender ist jedoch die Zunahme der Gehalte mit sinkendem Wasserstand, ein Verhalten das parallel zu dem von Calcium und Magnesium verläuft. Es ist daher anzunehmen, daß ein Großteil der Kalium- wie auch der Calcium- und Magnesiumgehalte im tiefen Hangwasser aus der Verwitterung des Unterbodens stammt.

Diese Ergebnisse machen deutlich, daß eine wirksame biologische Pufferung stattfindet. Die Gefahr erhöhter Nährstoffeinträge besteht vornehmlich während der rasch ablaufenden

Nummer für Pegel und Bohrung:   
 → Bohrung und Pegel   
 → nur Bohrung   
 → nur Pegel   
 Transektausrichtung:   
 N, SW   
 \* Himmelsrichtung   
 X Knickpunkt des Transekts

HW Weichgras   
 WFW Weisklee-Flechten-Feuchtwiese   
 HST Schilfröhricht   
 TST Tannenröhricht   
 D Davalissegen-Quellriedwiese   
 DT Dörfelgras-Quellriedwiese   
 SR Steirische Steirische Quellriedwiese   
 SSR Steirische Steirische Quellriedwiese   
 UR Ufer-Hochstauden-Röhricht   
 UW Ufer-Hochstauden-Röhricht über Torf mit Glatthafer

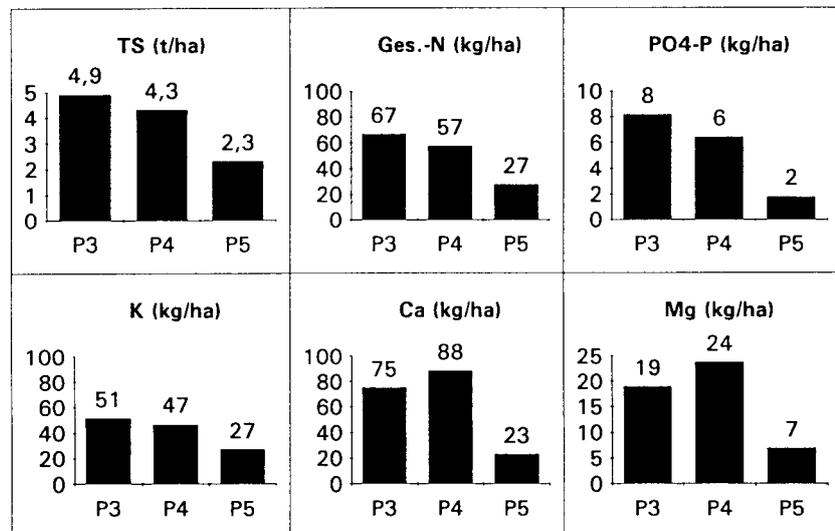
Mädelsüß-Hochstaudenflur mit Eisenhutblättrigem   
 Hochstaudenflur mit Hirsensegge   
 Warnstorfs Trofmoos   
 Warnstorfs Trofmoos und Pfeifengras   
 Schnabelsegge und Hirsensegge   
 im Überflutungsbereich   
 Torf mit Brennesel



**Abb. 3:** Mittlere Nährstoffgehalte, absolute Maxima und Minima und mittlere monatliche Maxima und Minima (Mittelwert der monatlichen Maxima bzw. Minima über das Jahr als Anhaltspunkt für häufige Extremwerte) im Pegelwasser.

Fließprozesse in der Folge von Regenereignissen. Diese sind durch punktuelle Messungen nur sehr mangelhaft einzuschätzen. Bemerkenswert ist die Tatsache, daß die Pufferung auch im Winterhalbjahr beobachtet werden konnte. Für die Beeinflußung von Nitrat dürfte der mikrobiellen Denitrifikation in dieser Zeit hohe Bedeutung zukommen.

Die Biomasseproduktion nimmt wie die Nährstoffgehalte im Pegelwasser vom Randbereich der Streuwiese zum Streuwiesenzentrum ab (Abb. 4). Sie geht einher mit abnehmender Wüchsigkeit der vorherrschenden Pflanzenarten und Veränderungen der Artenzusammensetzung, die in Form einer Gürtelung von Vegetationseinheiten beschreibbar ist (KOSKA 1993; ZELESNY 1994). Die Stickstoff-, Phosphat- und Kaliumentzüge zeigen die gleiche Tendenz (Abb. 4). Nicht so verhalten sich die Calcium- und Magnesiumentzüge. Diese Ionen sind am Standort im Überangebot vorhanden. Die hohen Calcium- und Magnesiumentzüge bei P4 sind zum einen durch die größere Nähe des Tiefengrundwassers zum Wurzelraum zu erklären, zum anderen kann auch die geänderte Vegetationszusammensetzung oder das Transpirationsverhalten eine Rolle spielen. Die Abnahme der Biomasse und der entzogenen Nährstoffmengen am Gradienten unterstreicht die Wirksamkeit der Filterstrecke Vegetation, die am unteren Ende nährstoffarme Verhältnisse erzeugen kann (KNAUER & MANDER 1989).

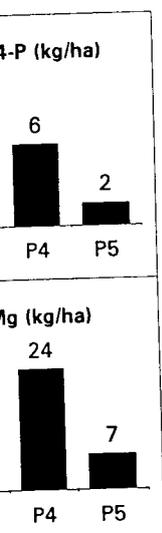


**Abb. 3:** Mittlere Nährstoffgehalte, absolute Maxima und Minima und mittlere monatliche Maxima und Minima (Mittelwert der monatlichen Maxima bzw. Minima über das Jahr als Anhaltspunkt für häufige Extremwerte) im Pegelwasser.

Zur Frage der wachstumsbegrenzenden Nährstoffe in Streuwiesen liegen eine Vielzahl von Untersuchungen mit unterschiedlichen Ergebnissen vor. So stellten beispielsweise KAPFER (1987) und WARNKE-GRÜTTNER (1990) Kalium als den limitierenden Nährstoff heraus, während EGLOFF (1983) dies für Phosphor tat. Stark abnehmende Phosphatentzüge von P4 nach P5 lassen bei P5 zunächst Phosphor als wachstumsbegrenzenden Nährstoff erscheinen.

unktuelle Messungen  
 daß die Pufferung auch  
 n Nitrat dürfte der mi-

asser vom Randbereich  
 her mit abnehmender  
 erungen der Arten-  
 eiten beschreibbar ist  
 umentzüge zeigen die  
 agnesiumentzüge. Die-  
 Calcium- und Magne-  
 efen Grundwassers zum  
 derte Vegetationszu-  
 Die Abnahme der Bio-  
 reicht die Wirksamkeit  
 ähältnisse erzeugen kann



ntliche Maxima und Minima  
 spunkt für häufige Extrem-

liegen eine Vielzahl von  
 beispielsweise KAPFER  
 renden Nährstoff heraus,  
 Phosphatentzüge von P4  
 den Nährstoff erscheinen.

Dies steht jedoch im Widerspruch zu dem Verhältnis von Phosphat und Stickstoff im Pegelwasser (Abb. 3 u. 4). Danach ist eindeutig Stickstoff im Minimum. Ähnliches stellten KOERSELMAN et al. (1990) fest. Abhängig von den lokalen Einflüssen, Nutzungen und ihrer Zeitdauer kann zunächst Stickstoff, mit zunehmender Aushagerung aber auch Phosphor und Kalium das Wachstum begrenzen. Die stark abnehmenden Phosphatentzüge von P3 nach P4 und die geringen Phosphatgehalte im Pegelwasser lassen bei P4 dagegen Phosphor neben den geringen Stickstoffmengen als begrenzenden Nährstoff-Faktor vermuten. Kalium, Calcium oder Magnesium sind im Feuchtbereich nicht primär im Mangel. Kleinräumige Standortunterschiede können wie in diesem Fall ein Mosaik von limitierenden Nährstoffbedingungen bewirken.

### Zusammenfassung und Ausblick

Die bodenkundlichen und vegetationskundlichen, aber vor allem die hydrologischen Untersuchungen machen eine Beurteilung potentieller Nährstoffeinträge in oligotrophe Standorte möglich.

Entlang des untersuchten Gradienten hat sich eine wirksame biologische Pufferung von Nährstoffeinträgen gezeigt. Nach starken Regenereignissen können aber in kurzen Phasen hohe Nährstoff-Frachten Richtung Streuwiese auftreten. Ungeklärt bleibt, in welchem Ausmaß diese Vorgänge und der beobachtete Überlandabfluß Nährstoffe in die Streuwiese transportieren. Eine genaue Dokumentation dieser Prozesse bei starken Regenfällen sollte deshalb zukünftig erfolgen.

### Literatur

- AG BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Auflage, Hannover.
- BEVEN, K. (1989): Interflow. – In: Morel-Seytoux, H.J. (Hrsg.): Unsaturated flow in hydrologic modelling – theory and practice proceeding. NATO Advanced Research Workshop, Kluwer, Dordrecht: 191–219.
- EGLOFF, T. (1983): Der Phosphor als primär limitierender Nährstoff in Streuwiesen (Molinion) – Düngungsversuch im unteren Reusstal. – Ber. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stiftung Rübel 50: 119–148.
- GERICKE, S. & B. KRUMIES (1952): Die kolorimetrische Phosphorsäurebestimmung mit Ammonium-Vanadat-Molybdat und ihre Anwendung in der Pflanzenanalyse. – Z. f. Pflanzenernährung, Düngung u. Bodenkunde 59, 235–247.
- KAPFER, A. (1987): Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlands – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. – Diss. Bot. 120, J. Cramer, Vaduz: 144 S.
- KNAUER, N. & MANDER, Ü. (1989): Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotop an Gewässern in Schleswig-Holstein. 1. Mitteilung: Filterung von Stickstoff und Phosphor. – Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 30, 365–376.
- KOERSELMANN, W., BAKKER, S. A., BLOM, M. (1990): Nitrogen, phosphorus and potassium budgets for two small fens surrounded by heavily fertilized pastures. – J. Ecology 78: 428–442.

