

Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz
vorm. Norddeutsche Naturschutzakademie

NNA

Berichte

8. Jahrgang, Heft 2, 1995



Regeneration und Schutz
von Feuchtgrünland

 Niedersachsen

NNABer.	8. Jg.	H. 2	129 S.	Schneverdingen 1995	ISSN: 0935-1450
Regeneration und Schutz von Feuchtgrünland					

Herausgeber und Bezug:
Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz
Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen,
Telefon (051 99) 989-0, Telefax (051 99) 432

Für die einzelnen Beiträge zeichnen die jeweiligen Autorinnen und Autoren verantwortlich.

Schriftleitung: Dr. Renate Strohschneider

ISSN 09 35 -14 50

Titelfoto: Sumpfschrecke (*Mecostethus grossus*) (Foto: Ch. Zöckler) und Sumpf-Läusekraut (*Pedicularis palustris*)
(Foto: G. Rosenthal).

Gedruckt auf Recyclingpapier (aus 100 % Altpapier)

NNA-Berichte

8. Jahrgang/1995, Heft 2

Regeneration und Schutz von Feuchtgrünland

Inhalt

G. Rosenthal:	Lassen sich Feuchtwiesen wiederherstellen?	2
J. Blankenburg:	Veränderungen bodenphysikalischer Parameter durch Extensivierung und Wiedervernässung	5
B. Scheffer:	Veränderung bodenchemischer Parameter durch Extensivierung und Wiedervernässung	9
T. J. M. Oomes/ R. H. Kemmers:	Effects of raising the groundwater level on availability and uptake of nutrients by grassland	13
A. Grootjans/I. v. Duren:	Qualitative hydrological conditions for the restoration of desiccated fen meadows	16
F. Hellberg/W. Kundel:	Entwicklung winterlich überfluteter Grünlandvegetation	22
M. Hengstenberg/ G. Rosenthal/D. Scholle/ A. Schrautzer:	Quantitative hydrologische Voraussetzungen für die Regeneration von Feuchtwiesen	34
J. P. Bakker/R. M. Bekker/ H. Olf/R. J. Strykstra:	Bedeutung der Nutrienten, des Samenpotentials und der Ausbreitungsstrategien von Pflanzenarten für die Regeneration von Feuchtwiesen	42
D. Maas:	Untersuchungen zu Interaktionen zwischen Pflanzenarten des Feuchtgrünlandes	47
A. Schopp-Guth:	Populationsbiologische Merkmale von Feuchtwiesenpflanzen und ihre Bedeutung für die Renaturierung	57
K. Handke:	Bedeutung von neugeschaffenen Überflutungsflächen für Rast- und Brutvögel (Beispiel: Brokhuchting in der Bremer Wesermarsch)	64
J. Hildebrandt:	Anpassungen der Wirbellosenfauna an Überschwemmungen und erhöhte Wasserstände	81
W. Koerselman/ J. T. A. Verhoeven:	Restoration of eutrophicated fen ecosystems; external and internal nutrient sources and restoration strategies	85
P. Schwartze:	Effizienzkontrolle bei der Betreuung von Feuchtgrünlandsschutzgebieten im Kreis Steinfurt (NRW) – Konsequenzen für eine extensive Nutzung	94
J. Zeitz:	Kartierung und Bewertung der Niedermoorböden im Oberen Rhinluch (Brandenburg)	103
N. Knauer:	Naturschutz und Landwirtschaft – aktuelle Konflikte und Perspektiven	108
T. Garden/J. Wilke:	Die Umsetzung des Feuchtgrünlandsschutzprogrammes im Landkreis Wesermarsch	116
E. A. Abbenseth:	Die Zusammenarbeit mit dem Naturschutz bei der Umsetzung des Feuchtgrünlandsschutzprogrammes aus Sicht der Landwirte im Arbeitskreis „Naturschutz und Landwirtschaft“ in der Wesermarsch	117
B. Bölscher:	Grünland – schützenswertes Kulturland: Was interessiert den Naturschutz am Grünland?	118
I. Faída:	Naturschutz-Entwicklungskonzeption für die Leda-Jümme-Niederung	123

**Alfred Toepfer Akademie
für Naturschutz
Hof Möhr
D-29640 Schneverdingen**

Lassen sich Feuchtwiesen wiederherstellen?