- KOSKA, I. (1993): Vegetations- und standortkundliche Charakterisierung eines Moorkomplexes der Allgäuer Jungmoränenlandschaft. – Unveröffentl. Diplomarbeit. Inst. f. Landschafts- und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim.
- VDLUFA (1976): Die chemischen Untersuchungen von Futtermitteln. Methodenbuch, Band III. – J. Neumann, Neudamm.
- WALTHER, W. (1980): Prozeß des Stoffabtrags und der Stoffauswaschung während und nach Starkregen in ackerbaulich genutzten Gebieten. – Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 21: 145–153.
- WARNKE-GRÜTTNER, R. (1990): Ökologische Untersuchungen zum Nährstoff- und Wasserhaushalt in Niedermooren des westlichen Bodenseegebietes. – Diss. Bot. 148, Borntraeger, Berlin, Stuttgart: 214 S.
- ZELESNY, H. (1994): Vegetationskundliche und nährstoffökologische Untersuchungen im Übergangsbereich von Mehrschnitt-Wirtschaftsgrünland zu Streuwiese. – Diss. Bot., Borntraeger, Berlin, Stuttgart (im Druck).

Dipl.-Agr. Biol. Susanne Kellermann  
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320)  
Universität Hohenheim  
D-70599 Stuttgart

Dipl.-Biol Ingo Koska  
Institut für Botanik  
Ernst-Moritz-Arndt-Universität  
Grümmers Str. 88  
17487 Greifswald

Prof. Dr. Peter Poschlod  
Fachbereich Biologie  
Naturschutz II  
Philipps-Universität  
35032 Marburg

erung eines Moorkom-  
Diplomarbeit. Inst. f.

. Methodenbuch, Band

ung während und nach  
rtechnik u. Flurbereini-

Nährstoff- und Wasser-  
es. – Diss. Bot. 148,

he Untersuchungen im  
ntreuweise. – Diss. Bot.,

## **Agrartechnik in der Pflege von Feuchtgebieten**

Thomas Trabold

### **Pflege von Feuchtflächen durch Mähen mit Schnittgutbergung oder Mulchen**

Viele Pflanzengesellschaften auf feuchten Standorten können nur erhalten werden, wenn ihre traditionelle Nutzung fortgeführt oder nachgeahmt wird. Die Nachahmung kann durch zwei verschiedene agrartechnische Verfahren dargestellt werden: Mähen und Mulchen.

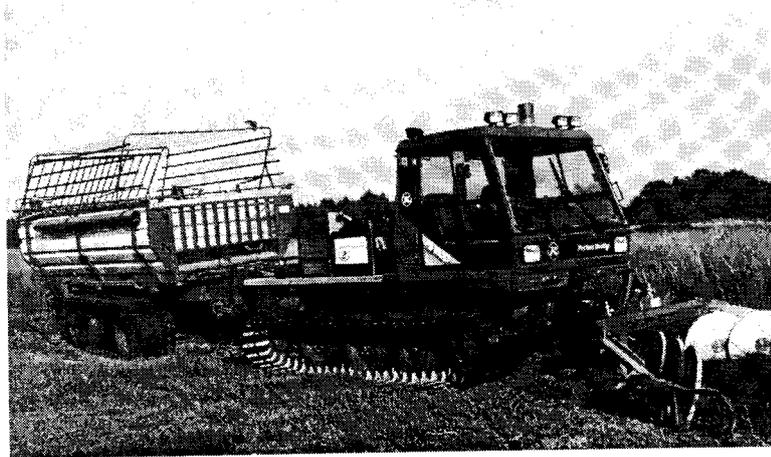
Beim Mähverfahren werden Geräte eingesetzt, die Grün- und schwach verholztes Material schneiden und auf einen Schwad oder flächig ablegen. Im nachfolgenden Arbeitsgang der Schnittgutbergung wird das Gut aufgenommen, eventuell verdichtet oder zerkleinert, transportiert und anschließend entladen, überladen oder ausgebracht. Durch das Abräumen des Mähgutes werden die Pflanzen nicht am Wiederaustrieb behindert und es findet auf der Fläche keine vermeidbare Nährstoffanreicherung statt. Als Nachteile des Mähverfahrens mit Schnittgutbergung gelten die hohen Kosten sowie die Frage der Schnittgutverwertung. Möglichkeiten der Schnittgutverwertung sind: Kompostierung, Energienutzung oder Einsatz in der Tierproduktion.

Beim Mulchverfahren werden Geräte eingesetzt, die Grün- und verholztes Material sowie Holzgewächse schneiden, zerkleinern und in Form von Häckselgut auf der Fläche verteilen. Das Mulchen eignet sich insbesondere zur Erstpflege im Zuge der Sukzession verbuschter Flächen. In kombinierten Pflegemaßnahmen kann das Mulchen zur Vorbereitung von Beweidung oder Mahd dienen. Mulchen verursacht im Vergleich zum Mähverfahren geringere Kosten und die Frage der Schnittgutverwertung entfällt. Die Mulchdecke und die Nährstoffanreicherung wirken sich jedoch nachteilig auf bestimmte Pflanzengesellschaften aus.

### **Direkter Einfluß der Maßnahmen auf die Fauna**

Die Durchführung von Pflegemaßnahmen hilft wertvolle Lebensräume bedrohter Tier- und Pflanzenarten zu erhalten und sichert so ihr Überleben. Die direkten Einflüsse von Maßnahmen wirken sich jedoch auf einzelne Individuen zunächst negativ aus: Sie werden verletzt oder gar getötet. Hinsichtlich ihrer schädigenden Wirkung auf Insekten, Reptilien und Amphibien lassen sich die eingesetzten Geräte unterschiedlich bewerten. Verschiedene Untersuchungen sowie eigene Beobachtungen ergaben, daß nach der Sense der Mähbalken das kleintierschonendste Gerät ist. Rotationsmäherwerke und Sichelmulchgeräte sind in ihrer Wirkung auf Tiere als wesentlich gefährlicher einzustufen. Schlegelmulchgeräte wirken sich durch

ihre saugende, schlagende und zerkleinernde Arbeit besonders nachteilig auf Tiere aus. Die Überlebensrate beträgt bei Insekten hier meist nur 10%, und Wirbeltiere werden zu 100% getötet oder schwer verletzt. Durch ein Anheben der Schnitthöhe auf beispielsweise 10 cm läßt sich die nachteilige Wirkung der Geräte auf ein vertretbares Maß reduzieren. Die richtige Wahl des Durchführungstermins der Maßnahme (Witterung, Tageszeit) trägt ebenfalls dazu bei, die Zahl der getöteten Individuen zu reduzieren.



**Bild 1:**  
Kässbohrer Pisten Bully mit Doppelmessermähwerk und angehängtem Ladewagen

### **Auswahl geeigneter Trägerfahrzeuge**

Neben der richtigen Auswahl von Verfahren, Gerät, Geräteeinstellung und Durchführungstermin beeinflußt das eingesetzte Trägerfahrzeug das Ergebnis der Pflegemaßnahme nicht unwesentlich. Plantagenschlepper, Geräteträger und Systemschlepper sind durch ihr günstigeres Leistungsgewicht oft besser geeignet als Ackerschlepper. Zwillings-Bereifung oder Terra-Reifen tragen dazu bei den Bodendruck weiter zu reduzieren. Bergbäuerliche Fahrzeuge wie Hangschlepper und Transporter sowie spezielle Raupenfahrzeuge eignen sich zum Einsatz in extremen Verhältnissen.

### **Politische Instrumente zur Landschaftspflege in Baden-Württemberg**

Die Naturschutz-Gesetzgebung schuf in den letzten 60 Jahre Rahmenbedingungen, die einen Fortbestand gefährdeter Arten fördern soll. War die Zielsetzung in den 30er Jahren hauptsächlich der Artenschutz, so ergänzten die Gesetze der 70er Jahre die Zielvorstellungen um neue Schutzgebietskategorien und um den konsequenten Schutz des Naturhaushaltes. In den 90er Jahren wurden in Baden-Württemberg zwei wichtige Instrumente geschaffen, um flächendeckend gefährdete Lebensräume erhalten zu können: Das Biotopschutz-Gesetz

ig auf Tiere aus. Die  
ere werden zu 100%  
eispielsweise 10 cm  
eduzieren. Die richti-  
it) trägt ebenfalls da-



ngen

g und Durchführungs-  
Pfleßemaßnahme nicht  
er sind durch ihr gün-  
willings-Bereifung oder  
Bergbäuerliche Fahr-  
zeuge eignen sich zum

## ürttemberg

bedingungen, die einen  
den 30er Jahren haupt-  
e Zielvorstellungen um  
Naturhaushaltes. In den  
mente geschaffen, um  
as Biotopschutz-Gesetz

(„24a“) und die Landschaftspflegerichtlinie. Innerhalb dieses rechtlichen Rahmens können flächendeckende Konzepte realisiert werden. Die „24a-Kartierung“, die landesweit angelauten ist, erfaßt schützenswerte Strukturen und bildet die Grundlage zur Erstellung von Pflegeplänen. Die Landschaftspflegerichtlinie regelt die praktische Umsetzung der Pflege und bietet Landwirten die Möglichkeit ihre Kenntnisse und Maschinen in die Naturschutzarbeit einzubringen. Die Agrartechnik bietet die vielfältigsten Trägerfahrzeuge und Anbaugeräte, so daß sich die unterschiedlichsten Pflegeziele von Feuchtgebieten relativ kostengünstig umsetzen lassen können. Die Koordination zwischen der Pflegefläche, dem „Land“ und dem „Wirt“, dem Erbringer der Pflegeleistung, muß als eine wichtige zukünftige Aufgabe angesehen werden. Die Agrartechnik leistet hierzu ihren Anteil und trägt mit sinnvollen Verfahren und Geräten als Partner zum Erhalt einer artenreichen Kulturlandschaft bei.

## Literatur

- BRIEMLE, G., EICKHOFF, D., WOLF, R. (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. – Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege B.-W. 60, Karlsruhe.
- CLABEN, A., KAPFER, A., LUICK, R. (1993): Einfluß der Mahd mit Kreisel- und Balkenmäher auf die Fauna von Feuchtgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 25 (6), 217 – 220.
- JEDICKE, E. (Hrsg.) (1993): Praktische Landschaftspflege. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Thomas Trabold  
Universität Hohenheim  
Institut für Agrartechnik  
Garbenstraße 9  
70599 Stuttgart  
(0711) 4 95 - 28 60

auf Tiere aus. Die  
werden zu 100%  
spielsweise 10 cm  
zieren. Die richti-  
trägt ebenfalls da-



nd Durchführungs-  
ngemaßnahme nicht  
ind durch ihr gün-  
ngs-Bereifung oder  
ergbäuerliche Fahr-  
nge eignen sich zum

## temberg

lungen, die einen  
30er Jahren haupt-  
ielvorstellungen um  
urhaushaltes. In den  
nte geschaffen, um  
Biotopschutz-Gesetz

(„24a“) und die Landschaftspflegeleitlinie. Innerhalb dieses rechtlichen Rahmens können flächendeckende Konzepte realisiert werden. Die „24a-Kartierung“, die landesweit angelau- fen ist, erfaßt schützenswerte Strukturen und bildet die Grundlage zur Erstellung von Pflegeplänen. Die Landschaftspflegeleitlinie regelt die praktische Umsetzung der Pflege und bietet Landwirten die Möglichkeit ihre Kenntnisse und Maschinen in die Naturschutzar- beit einzubringen. Die Agrartechnik bietet die vielfältigsten Trägerfahrzeuge und Anbau- geräte, so daß sich die unterschiedlichsten Pflegeziele von Feuchtgebieten relativ kostengün- stig umsetzen lassen können. Die Koordination zwischen der Pflegefläche, dem „Land“ und dem „Wirt“, dem Erbringer der Pflegeleistung, muß als eine wichtige zukünftige Aufgabe an- gesehen werden. Die Agrartechnik leistet hierzu ihren Anteil und trägt mit sinnvollen Ver- fahren und Geräten als Partner zum Erhalt einer artenreichen Kulturlandschaft bei.

## Literatur

- BRIEMLE, G., EICKHOFF, D., WOLF, R. (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unter- schiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. – Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege B.-W. 60, Karlsruhe.
- CLABEN, A., KAPFER, A., LUICK, R. (1993): Einfluß der Mahd mit Kreisel- und Balkenmäher auf die Fauna von Feuchtgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 25 (6), 217 – 220.
- JEDICKE, E. (Hrsg.) (1993): Praktische Landschaftspflege. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Thomas Trabold  
Universität Hohenheim  
Institut für Agrartechnik  
Garbenstraße 9  
70599 Stuttgart  
(0711) 495-28 60

## Experimentelle Untersuchungen zum Makrophytenabbau Stoffbilanzierungen zum Abbau von Makrophytenbiomasse

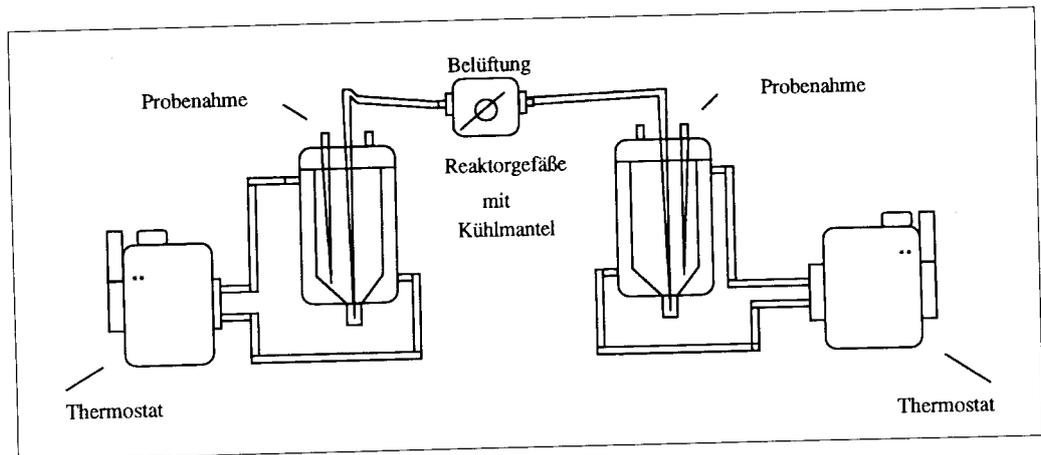
R. Walser, M. Sala und Hans Güde  
Institut für Seenforschung 88085 Langenargen

### Einleitung

In der Litoralzone von Seen bilden Makrophyten eine wichtige Quelle des autochtonen Stoffeintrags. Von dieser Nahrungsquelle sind viele Glieder der heterotrophen Lebensgemeinschaft abhängig. (PIEKZYNKA 1993). Über Biomasseproduktion, Stoffumsatz- und Abbauprozesse der Makrophyten im Bodensee sind bisher nur ansatzweise Ergebnisse bekannt. (WAGNER, 1966; RAUSCH, 1976). In einer längerfristig angelegten Studie wurde deshalb die Bedeutung der Unterwasserpflanzenbestände am Obersee-Nordufer untersucht. Neben den Langzeitstudien zu Veränderungen im Makrophytenbewuchs (1989–1993) wurden im Freiland Schwerpunktuntersuchungen zur Biomasseproduktion, zu Auswirkungen der Wasserpflanzen auf die Verteilung von Flußwasser und zu Sedimentationsveränderungen durch Wasserpflanzenbestände durchgeführt. Die Freilanduntersuchungen zu Germination, „life cycle“ und Abbau der Makrophyten wurden durch Laborexperimente ergänzt. In mehreren Versuchsansätzen wurden die Abbauraten des Pflanzenmaterials und die Regenerationsverläufe verschiedener Nährstoffe untersucht. In der vorliegenden ersten Versuchsreihe wurde der grundlegende Verlauf der Abbauvorgänge unter standardisierten Bedingungen mit getrocknetem, fein verteiltem Makrophytendritus untersucht. Die Laboruntersuchungen umfaßten Bilanzierungen zur Veränderung von: Trockengewicht, partikulären und gelösten organischen Inhaltsstoffen. Außerdem wurde die Entwicklung der Mikroorganismen während der ersten 28 Tage verfolgt (SALA et al. 1993).

### Material und Methoden

Experimentalbedingungen: Zu 5 l von unbehandeltem Bodenseewasser (C-Gehalt 0,2 mg/l) wurden jeweils 2,5 g getrocknetes und zermörsertes Makrophytenmaterial (*Potamogeton pectinatus*) gegeben. Die Versuche wurden im Doppelansatz bei 20°C bzw. bei 5°C durchgeführt. Während des 2monatigen Versuches wurden 18 Teilproben (je 100 ml) aus den parallelen Ansätzen entnommen: Die partikulären Gehalte von organischem Kohlenstoff und organischem Stickstoff wurden mit einem CHN-Analyser gemessen. Der gesamt gelöste Phosphor wurde mit der Methode nach Vogler bestimmt. Der Gehalt an gelöstem Kohlenstoff wurde mit einem TOC-Analysator gemessen. Die Zahl von Bakterien und Protozoen wurde durch Epifluoreszenzzählung mit Hilfe von DAPI-Färbung ermittelt (SALA, 1993).

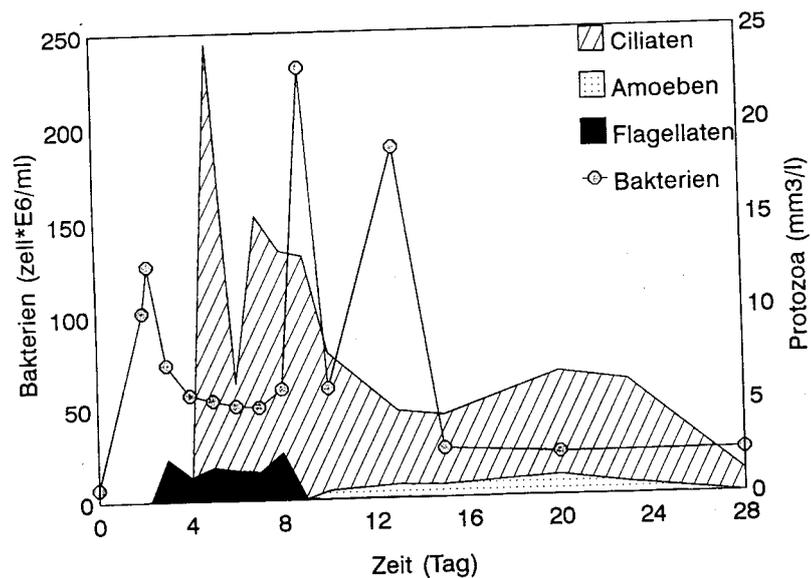


**Abb. 1:**  
Aufbau der Versuchsanordnung

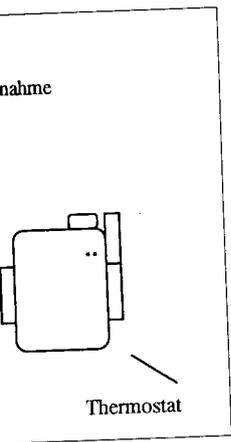
### Ergebnisse

In beiden Versuchsansätzen können zwei Abbauphasen unterschieden werden:

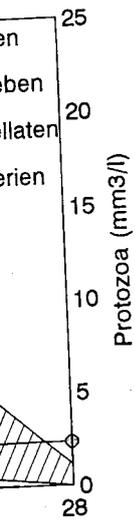
**Phase 1:** Nach dem Vermischen des Makrophytenpulvers mit Wasser zeigt sich ein deutlicher leaching Effekt. Die Konzentrationen von Phosphor und Stickstoff und Kohlenstoff in der Lösung steigen zunächst deutlich an. Im 20°C-Ansatz werden diese löslichen Anteile innerhalb von 3 Tagen um etwa 85 % reduziert (Abb. 3a-b). Diese erste Abbauphase deckt sich zeitlich mit der intensiven bakteriellen Wachstumsperiode (Abb. 2). Es kann davon ausgegangen werden, daß dieses Wachstum vor allem durch die Verwertung der beim „leaching“



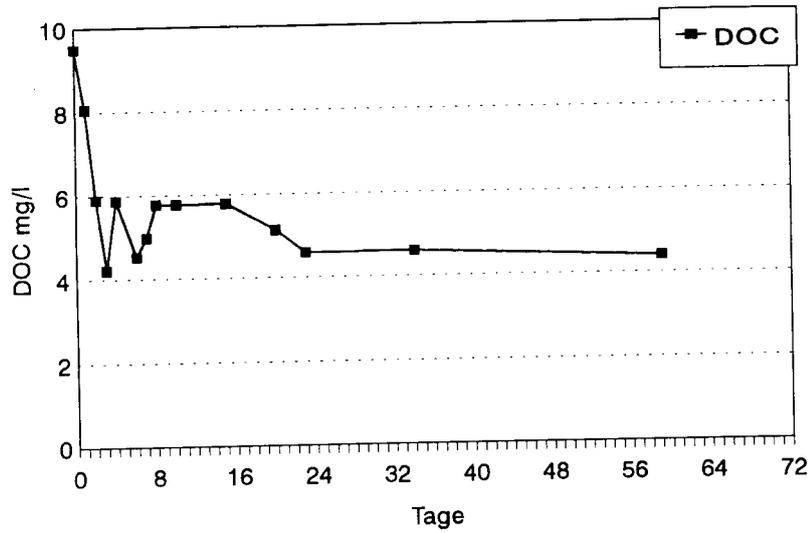
**Abb. 2:**  
Destruentensukzession bei 20 Grad



werden:  
 zeigt sich ein deutlicher  
 und Kohlenstoff in der  
 islichen Anteile inner-  
 Abbauphase deckt sich  
 Es kann davon ausge-  
 g der beim „leaching“