von Gert Rosenthal

Vor 50 Jahren waren „die Heiden noch weit und die Wiesen noch bunt. Hochmoore und Sümpfe waren wild und einsam ...“ schreibt H. Ellenberg im Nachwort zu seinem Buch „Vegetation Mitteleuropas“. Heute sind solche Landschaften im norddeutschen Raum nicht mehr zu erleben. Vergleichbares erschließt sich nur, wenn wir in fremde Gebiete reisen, z.B. in die Biebrza-Sümpfe Nordostpolens, oder wenn wir alte Karten und Dokumente der norddeutschen Landschaft studieren. So fand ich vor kurzem eine alte, handkolorierte Vegetationskarte des Blattes Gnarrenburg im Maßstab 1:25000, die im Jahre 1933 im Rahmen der landesweiten Kartierungen der Zentralstelle für Vegetationskartierung in Stolzenau angefertigt worden war. Sie betraf ein Gebiet am Nordrand des Teufelsmoores im Übergang zum Ostetal, das ich aus der heutigen Sicht sehr gut kenne. Auf Hochmoorböden waren Feuchtheiden, in den Flußniederungen artenreiche Feuchtwiesen verzeichnet. Aus der Kenntnis der heutigen Situation verstand ich mit einem Schlag das oben angeführte Zitat (der Autor der Karte war derselbe) als historische Wirklichkeitsbeschreibung einer heute, nach 60 Jahren vollkommen veränderten Agrarsteppe. Was dieser Landschaft heute fehlt, ist das Wasser, und damit die feuchteadaptierten Lebensgemeinschaften, die die alten Karten ausweisen; noch bis in die 50er Jahre waren 50 % des nordwestdeutschen Grünlandes Sumpfdotterblumenwiesen, Pfeifengraswiesen und Seggenrieder (Meisel und Hübschmann 1976). Ihr drastischer Rückgang seitdem wurde inzwischen aus verschiedensten Gebieten belegt und quantifiziert (Berning et al. 1987, Succow 1987, Ganzert und Pfadenhauer 1988, Rosenthal und Müller 1988, Böttcher und Schlüter 1989, Dierschke und Wittig 1991, Frese 1994, Schröder 1995).

Die Suche nach den Ursachen dieser tiefgreifenden Veränderungen führte dabei übereinstimmend zur Land- und Wasserwirtschaft als Hauptverursacher:

durch Grundwasserabsenkung, Flußbegradigung, Polderung und Eindeichung, Intensivnutzung und Düngung oder gar Umbruch wurde die durch angepaßte Nutzung entstandene bäuerliche Kulturlandschaft und die Grundlage für die Existenz der Feuchtgebietslebensgemeinschaften im Laufe der Jahre systematisch zerstört. Das Fazit: es ist nicht mehr viel zu erhalten von den von Dierssen (1988) und Preisig (1984) als „gefährdet“ eingestuften Feuchtwiesen, weil nichts oder nur noch wenig da ist. So sind im Elbe-Weser-Dreieck zwischen Bremen, Hamburg und Cuxhaven nur noch ca. 5 % des Grünlandes als wertvoll im Sinne der Roten Liste der Pflanzengesellschaften einzustufen (Rosenthal et al. 1996).

Die Aufgabe des Naturschutzes besteht somit nicht mehr nur in der Erhaltung, sondern zunehmend in der Renaturierung von zerstörten Lebensräumen (Pfadenhauer 1990). Zur Begründung ergeben sich eine Vielzahl von Gesichtspunkten des abiotischen und des biotischen Ressourcenschutzes. Für die organischen Böden der Feuchtgebiete gilt es, ihre ursprüngliche Funktion als Stoffsenke (Torfbildung) zu reaktivieren und die heute ins Gegenteil verkehrte Funktion als Stoffquelle einzuschränken. Zentrale Punkte sind der Bodenschutz durch die Verhinderung des weiteren Torfabbaus sowie der Grundwasser- und Gewässerschutz durch die Reduzierung der Nährstoffauswaschung. Noch ungeklärt scheint die Frage der Bilanzierung klimarelevanter Gase in entwässerten bzw. wiedervernähten Mooren. Der Dreh- und Angelpunkt für die Wiederherstellung naturnäherer Bedingungen in Feuchtwiesenökosystemen ist das Wasser: nur ausreichend Wasser in der richtigen Qualität und Verteilung über das Jahr führt zur Reduzierung der Abbauprozesse und möglicherweise wieder (sofern torfbildende Pflanzenarten einwandern) zu einem Torfwachstum. Die Frage ist, ob und wenn ja, wie schnell so die Grundlage für die Wiederansiedlung einer feuchtgebietstypischen

Flora und Fauna geschaffen werden kann, die heute vielfach auf kleine Restpopulationen zurückgedrängt ist. Viele der betroffenen Arten lassen sich dauerhaft in solchen isolierten, immer kleiner werdenden Restpopulationen nicht erhalten (Oostermeijer et al. 1994a und b, Fink 1996).

Hier ist die Zusammenarbeit und Integration von Ergebnissen aus unterschiedlichen ökologischen Teildisziplinen erforderlich, die bisher kaum zusammengearbeitet haben. Es bleibt und verstärkt sich der Anspruch, Forschungskonzepte interdisziplinär zu planen, durchzuführen und auszuwerten. Dabei ist einerseits die Fähigkeit gefragt, Fragen an die Nachbardisziplinen zu stellen, und andererseits die Bereitschaft, eigene originäre Forschungsinteressen im Dienste des Gesamten zeitweilig zurückzustellen. Durch die Beiträge dieser Tagung sind die Rahmenbedingungen, Chancen, Grenzen und Zeitmaßstäbe für die Renaturierung von Feuchtwiesen klarer geworden. Ich möchte einige besonders interessante Gesichtspunkte aufgreifen und im folgenden resümieren.