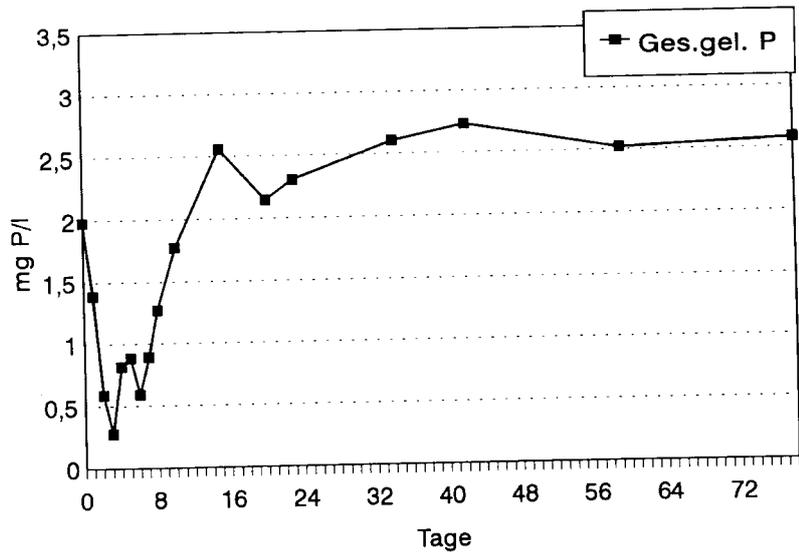


## Gelöster org. Kohlenstoff



**Abb. 3a:**  
 Gehalte von gelöstem organischem Kohlenstoff (20-Grad-Versuch)

## Phosphorgehalte



**Abb. 3b:**  
 Gehalte von gesamt gelöstem Phosphor (20-Grad-Versuch)

## Gelöster org. Kohlenstoff

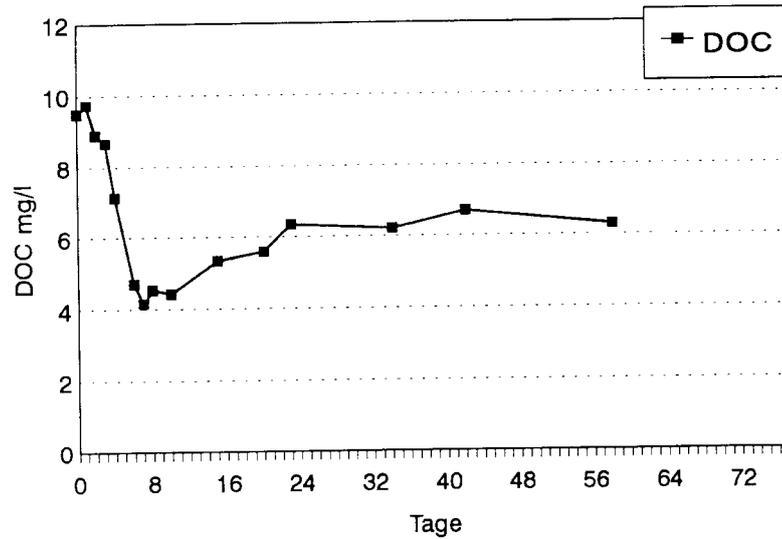


Abb. 4a:  
Gehalte von gelöstem organischem Kohlenstoff (5-Grad-Versuch)

## Phosphorgehalte

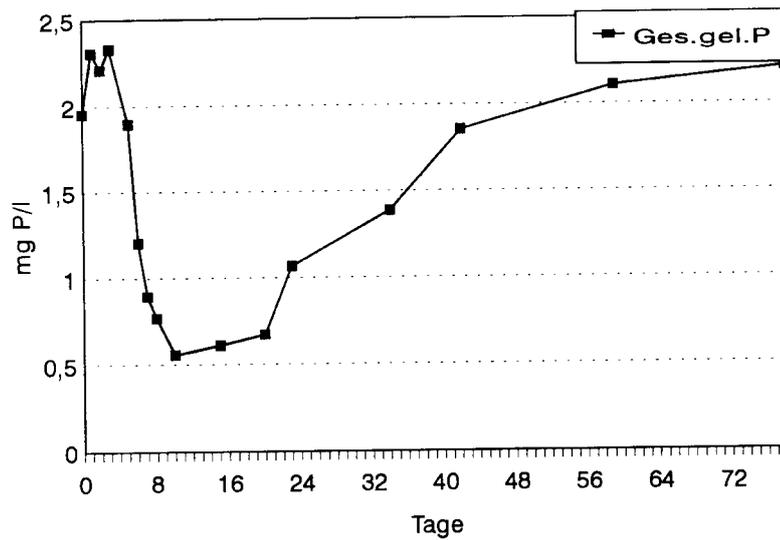
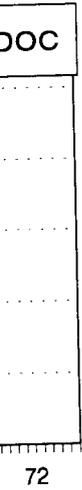


Abb. 4b:  
Gehalte von gesamt gelöstem Phosphor (5-Grad-Versuch)

off



# Trockengewichte

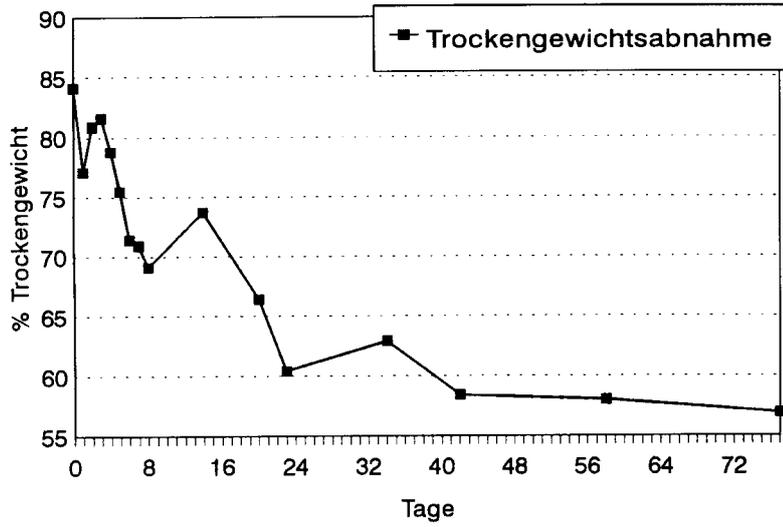
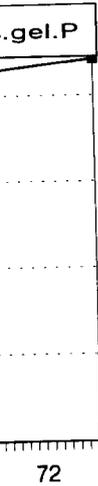


Abb. 5a:  
Trockengewichtsabnahme (20-Grad-Versuch)

.gel.P



# Trockengewichte

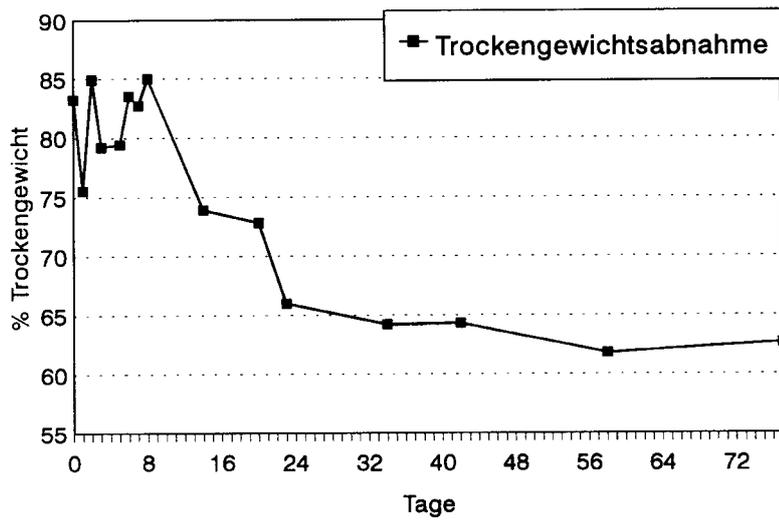
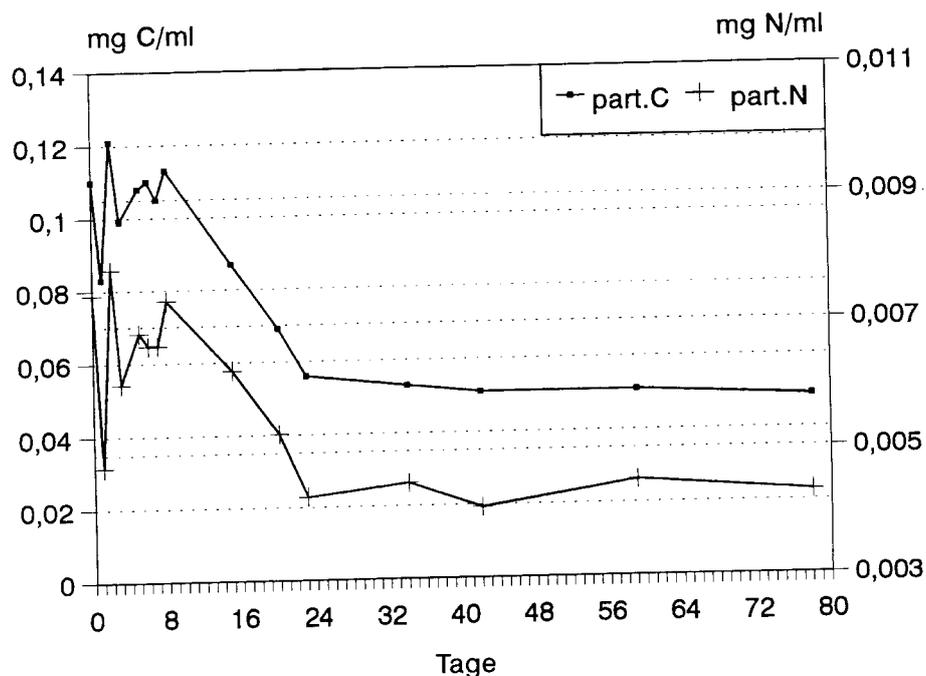
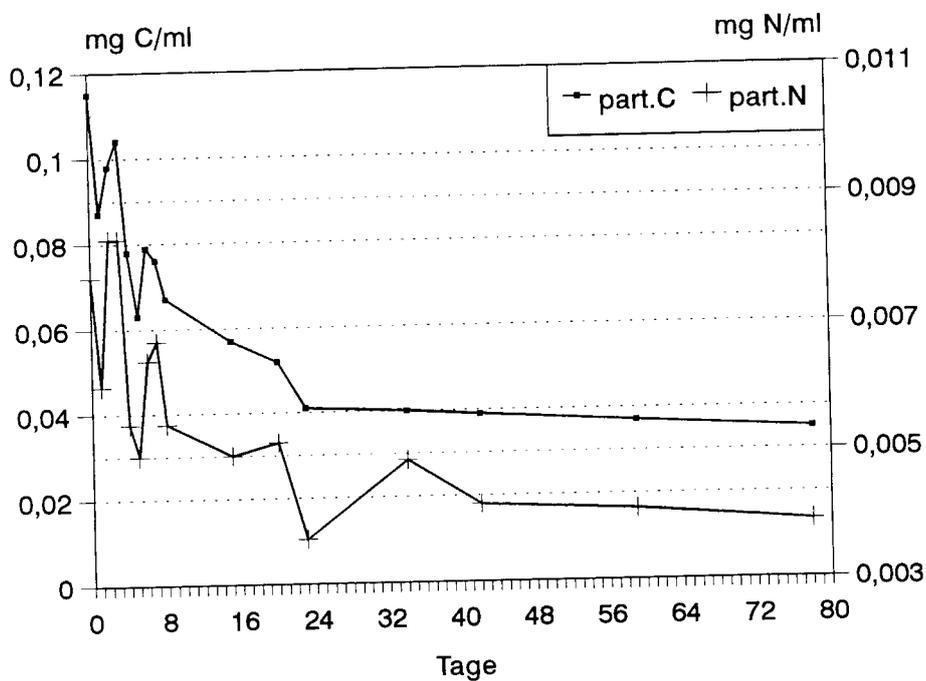


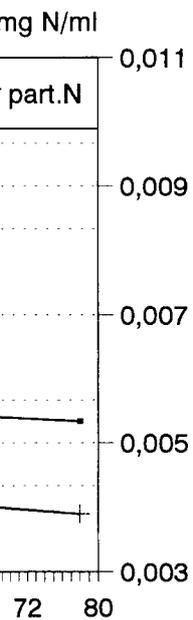
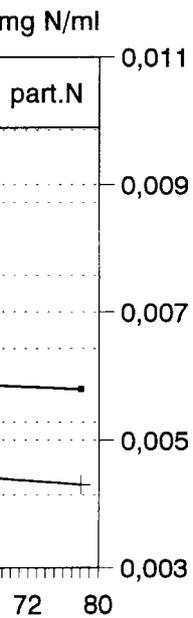
Abb. 5b:  
Trockengewichtsabnahme (5-Grad-Versuch)



**Abb. 6a:**  
Partikuläre Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte (20-Grad-Versuch)



**Abb. 6b:**  
Partikuläre Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte (5-Grad-Versuch)



freigesetzten organischen gelösten Substanzen induziert wurde (SALA et al., 1993; OLAH 1972). Im 5°C-Ansatz werden die in Lösung gegangenen Stoffe erst nach einer lag-Phase von etwa 36 Stunden verringert, d.h. in Bakterienbiomasse überführt (Abb. 4a-b).

**Phase 2:** Nach dieser ersten Abbauphase mit hoher bakterieller Biomasse, in denen die leicht verfügbaren gelösten Nährstoffe aufgebraucht werden, folgt in den 20°C-Ansätzen nach 3 Tagen, in den 5°C-Ansätzen nach 8 Tagen eine deutliche Abnahme der frei suspendierten Bakterien. Der Gehalt an gelöstem Phosphor- und Stickstoff steigt parallel zur Abnahme der Bakterienzahl. In der Folge zeigt die Bakterienzahl eine deutliche Fluktuation. Diese Vorgänge, und die gleichzeitig erhöhte Abundanz von Protozoen verschiedener Klassen (Flagellaten, Ciliaten und Amöben) deuten auf eine Nährstoffregeneration durch erhöhten Fraßdruck hin. In beiden Temperaturansätzen beginnt mit der Abbauphase 2 eine verstärkte Abnahme der partikulären Anteile (Abb. 5a-b; Abb. 6a-b). Zeitgleich dazu kann ein Ansteigen der am Zellulose und Xylanabbau beteiligten Enzymaktivitäten beobachtet werden (SALA et al., 1993). Nach 78 Tagen ist in den 20°C-Ansätzen ca. 40%, in den 5°C Ansätzen rund 30% des eingesetzten Pflanzenmaterials durch Bakterien und Mikrograzer in den Nährstoffkreislauf rückgeführt worden.

### Schlußfolgerungen

Der Abbau von zerkleinertem Makrophytenmaterial verlief in den 20°C-Versuchen in etwa doppelt so schnell wie in den 5°C-Versuchen. Dieser Unterschied kann sowohl als direkter Temperatureffekt mit niedrigen Reaktionsgeschwindigkeiten im kalten Milieu als auch durch unterschiedliche Zusammensetzung der Destruentenpopulation in den Warm- und Kaltansätzen erklärt werden. Durch Versuche, die 1990 im Freiland mit frischem zerkleinertem Pflanzenmaterial durchgeführt wurden, konnten diese Ergebnisse bestätigt werden. Makrophytenreste die in tiefere Zonen unter die Thermokline verfrachtet werden, liegen im Bodensee also noch sehr lange Zeit als refraktäre Reste vor. Die geringe Abbaugeschwindigkeit bedeutet gleichzeitig eine langsame Zehrung von Sauerstoff am Seegrund, so daß durch die Makrophyten sowohl mengenmäßig als auch auf Grund der Abbaukinetik nur eine sehr geringe Belastung des Tiefensauerstoffs verursacht wird.

### Literatur

- RAUSCH, T., (1960): Methodische Arbeiten zur Bestimmung von Biomasse und Primärproduktion im winterlichen Bodenseelitoral. Diplomarbeit Univ. Freiburg, 1-175.
- OLAH, J.; (1972): Leaching, colonization and stabilization during detritus formation. Mem. Inst. Ital. Idrobiol. 29 Suppl.:105-127.
- WAGNER, G., (1978): Zur Einschichtung von Flußwasser in den Bodensee-Obersee. Schweiz. Z. Hydrol.; 40: 231-248.
- PIECZYNSKA, E., (1993): Detritus and nutrient dynamics in the shore zone of lakes: a review. Hydrobiologia. 251:49-58.

SALA, M.M. & GÜDE, H., (1993): Mikrobielle Aktivitäten in Litoralsedimenten des Bodensees. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1993 (Coburg). Band 1.

Rudolf Walser  
Institut für Seenforschung  
Untere Seestr.81  
88085 Langenargen  
Tel. 07543 / 30425

## Möglichkeiten der Renaturierung von Maisäckern

Rainer Luick & Alois Kapfer

### 1. Einleitung

Extensiv genutztes Grünland auf grundwasserbeeinflussten Standorten gehört zu den hochgradig gefährdeten Lebensräumen in der Kulturlandschaft. Dazu gehören Kohldistel- und Sumpfdotterblumenwiesen, Wiesenknopf-Silgenwiesen, Kleinseggen-Rieder und streu- genutzte Wiesen, die auf Niedermoor und in den Talauen durch den wirtschaftenden Menschen entstanden sind. Durch die intensive Grünlandnutzung der letzten Jahrzehnte, vor allem aber durch die häufige Folgenutzung als Maisäcker, sind diese Wiesengesellschaften bereits vielerorts verschwunden.

Die ökologischen Auswirkungen sind die Gefährdung und der Verlust zahlreicher Tier- und Pflanzengemeinschaften. Die Aufnahme vieler Arten des Feuchtgrünlandes in die Roten Listen dokumentieren dies eindringlich. Nicht zu unterschätzen sind auch die beträchtlichen landeskulturellen Schäden beim Umbruch von Feuchtgrünland. Dazu zählen die hohen Stickstoff-Freisetzungen in das Grund- und Oberflächenwasser durch die Mineralisierung humusreicher Böden. So können durch den Umbruch von Grünland auf Niedermoor mehrere hundert Kilogramm Nitrat jährlich durch eine verstärkte mikrobielle Umsetzung freigesetzt werden, die dann ins Grundwasser gelangen.

Im Forschungsvorhaben „Renaturierung von Maisäckern zu standorttypischem Feuchtgrünland“ sollen geeignete Verfahren und Strategien im praktischen Versuch erprobt werden. Das Projekt wird von der Stiftung Naturschutzfonds am Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg finanziert.

### 2. Untersuchungen

Sollen Ackerflächen wieder zu Grünland zurückgeführt werden, geschieht das in der landwirtschaftlichen Praxis üblicherweise durch die Ansaat gräserbetonter, artenarmer Mischungen.

Eine weitere Möglichkeit bietet die gezielte Ansaat von artenreichen Kräuter- und Gräsermischungen, die vor allem in Schutzgebieten aus naturschutzfachlicher Sicht gefordert wird. Dabei sind neben den meist hohen Kosten für das Saatgut und der oft nicht bekannten Herkunft des Samenmaterials auch der häufige Mißerfolg dieser Strategie zu berücksichti-

gen. So laufen Arten erst gar nicht auf, die Kräuter werden von konkurrenzkräftigeren Arten überwachsen oder Arten verschwinden bereits nach dem ersten Jahr wieder.

Eine andere Strategie ist die Selbstbegrünung ehemaliger Ackerflächen, die abgesehen von der zeitweisen Selbstbegrünung von Stilllegungsflächen in der landwirtschaftlichen Praxis bisher kaum angewandt wird.

Die Untersuchungen zur Renaturierung von Maisäckern auf grundwasserbeeinflussten Böden werden auf einem bis 1989 für mehr als zehn Jahre als Maisacker bewirtschafteten absoluten Grünlandstandort in der Nähe der Gemeinde Bodman-Ludwigshafen/Lkrs. Konstanz am Bodensee durchgeführt. Nach einer Saatbettbereitung wurden 1989 mehrere Versuchsvarianten eingerichtet. Im Folgenden werden die Ergebnisse dreier Varianten vorgestellt:

**Variante 1:**

Ansaat mit Ackersenf im ersten Versuchsjahr und anschließende Selbstbegrünung. Die Variante wird zweimal im Sommer (zweite Juni- und Augushälfte) gemäht.