Es zeigte sich, daß eine Renaturierung, also die Herstellung naturnäherer Zustände durch Wiedervernässung erreicht werden kann. Für den weitergehenden, im Titel dieser Tagung avancierten Anspruch der Regeneration, d.h. der exakten Wiederherstellung des Ökosystems an seinem ehemaligen Standort müssen aus der Sicht der unterschiedlichen Teile dieses Systems sehr unterschiedliche Einschätzungen hinsichtlich der Erfolgchancen und der zugrundeliegenden Zeitmaßstäbe abgegeben werden. Beim Boden ergab sich die wichtige Frage, inwieweit eine Wiedervernässung möglich ist und wie diese auf den Nährstoffhaushalt Einfluß nimmt. Offenbar sind die durch die Entwässerung und Düngung von Torfböden herbeigeführten Prozesse der Vererdung, Schrumpfung und Sackung irreversible oder zumindest schwer reversible Vorgänge. Diese degenerierten Torfe haben ihre hohe Wasserspeicherkapazität durch die Verringerung des Porenraumvolumens und des Anteils pflanzenverfügbaren gespeicherten Wassers eingebüßt. Bei Wiederanfeuchtung der Torfe ist die Rückquellung durch Wasseraufnahme gering. Die Standorte bleiben daher wechselfeucht

(Beitrag von *Blankenburg*). Die Dauerfeuchte kann auch durch die seitliche Einsickerung von eingestautem Grabenwasser nicht gewährleistet werden, weil die Wasserleitfähigkeit der Torfe nicht ausreicht (*Hennings* 1994, *Schmidt* 1994). Eine Wasserbevorratung für die Sommermonate kann wohl am ehesten durch möglichst hohen Überstau im Frühjahr gewährleistet werden. Vielleicht könnten noch funktionierende Dränsysteme genutzt werden!

Welchen Effekt Wiedervernässungsmaßnahmen auf den Nährstoffhaushalt des Bodens haben, zeigten die Beiträge von *Koerselman*, *Oomes* und *Scheffer*. In nassen Böden mit hohen Wasserständen ist die Stickstoffmineralisation in der Regel herabgesetzt (*Grootjans* et al. 1985, *Uchtmann* 1994). Es wird also weniger pflanzenverfügbares Ammonium und Nitrat gebildet. Stickstoff muß aber nicht der ertragslimitierende Nährstoff sein. In N-eutrophierten Niedermooren sind dies Phosphat oder Kalium (Beiträge von *Oomes* und *Koerselman*, *Kapfer* 1988, *Egloff* 1987, *Schwartz* 1992), was den Beitrag der Wiedervernässung für die Ertragsreduzierung in Frage stellt. Die Verfügbarkeit von Phosphat z. B. wird nämlich durch die mit der Vernässung einhergehende Verringerung des Redoxpotentials erhöht, so daß nach Wiedervernässung in P-limitierten Systemen eher höhere denn niedrigere Erträge zu erwarten sind (Beiträge von *Koerselman* und *Scheffer*, *Feige* 1977). Die Frage ist dann, ob vor die Wiedervernässung nicht eine Phase der Aushagerung des entsprechenden ertragslimitierenden Nährstoffes eingeschaltet werden müßte. Als Voraussetzung für die Etablierung neuer Arten müßten Ertragswerte von ca. 20–40 dt/ha (maximal standing crop) erreicht werden (Colimitierung des Pflanzenwachstums durch mehrere Nährstoffe auf niedrigem Niveau, Beiträge von *Oomes*, *Scheffer* und *Koerselman*, *Kapfer* 1988, *Bakker* 1989, *Oiff* et al. 1992). Die dadurch eingeleitete Förderung von Pflanzenarten mit höherer Nährstoffeffizienz und Lebensdauer, schlechteren C/N-Werten und schlechterer Abbaubarkeit ihrer Streu (insgesamt also verringertem Nährstoffumsatz im System) könnte die Sukzession zu einer torfbildenden Vegetation (z. B. von Seggenbeständen)

beschleunigen (Stoffsenke). Die Qualität des Überflutungswassers ist generell bei Wiedervernässungsmaßnahmen hinsichtlich des Regenerationszieles zu überprüfen: bestimmte Pflanzengesellschaften sind an bestimmte Wasserqualitätstypen gebunden, so daß z. B. nicht in jedem Falle mit eutrophiertem Flußwasser gearbeitet werden darf (Beitrag von *Grootjans*, *Bakker* et al. 1987). Außerdem erhöht verschmutztes Flußwasser die „interne Eutrophierung“ eines Standortes, indem es die Mobilität von bodenbürtigem Phosphat erhöht (*Koerselman*).