**Variante 2:**

Ansaat mit Weidelgras im ersten Versuchsjahr. Die Variante wird zweimal im Sommer (zweite Juni- und Augushälfte) gemäht.

**Variante 3:**

Selbstbegrünung und zweimalige jährliche Mahd im Sommer (zweite Juni- und Augushälfte) gemäht.

Durch den langjährigen, intensiven Maisanbau waren hohe Nährstoffvorräte im Boden und eine sehr gute Nährstoffversorgung des Aufwuchses zu vermuten. Mit einem vorausgehenden Anbau von Nährstoffsammlern (Varianten 1 und 2) und einer erhofften schnelleren Ausmagerung, sollte geprüft werden, ob die Keimung und Etablierung von Arten des Feuchtgrünlandes dadurch gefördert wird. Variante 3, mit Selbstbegrünung und dem Wirtschaftsrhythmus einer Wiese, sollte die Aktivierung von möglicherweise noch im Boden befindlicher Diasporen von Grünlandarten unterstützen.

### 3. Ergebnisse

Nach fünf Versuchsjahren zeigen die Varianten 1 bis 3 folgende Ergebnisse:

Alle Varianten zeigen auch nach fünf Versuchsjahren gleichbleibend hohe Erträge von bis zu 8 t Trockensubstanz an oberirdischer Biomasse. Eine beschleunigte Ausmagerung durch die Varianten 1 und 2 war nicht festzustellen. Das läßt darauf schließen, daß die Nährstoffvorräte im Boden nach wie vor hoch sind.

Nach fünf Versuchsjahren haben sich auf den Varianten 1 und 3 Grünlandbestände mit bis zu 24 Grünlandarten eingestellt, die darüber hinaus Deckungsanteile von bis zu 85 % einnehmen.

Besonders günstige Entwicklungen weist die Variante 1 mit Ansaat von Ackersenf auf. Hier

renzkraftigeren Arten  
eder.

n, die abgesehen von  
irtschaftlichen Praxis

erbeeinflußten Böden  
irtschafteten absoluten  
krs. Konstanz am Bo-  
ere Versuchsvarianten  
gestellt:

tbegrünung. Die Vari-  
t.

nal im Sommer (zwei-

ite Juni- und August-

fvorräte im Boden und  
einem vorausgehenden  
en schnelleren Ausma-  
on Arten des Feucht-  
und dem Wirtschafts-  
im Boden befindlicher

onisse:

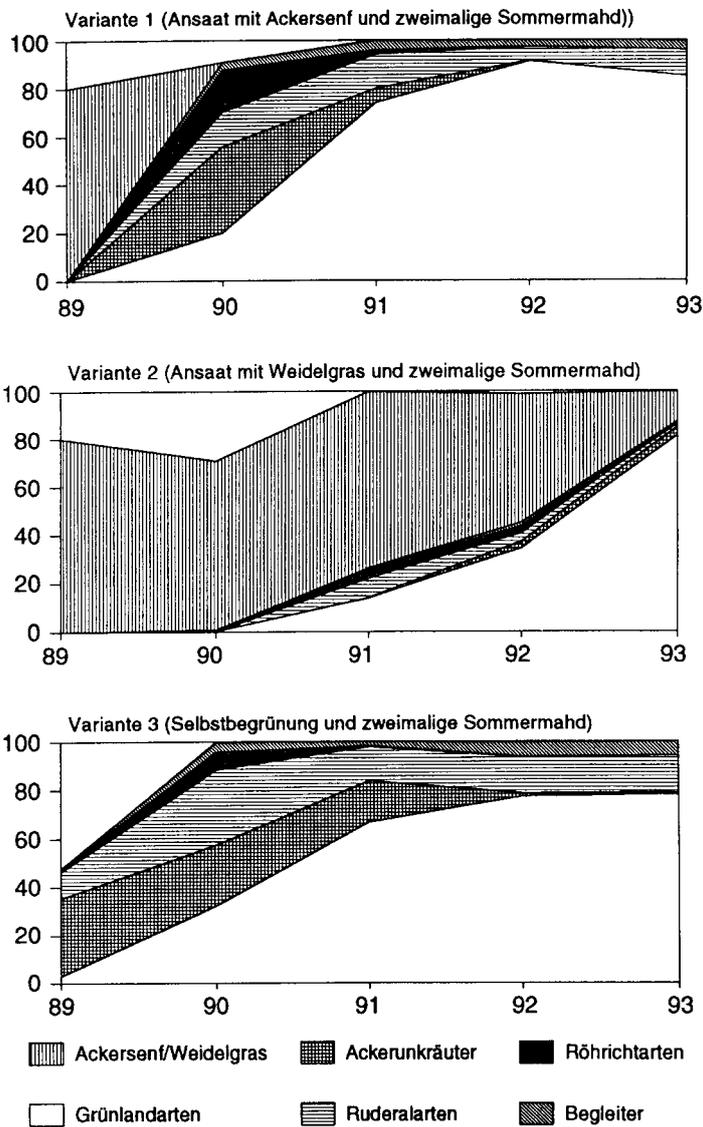
hohe Erträge von bis zu  
Ausmagerung durch die  
aß die Nährstoffvorräte

landbestände mit bis zu  
on bis zu 85 % einneh-

von Ackersenf auf. Hier

wurde nicht nur die Verunkrautungsphase mit Ackerunkräutern des ersten Versuchsjahres weitgehend übersprungen, hier erreichten auch aufgelaufene Problemarten des Grünlandes wie Quecke, Ackerkratzdistel oder auch Stumpfbläättriger Ampfer nur geringe Anteile.

Die Ansaatfläche mit Weidelgras (Variante 2) zeigte in den ersten drei Versuchsjahren einen gleichbleibend dichten Bestand, in den nur wenige weitere Arten einwanderten. Erst im fünften Jahr kommt es zu starken floristischen mit einen hohen Anteil an Grünlandarten.



**Abb. 1:** Entwicklung der Deckungsanteile der unterschiedenen soziologischen Gruppen (Grünlandarten: Molinio-Arrhenatheretea; Ackerunkräuter: Chenopodietea/Secalietea; Ruderalarten: Artemisietea/Agropyretea /Plantaginea; Röhrichtarten: Phragmitetea)

### **Zusammenfassung**

Variante 1, mit Selbstbegrünung und vorausgegangener Ansaat von Ackersenf erforderte nur im zweiten Versuchsjahr eine Entsorgung des Aufwuchses, da sowohl der Senf als auch der Aufwuchs des dritten Jahres wirtschaftlich nutzbar war. Ab dem vierten Versuchsjahr wird die Vegetation zum großen Teil durch Grünlandarten aufgebaut. Variante 3 zeigt im Unterschied zur Variante 1 einen höheren Anteil an Problemarten (Quecke, Distel und Stumpfblättriger Ampfer). Die Verunkrautungsphase mit maisackertypischen Unkräutern auf der Variante 1 im ersten Jahr kann in der Praxis zu Akzeptanzschwierigkeiten führen. Variante 2, mit einer über vier Jahre gleichbleibend hohen Deckung an Weidelgras, zeigt eine deutlich langsamere floristische Entwicklung zu einem natürlichen Grünbestand. Allerdings haben sich bislang kaum ruderale Arten etabliert und der Bestand war bereits im ersten Versuchsjahr landwirtschaftlich sofort nutzbar.

Rainer Luick  
Dr. Alois Kapfer  
Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN)  
im Naturschutzbund Deutschland LV Baden-Württemberg e.V.  
Mühlenstr. 19  
78224 Singen

ersenf erforderte nur  
er Senf als auch der  
n Versuchsjahr wird  
e 3 zeigt im Unter-  
stel und Stumpfblät-  
läutern auf der Vari-  
ren. Variante 2, mit  
zeigt eine deutlich  
d. Allerdings haben  
ersten Versuchsjahr

## **Zeitliche und räumliche Funktionen von Wiesenrandstreifen**

Josef Kiechle, Rainer Luick & Annelie Pier

### **1. Hintergrund**

In den vergangenen drei Jahrzehnten haben sich in nahezu allen Grünlandgebieten dramatische Veränderungen vollzogen. Noch vor 30 Jahren wurden Wiesen zumeist nur zweimal gemäht. Der erste Schnitt, das Heu, erfolgte im Juni, der zweite Schnitt, das Öhmd, wurde in der Regel in der zweiten Augushälfte eingebracht.

Heute können mit geringem Personalaufwand und leistungsstarken Maschinen in wenigen Tagen große Grünländer gemäht werden. Damit fallen vor allem im Frühling, in einer für Insekten und Vögel kritischen jahreszeitlichen Entwicklungsphase, wichtige Habitat- und Nahrungsressourcen nahezu vollständig aus.

Grundsätzlich bestimmt die Form landwirtschaftlicher Nutzung – aufgrund ihres maßgeblichen Einflusses auf die räumliche und zeitliche Ausbildung diverser Aufwuchs- und Klimaparameter – sehr wesentlich die Nutzbarkeit von Landschaftselementen durch Kleinlebewesen.

In großflächig einheitlich bewirtschafteten Wiesengebieten kann mit vorübergehend stehbleibenden Grünlandstreifen ein Minimum an blüten- und strukturreicher Vegetation bereitgestellt werden. In Extensivierungskonzepten sind sie als Einstiegsprogramm in eine extensive Nutzung gedacht und richten sich vor allem an Bewirtschafter, die aus betrieblichen Gründen noch keine Möglichkeit sehen, ihre Wiesenbewirtschaftung umzustellen.

### **2. Untersuchungsprogramm**

In einer Untersuchung des Büros für ökologische Landschaftsplanung (Gottmadingen) und des Institutes für Landschaftsökologie und Naturschutz (Singen) wurden ökologische Funktionen von temporären Wiesenrandstreifen untersucht. Das Projekt wurde von der Stiftung Naturschutzfonds am Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg finanziert.

Auf einer artenreichen und blumenbunten Kohldistelwiese im NSG Weitenried/Lkrs. Konstanz wurde während zweier Vegetationsperioden anhand ausgewählter Vertreter verschiedener Anspruchstypen von Arthropoden versucht, die Bedeutung der Mahd herauszuarbeiten

und die Möglichkeit einer Kompensation potentiell negativer Auswirkungen durch die Einrichtung temporärer Randstreifen zu überprüfen.