Die bisher beobachteten biozönotischen Veränderungen bei Wiedervernässung sind aus Sicht der verschiedenen Tier- und Pflanzengruppen sehr unterschiedlich zu beurteilen. Aus vegetationskundlicher Sicht verliefen die bisher durchgeführten Experimente wenig erfolgreich (Beitrag von *Hellberg* und *Kundel*). Innerhalb der bis jetzt vorliegenden Sukzessionsserien von maximal 10 Jahren wurden die an trockeneren Standortsbedingungen adaptierten Ausgangspflanzengesellschaften zwar verdrängt, aber nicht, wie erwartet, durch Feuchtwiesengesellschaften (z. B. Sumpfdotterblumenwiesen), sondern durch Flutrasen und Röhrichte ersetzt. Die entsprechenden Arten sind entweder im Ausgangsbestand in geringen Mengen schon vorhanden oder etablieren sich aus ihrem langlebigen Samenpotential im Boden; andere werden durch Ferntransport ihrer Samen herangetragen (z. B. Rohrkolben). Jedenfalls erlaubt die zunächst noch offene Vegetationsdecke vielen verschiedenen Pflanzenarten, darunter auch kurzlebigen Pionierarten der Schlammufer, die Ansiedlung, so daß die Artenzahlen zunächst stark ansteigen können. Die Ausbreitung wechselseuchteadaptierter Flutrasenarten unterstützt die These der Bodenkundler, daß die Standorte trotz der Wiedervernässungsmaßnahmen wechselseucht bleiben (Beitrag von *Hengstenberg*). Bei sehr langer Überstauung und geringer Nutzung entstehen Röhrichte, wie die großflächigen Flutungspolder im Spreewald dies z. B. belegen.

Positive Entwicklungen ergeben sich in Einzelfällen durch die Wiederansiedlung von Magerkeitszeigern, wenn die biotischen (Samenbank im Boden, Restpopulationen in der Umgebung)

und abiotischen Rahmenbedingungen in Form leicht aushagerbarer Sandböden günstig sind (*Michels* 1993, *Hellberg* 1995). In der Regel wird das fehlende Samenpotential im Boden und die geringe Ausbreitungsfähigkeit von Pflanzendiasporen über größere Distanzen in einer weiträumig ausgeäumten Landschaft mit isolierten Restpopulationen der Zielarten zu einem weiteren Nadelöhr auf dem Weg zur erfolgreichen Regeneration. Es fehlen heute die Überschwemmungen, die früher als landschaftstypisches Verbreitungsagens die Diasporen an die für sie „richtigen“ Standorte brachten. Vielleicht bietet die Verbreitung über Mähmaschinen oder auch die künstliche Einbringung von Samen der Nachbarpopulationen eine Ersatzlösung (Beitrag von *Bakker*).

Die Wirbellosenfauna wurde bisher selten begleitend untersucht. Sie ist mit vielen Arten an hohe Luft- und Bodenfeuchte sowie die Unregelmäßigkeiten des Überflutungsgeschehens adaptiert. Diese spezialisierten Arten zeigen sowohl morphologische, ethologische, wie physiologische Adaptationen (Beitrag von *Hildebrandt*), als auch eine enge Bindung an von Überschwemmungen geprägte Lebensräume (Beitrag von *Andretzke*). Wirbellose wie Wirbeltiere reagieren aber sehr unterschiedlich auf Art und Dauer künstlich initiiert Stau- und Überflutungsmaßnahmen. Wie Untersuchungen aus dem Nordvieland bei Bremen zeigen, werden bei starken Veränderungen der Überflutungsdynamik viele Arten ausgeschaltet und invasive, hochmobile Uferarten gefördert (*Handke* 1993). Die Brut- und Rastvogelbestände in den Überflutungspoldern nahmen zu, ihre Kleinflächigkeit und Störanfälligkeit verhinderte aber vielfach den Bruterfolg (Beitrag von *Handke*).

Die Zerstörung unserer Feuchtwiesenökosysteme ging sehr schnell vonstatten. Für ihre Regeneration dagegen müssen wohl ähnlich wie bei der Wiederherstellung von Hochmooren mehrere Jahrzehnte bis Jahrhunderte (?) veranschlagt werden, weil viele Prozesse schwer reversibel sind. „Das Bestehenbleiben eines Ökosystems hängt immer von ganzen Konstellationen von Faktoren ab: nach Veränderungen ist es nicht so leicht, diese Konstellationen nachzubauen“ (*Gigon* und *Bocherens*

1985). Daraus ergibt sich als Hauptforderung an die Naturschutzpolitik im Bereich des Feuchtwiesenschutzes die *Erhaltung von noch wertvollen Restgebieten*. Für die Regeneration als weitestgehende Forderung des Naturschutzes muß als Resümee dieser Tagung gesagt werden, daß die historischen Leitbilder nur Rahmenkonzepte, langfristige Zielvorstellungen und Bewertungsrichtlinien liefern können. Für überschaubare Zeiträume und zur Bewertung kurz- bis mittelfristiger Veränderungen müssen wir das in solchen Zeiträumen zu erwartende Entwicklungspotential von Landschaften kennen, um hier zu adäquaten Strategien, Kontrollverfahren und Bewertungen zu gelangen. Vor allem müssen wir uns wohl zunächst mit der Renaturierung, der Annäherung an naturnähere Zustände zufrieden geben (vergl. *Pfadenhauer* 1990). Für die Renaturierung der weitgehend zerstörten Niederungsgebiete ist folgendes zu fordern:

- Ausweisung großer Schutzgebiete mit einer Pufferzone, um den Wasserhaushalt steuern zu können und landschaftsweit agierende Prozesse (z.B. Ausbreitung und Reinvansion von Arten) zu ermöglichen.
- Ausdeichung von Binnendeichsflächen entlang der Flüsse zur Wiederherstellung dynamischer Lebensräume (gleichzeitig Schaffung von Retentionsräumen für Überflutungen).
- Nährstoffaushagerung der primär ertragslimitierenden Nährstoffe (z.B. durch Mahd ohne Düngung), Wiedervernässung und langfristige Folgenutzung (z.B. Weide oder Brache) in abgestimmter zeitlicher Reihenfolge, um das Ertragspotential und die Umsetzungsrate von Nährstoffen zu reduzieren (Torfwachstum).
- Wiedervernässung möglichst nicht durch stagnierende Überstauung und nicht durch verschmutztes Flußwasser (große Wassereinzugsgebiete). Besonders wichtig sind hohe Wasserstände im Sommer.
- Entsprechendes Management, wo der spezielle Artenschutz dies erfordert.
- Umwandlung von Acker in Grünland, wo Umbrüche auf ungeeigneten Standorten vorgenommen wurden.
- Durchführung und Erprobung alternativer Nutzungssysteme.
- Entwicklung von Indikationssystemen,

Prognose- und Bewertungsmodellen.

- Wissenschaftliche Begleitung von Wiedervernässungsmaßnahmen (Erfolgskontrolle).

Literatur

- Bakker, J. P., Brouwer, C., Jansen, A., Hof, L. van den*, 1987: Vegetational succession, management and hydrology in a brookland (the Netherlands). – *Acta Botanica Neerlandica* 36 (1), 39–58.
- Bakker, J. P.*, 1989: Nature management by grazing and cutting. – *Geobotany* 14, 400 S.
- Berning, A., Stelzig, V., Vogel, A.*, 1987: Nutzungsbedingte Vegetationsveränderungen an der mittleren Ems. – *Berichte des Internationalen Symposiums IVV, Halle 1987*, 98–109.
- Böttcher, W., Schlüter, H.*, 1989: Vegetationsveränderung im Grünland einer Flußauwe des Sächsischen Hügellandes durch Nutzungsintensivierung. – *Flora* 182, 385–418.
- Dierschke, H., Wittig, B.*, 1988: Die Vegetation des Holtumer Moores (Nordwest-Deutschland). Veränderungen in 25 Jahren (1963–1988). – *Tuexenia* 11, 171–190.
- Dierßen, K.*, 1988: Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. – *Schriftenreihe Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein* 6, 2. Auflage, 157 S.
- Egloff, Th.*, 1987: Gefährdet wirklich der Stickstoff (aus der Luft) die letzten Streuwiesen? – *Natur und Landschaft* 62 (11), 476–478.
- Fink, S.*, 1996: Verbreitung, Ökologie und Populationsbiologie von *Pedicularis palustris* in Niedersachsen. – *Diplomarbeit Univ. Bremen* (in Vorbereitung).
- Frese, E.*, 1994: Wandel des Feuchtgrünlandes im mittleren Ostetal – Ein vegetationsökologischer Vergleich 1964/1993. – *Diplomarbeit an der Universität Bremen*: 135 S.
- Ganzert, Ch., Pfadenhauer, J.*, 1988: Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 16, 64 S.
- Gigon, A., Bocherens, Y.*, 1985: Wie rasch verändert sich ein nicht mehr gemähtes Ried im Schweizer Mittelland? – *Ber. Geobot. Inst. ETH Stiftung. Rübel Zürich* 52, 53–65.
- Grootjans, A. P., Schipper, P. C., Windt, H. J. van der*, 1985: Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. 1. *Calthion palustris* stands. – In: *Changes of groundwater regime in wet meadows* (Universität Groningen), 75–91.
- Handke, K.*, 1993: Auswirkungen winterlicher Überstauungen auf die Fauna eines Grünland-Graben-Gebietes. – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, 22, 57–64.
- Hellberg, F.*, 1995: Entwicklung der Grünlandvegetation bei Wiedervernässung und periodischer Überflutung – Vegetationsökologische Untersuchungen in nordwestdeutschen Überflutungspoldern. – *Dissertationes Botanicae* 243, 271 S.
- Hennings, H. H.*, 1994: Wiedervernässbarkeit von Niedermooren. – *Norddeutsche Naturschutzakademie, Berichte* 2, 86–90.
- Kapfer, A.*, 1988: Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. – *Dissertationes Botanicae* 120, 144 S.
- Meisel, K., Hübschmann, A. von*, 1976: Veränderungen der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit. – *Schriften-Reihe für Vegetationskunde* 10, 109–124.
- Michels, C.*, 1993: Grünlandextensivierung im Feuchtgebiet Saerbeck. Ergebnisse einer vegetationskundlichen Dauerflächenuntersuchung im Rahmen einer Effizienzkontrolle zum Feuchtwiesenschutzprogramm. – *LÖLF-Mitteilungen* 18, 51–55.
- Oiff, H., Berendse, F., de Visser, W.*, 1992: Consequences of changing nutrient supply rates for grassland vegetation 1. Seasonal dynamics of nitrogen mineralization, biomass and tissue nutrient concentration. – In: *On the mechanisms of vegetation succession* (Universität Groningen), 63–79.
- Oostermeijer, J. G. B., van't Veer, R., den Nijs, J. C. M.*, 1994: Population structure of the rare, long-lived perennial *Gentiana pneumonanthe* in relation to vegetation and management in the Netherlands. – *J. of Appl. Ecol.* 31, 428–438.