Die ausgewählten Taxa repräsentieren die epigäische Fauna (Laufkäfer und Bodenspinnen), die Fauna der Krautschicht (Heuschrecken) und die blütenbesuchende Fauna (Tagfalter).

### 3. Ergebnisse

#### Laufkäfer und Bodenspinnen

Anhand von Fängen mit einfachen Bodenfallen und Richtungsfallen lassen sich aus den epigäischen Vertretern der Laufkäfer und Spinnen folgende Reaktions- bzw. Verteilungsgruppen ableiten:

- Gruppe 1: der erste Schnitt ist für die adulten Tiere nicht von Belang
- Gruppe 2: der zweite Schnitt ist für die adulten Tiere nicht von Belang
- Gruppe 3: die Aktivitätsabundanzen von Randstreifen und Wiesenmitte liegen in vergleichbaren Größenordnungen, es ist keine Reaktion auf die Mahd erkennbar
- Gruppe 4: der standörtliche und räumlich strukturelle Gradient zwischen Randstreifen und Wiesenmitte spiegelt sich im Verteilungsbild einzelner Arten wieder, ohne daß sich ein Zusammenhang zum Schnitt ableiten läßt
- Gruppe 5: nach dem Schnitt kommt es zu einem Ansteigen der Fangzahlen entlang der Schnittkante zwischen ungemähtem Randstreifen und gemähter Fläche
- Gruppe 6: nach dem Schnitt wird die Art nur noch im Randstreifen gefangen

Zusammenfassend ist für epigäische Arthropoden abzuleiten: Die am individuenstärksten vertretenen Arten der Wiesen lassen nach dem Schnitt weder eine gezielte Wanderung (Richtungsfallen) auf den ungemähten Randstreifen noch eine Erhöhung der Aktivitätsdichte (einfache Bodenfallen) im Randstreifen erkennen. Der nutzungsbedingte Eingriff bleibt ohne nachhaltige Beeinträchtigung der Populationen. Die Schaffung von Rückzugsräumen ist für die adulten Tiere nicht notwendig.

Arten, die von der Situation profitieren, sind überwiegend azön oder xenozön mit Verbreitungsschwerpunkt in spät gemähten Streuwiesen, Säumen oder Brachen.

#### Heuschrecken

Fänge mit dem Isolationsquadrat zeigten, daß die Individuendichten einzelner Heuschreckenarten nach der zweiten Mahd im Bereich ungemähter Randstreifen anstiegen. Zu diesen Arten zählen *Chorthippus parallelus*, *Chorthippus dorsatus* und *Conocephalus discolor*.

*Conocephalus discolor* ist eine stark vertikal orientierte Langfühlerschrecke, die nur in vergleichsweise geringen Individuendichten vorkommt. Nach dem Schnitt fehlt sie auf den abgeräumten Flächen völlig.

*Chorthippus parallelus* ist eine der häufigsten Grünlandheuschrecken mit vergleichsweise

geringen Ansprüchen an die Biotopqualität. Wie die Fangzahlen zeigen, scheint er nach der Mahd den Randbereich der Wiese, insbesondere den ungemähten Randstreifen aufzusuchen. Später verteilen sich die Tiere wieder auf der Fläche. Die Individuendichten sind gering.

Für *Chorthippus dorsatus*, einem tendenziell hygrophilen Grashüpfer, ergab sich ein ähnliches Bild. Die Individuendichten verdoppelten sich unmittelbar nach dem Schnitt im ungemähten Saum, auf der gemähten Fläche gingen sie zurück. Zwei Tage später lagen die Werte allerdings bereits wieder auf dem Ausgangsniveau. (Welche Rolle dabei die hohe Dichte der Radnetzspinnen *Argiope bruennichi* und *Araneus quadratus* im Randstreifen spielt, bleibt zu klären).

Um den Einzugsbereich und die Attraktivität des ungemähten Randstreifens für *Chorthippus dorsatus* zu überprüfen, wurden zwei Markierungsversuche durchgeführt. Im ersten Versuch wurden fünf mal je 100 Tiere in Abständen zwischen 10 und 60 m vom Randstreifen am Abend vor dem Schnitt freigelassen. Ortsveränderungen der Tiere wurden auf der Basis eines Flächenrasters von 5 x 5 Metern dokumentiert. Der erste Wiederfang erfolgte direkt im Anschluß an die Mahd. Die Wiederfangrate lag bei 35 und 37 %. Keines der markierten Tiere konnte im ungemähten Randstreifen festgestellt werden. Nach dem Abräumen des Heus lag die Wiederfangrate nur noch bei 2 und 3 %. Eine Wiederholung des Versuches (mit geringeren Abständen zum Randstreifen) nach dem Abräumen der Fläche erbrachte ein weitgehend identisches Ergebnis. Eine gezielte Einwanderung war nicht erkennbar.

Für *Chorthippus dorsatus* läßt sich demnach festhalten, daß der Mähvorgang Tiere veranlaßt, auf den ungemähten Randstreifen auszuweichen. Wie sich aus den Individuendichten ablesen läßt (Verdoppelung des Ausgangswertes) und wie die Ergebnisse der Markierungsversuche bestätigten, wird diese Ausweichbewegung nur von einer begrenzten Anzahl von Tieren durchgeführt. Eine besondere Attraktivität oder eine Fernwirkung kann dem ungemähten Randstreifen nicht zugesprochen werden.

Durch die gleichzeitige Förderung netzbauender Spinnen im ungemähten Randstreifen kann der positive Effekt u.U. aufgehoben werden.

Der Mähvorgang scheint sich auf Feldheuschrecken nicht so negativ auszuwirken wie die nachfolgenden Ernteaktivitäten (mehrfaches Wenden, Pressen und Einfahren). Demzufolge kann man dem ungemähten Randstreifen zwar weniger eine Refugialfunktion, dafür aber ein gewisses Rekolonisierungspotential zuschreiben, dessen Effizienz direkt von seiner Flächenausdehnung abhängt. Inwiefern dieses Potential für die Aufrechterhaltung der Populationsstärken von Bedeutung ist, kann nicht gesagt werden. Hierfür dürfte die Frage, wie viele Tiere ihre Eier bereits vor dem zweiten Schnitt abgelegt haben, von entscheidender Bedeutung sein.

### Schmetterlinge

Die Untersuchungen zur Bedeutung der Randstreifen für Schmetterlinge erfolgten exemplarisch für das auch in Feuchtgrünlandgebieten häufige Ochsenauge (*Maniola jurtina*). Dabei wurden die Erhebungen auch auf Flächen in der weiteren Nachbarschaft ausgedehnt.

Es war auffällig, daß insbesondere Randstreifen mit direkter Nachbarschaft zu frisch gemähten Wiesen hohe Dichten aufwiesen. Andererseits zeigten sich nachgeschobene Bestände, mit einem bereits wieder ausgeprägten Strukturprofil und zahlreichen blühenden Pflanzen, attraktiver als die Randstreifen. Bei Beobachtungen am frühen Morgen wurde festgestellt, daß zahlreiche Falter gleichzeitig von einer Stelle aufflogen, was auf die Bildung regelrechter Schlafgemeinschaften im Randstreifen hinweist.

#### 4. Diskussion

Die Versuchsbedingungen waren in beiden Untersuchungsjahren durch klimatische Einflüsse (Regenperiode während der eigentlichen Mähzeit, heißes Frühjahr) beeinträchtigt. Vor allem für epigäische Arthropoden waren die phänologischen Aktivitätsmaxima vieler Arten im ersten Jahr bereits überschritten, so daß eindeutige Reaktionen dadurch möglicherweise nicht erkennbar waren.

Die Untersuchungen untermauern aber die grundsätzliche Bedeutung von mosaikartigen Nutzungsrhythmen und Notwendigkeit unterschiedlicher Strukturrequisten im Grünland. Ein Beleg hierfür sind die Transektuntersuchungen am Beispiel von *Maniola jurtina* und die hohen Individuendichten einiger Heuschreckenarten im Randstreifen direkt nach der Mahd. Durch eine räumlich und zeitlich versetzte Mahdpraxis können Ressourcenengpässe insbesondere im Sommer kompensiert werden.

Josef Kiechle  
Annelie Pier  
Büro für ökologische Landschaftsplanung  
Otto-Dix-Str. 3  
78244 Gottmadingen-Randegg  
Tel./Fax. 0 77 34/4 25

Rainer Luick  
Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz  
im Naturschutzbund Deutschland LV Baden-Württemberg e.V.  
Mühlenstr. 19  
78224 Singen

## Gräben in der Bremer Wesermarsch Bedeutung – Gefährdung – Schutz / Entwicklung

Karl-Friedrich Schreiber, Klaus Handke, Manfred Köhler & Wolfgang Kundel

### 1. Einleitung

Die Bremer Flußmarsch wurde während der Kolonisierung im 12./13. Jahrhundert durch ein umfassendes System aus Gräben und Fleeten für die Landwirtschaft nutzbar gemacht. Wesentliche Teile dieses heute zur Be- und Entwässerung benutzten Grabensystems sind trotz weiterer einschneidender wasserbaulicher Veränderungen – wie dem Weserausbau zur Schifffahrtsstraße (KÖHLER 1994) – bis in die jüngste Vergangenheit erhalten geblieben. In der Folge blieben großflächige Überschwemmungen der Marsch aus. Die Grabenbiozönosen sind hiervon allerdings weitgehend unberührt. Solange das harmonische Zusammenspiel von Grabenreinigung und landwirtschaftlicher Nutzung gesichert war, entwickelten sich in den Gräben Pflanzengesellschaften typischer Stillgewässer mit einem hohen Anteil an seltenen und gefährdeten Pflanzen- und Tierarten (KUNDEL 1993, HANDKE 1993c).

Innerhalb der Bremer Wesermarsch finden etwa seit 1980 gewerbliche Erschließungen statt; damit sind auch massive Verluste an Grabenbiozönosen verbunden (KUNDEL 1991). Um die Zerstörungen in Umfang und Erheblichkeit zu mildern, ist seit 1985 die LANDSCHAFTS-ÖKOLOGISCHE FORSCHUNGSSTELLE BREMEN (LFB) im Auftrag des Senators für Umweltschutz und Stadtentwicklung tätig. Aus dem Vollzug der Eingriffsregelung (KÖHLER et al. 1992) resultieren umfassende Monitoringuntersuchungen (z.B. HANDKE 1993a).