Oostermeijer, J. G. B., van Eijck, M. W., den Nijs, J. C. M., 1994: Offspring fitness in relation to population size and genetic variation in the rare perennial *Gentiana pneumonanthe* (Gentianaceae). – *Oecologia* 97, 289–296.

Pfadenhauer, J., 1990: Renaturierung von Agrarlandschaften – Begründung, Konzepte, Maßnahmen als Aufgabe ökologischer Naturschutzforschung. – Laufener Seminarbeiträge 3/90, Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, 40–44.

Preisig, E., 1984: Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme der Pflanzengesellschaften in Niedersachsen. – Manuskript, Teil 1, 4, 197 S.

Rosenthal, G., Müller, J., 1988: Wandel der Grünlandvegetation im middle-

ren Ostetal – Ein Vergleich 1952–1987. – *Tuexenia* 8, 79–99.

Rosenthal, G., Kundel, W., Janhoff, D., Hengstenberg, M., Hellberg, F., 1996: Vegetationskundliche Übersicht des Grünlandes im Bremer Raum – Grundlagen zur Konzeption eines Grünlandtypenschlüssels. – Bremer Beiträge zu Naturkunde und Naturschutz 1 (im Druck).

Schmidt, W., 1994: Über den Einfluß der Entwässerung und der Nutzung auf die Gefügestruktur in Niedermoorböden. – Norddeutsche Naturschutzakademie, Berichte 2, 59–63.

Schröder, H., 1994: Wiederholungskartierungen im Grünland der Hammeniederung. – Diplomarbeit Universität Bremen.

Schwartz, P., 1992: Nordwestdeutsche Feuchtgrünlandgesellschaften un-

ter kontrollierten Nutzungsbedingungen. – *Dissertationes Botanicae* 183, 204 S.

Succow, M., 1987: Zum aktuellen Vegetationswandel des Graslandes auf Niederungsstandorten der DDR. – *Hercynia* N. F. 24, 298–305.

Uchtmann, H., 1994: Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt (mit besonderer Berücksichtigung der N-Nachlieferung) in ausgewählten Grünland- und Brachebestände des mittleren Ostetals. – Diplomarbeit Univ. Bremen, 101 S.

Anschrift des Verfassers

Dr. Gert Rosenthal
 Universität Bremen
 Fachbereich 2, Geobotanik
 28334 Bremen

Veränderungen bodenphysikalischer Parameter durch Extensivierung und Wiedervernässung

von Joachim Blankenburg

1. Einleitung

Im Rahmen der Kultivierung wurden Gebiete mit hohem Grundwasserständen entwässert, um tragfähige Standorte zu erhalten, selbst für Wiesen- und Weidenutzung wurden die Grundwasserstände >0,8 m u. GOF abgesenkt. Hierdurch traten Veränderungen auf im Bodenwasser- und Lufthaushalt und hiermit bedingt auch im Wärmehaushalt. Besonders bei organischen Böden (Hochmoor und Niedermoor), die auch nach einer Entwässerung als Grünlandstandorte einzustufen sind, verringerte sich durch Sackung und biochemischen Torfabbau die Geländehöhe; die Rohdichte und Aschegehalte nahmen zu. Die Auswirkungen einer Moorentwässerung sind schematisch in Abbildung 1 dargestellt. Ausgehend von einem wachsenden Hochmoor, das pro Jahr unter norddeutschen Klimaverhältnissen ca. 1 mm/a Wasser mehr(!) speicherte, werden durch die Entwässerung große Wassermengen abgeführt: 70 mm zunächst durch Porenentleerung,