### 2. Bedeutung

Zu den hochorganisierten Wasserpflanzengesellschaften der Gräben gehört als Charakteristikum u.a. die Krebscherengesellschaft (*Hydrocharito – Stratiotetum aloidis*). Insgesamt sind in diesen Gräben etwa 25 Pflanzengesellschaften nachweisbar. An gefährdeten Pflanzenarten sind u.a. folgende Laichkräuter häufig anzutreffen: *Potamogeton acutifolius*, *P. compressus*, *P. obtusifolius* (KUNDEL 1993). Im Untersuchungsgebiet sind in den Gräben bisher 18 Rote-Liste-Pflanzenarten gefunden worden.

Über die Fauna dieses Grabensystems liegen zahlreiche zusammenfassende Untersuchungen vor (z.B. HANDKE 1993a, c). Einzelnen Tiergruppen, wie den Wasserwanzen (HANDKE & HANDKE 1988) oder den wasserbewohnenden Käfern (HANDKE 1993b) wurden monographische Arbeiten gewidmet. Aus den genannten Quellen ist bekannt, daß an dieses Graben-

system u.a. sieben Brutvogelarten, vier Lurcharten, über 20 Fisch- und 27 Libellenarten, 12 Wassertreter-, 38 Schwimmkäfer-, 31 Wasserwanzen-, 21 Wasserschnecken- und vier Muschelarten gebunden sind.

Innerhalb des Grabensystems ergeben sich große Unterschiede in der faunistischen Bedeutung zwischen den breiten Hauptentwässerern und den schmalen Gräben. An diesen Gräben wurden bisher etwa 50 seltene und gefährdete Tierarten gefunden (z.B. Wasserspitzmaus, Löffelente). Folgende Arten sind besonders hervorzuheben: Schlammpeizger, Grüne u. Kleine Mosaikjungfer, Keilflecklibelle, Großer Kolbenwasserkäfer, Wasserspinne und die monophagen Rüsselkäfer *Bagous binodulus* (an Krebschere) und *B. nodulus* (an Schwanenblume). Die Gräben mit geschlossenen Krebscherenbeständen gehören zu den wertvollsten Gewässern des Untersuchungsraumes, sie stellen für Großlibellen wichtige Entwicklungsbiotope dar. Nach den Untersuchungen u.a. von RADEMACHER (1991) und TSCHARNTKE (1990) ist auf einem Kilometer Grabenlänge mit mindestens 200 bis 1000 Aeschniden- und 100 bis 400 Libelluliden-Exuvien zu rechnen.

### 3. Gefährdung

Wesentliche Gefährdungsursachen liegen in folgenden Faktoren begründet:

**Flächenverlust:** In dem etwa 2500 ha großen Untersuchungsraum Niedervieland/Brokhuchting (linksseitige Bremer Wesermarsch) sind 1980 noch mindestens 250 km Gräben und Fleete vorhanden gewesen (eigene Erhebung). Die seitdem durchgeführten Großbauvorhaben auf etwa 20% der Gesamtfläche trugen auch zu einer entsprechenden Reduzierung der absoluten Grabenlängen bei.

**Eutrophierung durch Schlickspülfelder:** Bis Mitte der 80er Jahre wurden die Deponeflächen des Baggermaterials nur mit geringem Aufwand gesichert. Leckagen belasteten Sickerwassers wurden festgesellt und konnten kurzfristig zu Anreicherungen von Phosphaten, Stickstoff und Schwermetallen in den Gräben führen. In Hamburg haben sich insbesondere erhöhte Ammoniumwerte negativ auf die Grabenvegetation ausgewirkt (HECKMANN 1990). Messungen in Spülwässern des Niedervielandes wiesen erhöhte Mikronährstoffe nach (u.a. Ammonium mit etwa 1,4 mg/l, während der Gehalt im unbelasteten Grabenwasser im Durchschnitt bei 0,2 mg/l liegt).

**Unterlassene Grabenräumungen:** Die erwartete Industrialisierung führte teilweise zu einer Vernachlässigung der Grabenunterhaltung, Verlandung und Verdrängung stenöker Gewässerarten. Die Aufhebung der regelmäßigen „Schaupflicht“ verstärkte diese Tendenzen noch. Durch Verlandungen werden stenöke Gewässerarten verdrängt.

**Randeffekte:** Bebauungen und Nutzungsänderungen wirken sich nicht nur auf die betroffenen Teilflächen aus, sondern beeinflussen z.B. durch die Neuordnung des Be- und Entwässerungssystems auch das Umfeld. Diese negativen Ausstrahlungseffekte lassen sich an Beispielen für einzelne Indikatorarten belegen.

**Landwirtschaft:** Bisher dominiert in diesem Raum die Nebenerwerbs-Grünlandwirtschaft. Nicht vorhandene Hofnachfolgen einerseits und betriebswirtschaftliche Straffung einzelner Vollerwerbsbetriebe andererseits deuten einen Nutzungswandel der Landwirtschaftsflächen

an, der sich zukünftig auch negativ auf die Grabenbiozöosen auswirken kann (z.B. Verzicht auf die Mahd von Grabenufern, Intensivierung).

#### 4. Schutz / Entwicklung / Gegenmaßnahmen

Zentraler Baustein der Gegenmaßnahmen sind umfassende Ausgleichsflächenplanungen in Brokhuchting mit einem mindestens zehnjährigen Beweissicherungsprogramm. Damit sind etwa 400 ha ökologisch verbessert, Zwischenergebnisse sind bereits veröffentlicht worden (HANDKE 1993a, c; HANDKE & KUNDEL 1989; KUNDEL 1991, 1993). Verlandete Gräben sind wieder geöffnet und z.T. neu angelegt worden. Es wurde sowohl mit freier Sukzession als auch mit Initialpflanzungen experimentiert. Damit es in den verbleibenden übrigen Flächen der Bremer Wesermarsch ebenfalls zu entsprechenden Maßnahmen kommt, sind folgende Strategien vorgeschlagen:

**Schutzgebietsausweisung:** Der gesamte Bereich der Bremer Wesermarsch ist aktuell schutzwürdig und dringend schutzbedürftig. Die fachlichen Begründungen liegen durch Kartierergebnisse vor. Politisch ist allerdings zunächst nur für das Werderland eine NSG-Ausweisung derzeit in der Trägerbeteiligung. Eine alte Kulturlandschaft als Schutzgebiet bedarf allerdings eines dauerhaften Konzeptes zur Pflege, Nutzung, Entwicklung und Erhaltung.

**Grabenräumprogramm:** Es wurde zunächst für das zentrale Niedervieland konzipiert und von der LFB wissenschaftlich begleitet. Innerhalb des Zeitraumes von 1991 bis 1995 werden drei Räummethoden (Fräse, Mähkorb, Bagger) hinsichtlich ihrer Wirkung auf Vegetations- und Faunenentwicklung untersucht. Ziel ist die Erarbeitung von Richtlinien für eine möglichst naturverträgliche Grabenreinigung. Auf Seiten der Landwirtschaft findet das Projekt hohe Akzeptanz.

#### 5. Literatur

- HANDKE, K. (1993a): Tierökologische Untersuchungen über Auswirkungen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in einem Graben-Grünland-Gebiet der Wesermarsch bei Bremen. Arb.ber. Landschaftsökologie Münster (zugleich Mitt. der Landschaftsökol. Forsch.Stelle Bremen) 15: 1 – 237.
- HANDKE, K. (1993b): Zur Wasserkäferfauna eines Graben-Grünland-Gebietes der Wesermarsch (Bremen) – Hygrobidae, Haliplidae, Dytiscidae, Gyridae. Ökologie u. Naturschutz 2 (4).
- HANDKE, K. (1993c): Zur Fauna neu angelegter Gewässer im Niedervieland bei Bremen. In: Glandt, D. (Red.): Mitteleuropäische Kleingewässer, Ökologie, Schutz, Management. – Metelener Schr.r. Naturschutz 4: 201–216.
- HANDKE, K. & U. HANDKE (1988): Zur Wasserwanzenfauna eines Flußmarschengebietes bei Bremen. BSH natur special report 5: 15–61.
- HANDKE, K. & W. KUNDEL (1989): Zur Besiedlung neu geschaffener Ufer in der Wesermarsch durch Gefäßpflanzen und Arthropodengemeinschaften. Landschaft u. Stadt 21: 87 – 92.

- HECKMAN, Ch.-W. (1990): The fate of aquatic and wetland habitates in a industrially contaminated section of the elbe floodplain in Hamburg. Arch. hydrobiol.- suppl. 75-2: 133-250.
- KÖHLER, M. (1994): Planungsaspekte bei Auenrenaturierungen in Bremen. (Tagungsband zur Auenrevitalisierung Okt. 1993 Osnabrück). Initiativen zum Umweltschutz 1.
- KÖHLER, M, K. HANDKE, W. KUNDEL & K.-F. SCHREIBER (1992): Möglichkeiten und Grenzen der Eingriffsregelung am Beispiel von Bremen-Niedervieland. UVP-Report 6: 233 – 240.
- KUNDEL, W. (1991): Die Neuanlage von Gewässern in der Flußmarsch als Ausgleichsmaßnahme aus vegetationskundlicher Sicht. Landschaft u. Stadt 22 : 155-159.
- KUNDEL, W. (1993): Vegetationskundliche und planerische Aspekte zur Wasservegetation im Niedervieland unter Berücksichtigung neuangelegter Kleingewässer. In: Glandt, D. (Red.): Mitteleuropäische Kleingewässer. Ökologie, Schutz, Management. – Metelener Schrift.r. Naturschutz 4: 223-234.
- RADEMACHER, U. (1991): Folgeuntersuchungen zum Schlupferfolg von Libellen im Grabensystem des Niedervielandes bei Bremen im Jahre 1990. Dipl.arb. Inst. Geogr., Lehrstuhl Landschaftsökologie, WWU Münster, 97 S.
- TSCHARNTKE, E. (1990): Untersuchungen zum Schlupferfolg von Großlibellen im Grabensystem des Niedervielandes bei Bremen. Dipl.arb. Inst. Geogr., Lehrstuhl Landschaftsökologie, WWU Münster, 106 S.

Anschrift der Verfasser:  
Landschaftsökologische Forschungsstelle  
Bremen  
Am Wall 164  
28195 Bremen  
Tel. 0421/328231



VERLAG  
GÜNTER  
HEIMBACH

---



ISBN 3-9803862-0-1