320 mm sackungsbedingt und 8 mm/a durch Torfschwund (Kuntze 1981). Diese am Höhenverlust erkennbaren erheblichen Veränderungen bewirken ein oberflächennah steigendes Substanzvolumen und eine starke Ab-

nahme der schnell dränenden Poren. Hierdurch wird die gesättigte Wasserdurchlässigkeit mit der Entwässerungszeit sehr stark reduziert. Für drei unterschiedliche Torfarten: schwach zersetzten Sphagnum-Braunmoortorf und stark zersetzten Seggen-Braunmoortorf und stark zersetzten Bruchwaldtorf sind die Auswirkungen der Entwässerungszeit auf die Lagerungsdichte und die Porenziffer (Porenvolumen/Volumen der festen Substanz) in Abbildung 2 verdeutlicht. Anhand der Porenziffer lassen sich dann in Abbildung 3 die entsprechend abnehmenden Werte der gesättigten

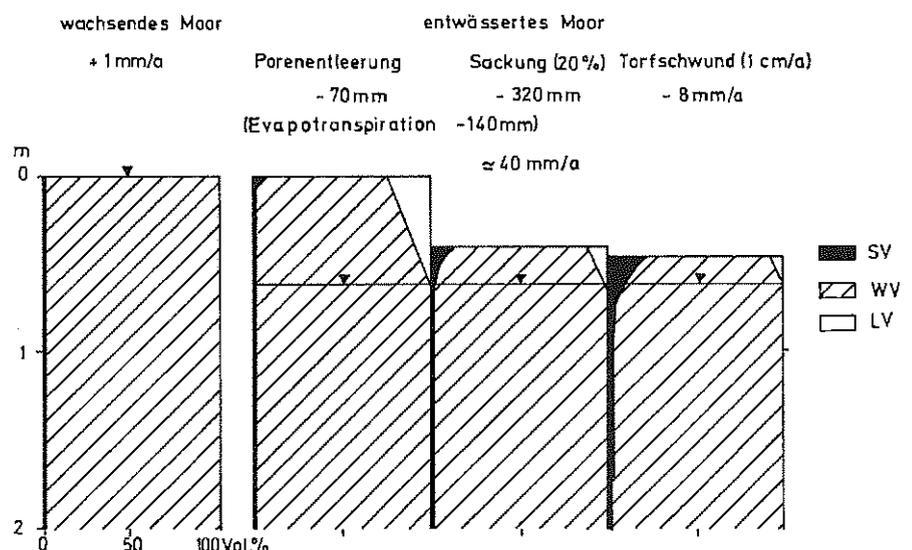


Abb. 1. Die Wasserverluste durch Moorentwässerung (Kuntze 1981).

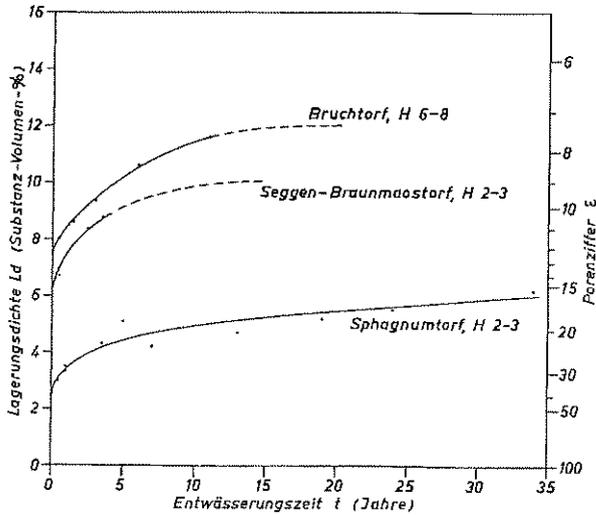


Abb. 2. Lagerungsdichte (L_d) sowie Porenziffer (ϵ) der Torfe in Abhängigkeit von der Entwässerungszeit (t) (Baden und Eggelsmann 1963).

Tab. 1. Wassergehalt im Hochmoorboden (Vol. %) (Maybuscher Moor, Sommer 1905, Tacke 1906)

Tiefe (cm)	nicht gewalzt	gewalzt	Δ
0-5	50,5	64,9	14,4
5-10	68,3	81,1	12,8

Grünlandstandorte bedeutete dies ein Abheben der Grünlandnarbe vom Torfunterboden. Im Bremer Raum ist in den Monaten Januar und Februar alle 2 bis 2,5 Jahre mit Bodenfrost in 0-5 cm Tiefe zu rechnen (Beinhauer und Günther 1990). Durch Walzen wird der Bodenschluß wieder hergestellt. Ein Verzicht des Walzens führt zu einer Reihe von sich z.T. gegenseitig beeinflussenden Prozessen. Zunächst ist einmal mit geringeren Wassergehalten in der Narbe zu rechnen. In Tabelle 1 sind für ein Hochmoor die Wassergehalte ermittelt worden. Ohne Walzen sind die Wassergehalte um 13-14 Vol.% niedriger, wie alte Versuchsergebnisse der „Moorversuchsstation“ zeigen (Tacke 1906). Neuere Untersuchungen von Lehmann (1988) auf Niedermoor bestätigen die Wirkung des Walzens. Das Grobporenvolumen nahm in 1,5-2 dm Tiefe um 6 Vol.% ab, und damit verbunden nahmen die Wassergehalte von 70,5 Vol.% auf 83,7 Vol.% (Differenz = 13,2 Vol.%) zu. Der Verlust des Bodenschlusses der Grasnarbe führt zu lückigeren Grasbeständen. Da Befahrbarkeit und Trittfestigkeit eines Moorstandortes entscheidend von der Grasnarbe mitbestimmt werden, ist in den sich dann einstellenden Bestandeslücken mit einer schlechteren Befahrbarkeit zu rechnen. So nehmen die Eindringwiderstände, ein Maß für die Befahrbarkeit, um mehr als 50 % in 0-10 cm u. GOF ab (Schmidt und Rohde 1986).

Eine aufgelockerte Grasnarbe führt auch zu einer Veränderung der Wärmeleitfähigkeit. Beinhauer und Klose (1981) bestimmten in nicht genutztem Grünland bis 10 cm Bodentiefe im Durchschnitt um 1°K niedrigere Bodentemperatur, in Einzelfällen sogar bis 3°K niedrigere als im bewirtschafteten Grünland. Das hat Konsequenzen für den Stickstoffumsatz, also insbesondere für den Niedermoorboden. Im Osterfeiner Moor (FV139 des Bodentechnologischen Institutes) wurden auf

Wasserdurchlässigkeit ermitteln. So führte eine 35jährige Entwässerungszeit bei Sphagnumtorfen zu einer Abnahme der Porenziffer von >30 auf 16, dies bedeutet eine Abnahme der gesättigten Wasserdurchlässigkeit von 3 m/d auf <0,1 m/d (Abb. 3). Weitere physikalische Bodenparameter werden später bei den Auswirkungen einer Wiedervernässung vorgestellt.

2. Auswirkungen durch Extensivierungen

Grünlandextensivierung beinhaltet bei verminderter Düngung eine reduzierte Nutzungsintensität. Aus einer mehrschnittigen Wiese ist eine ein- oder zweischnittige Wiese zu entwickeln bzw. eine entsprechend extensiver genutzte Weide. Zur Förderung der Bo-

denbrüter wird aus naturschützerischer Sicht das Walzen in kritischen Zeiten im Frühjahr untersagt. Für Moorstandorte sind hierdurch wesentliche Änderungen zu erwarten, da das Walzen zur standortgerechten Grünlandbewirtschaftung auf Moor gehört. „Die Wirkung der schweren Walze ist auf Hochmoorgrünland eine Voraussetzung für den nachhaltigen Erfolg, deshalb ganz unerlässlich und kann dort – zur rechten Zeit eingesetzt – nur günstig auf Bodengefüge und Wasserhaushalt wirken“ (Baden 1966). Besonders durch Bodenfrost kommt es zu Hebungen der Mooroberflächen. Das Beispiel einer zu vernässenden Fläche im Leegmoor zeigt bei <-20°C ein Heben der Mooroberflächen um 6 cm (Abb. 4).

Baden (1966) ermittelte 1956 eine frostbedingte Hebung um 4 cm. Für

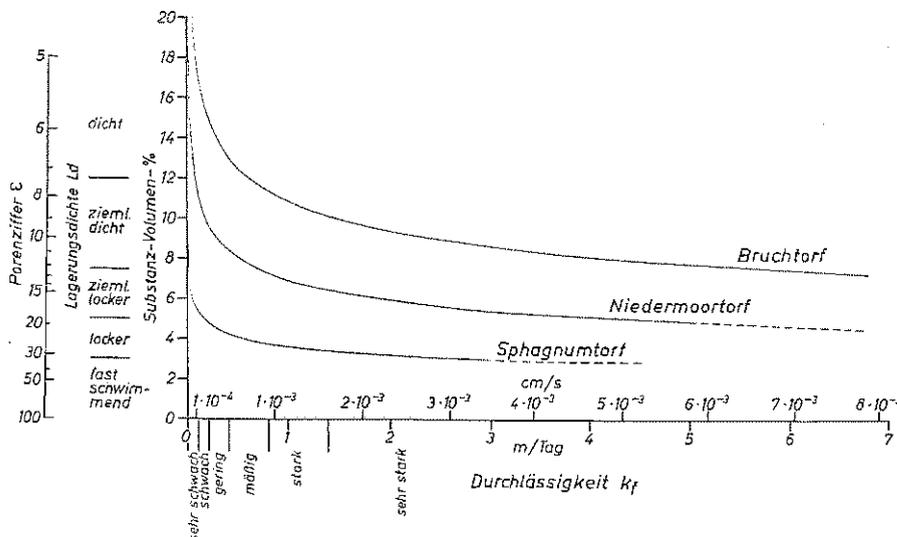


Abb. 3. Beziehung zwischen Durchlässigkeit und Lagerungsdichte sowie Porenziffer der Torfe (Baden und Eggelsmann 1963).

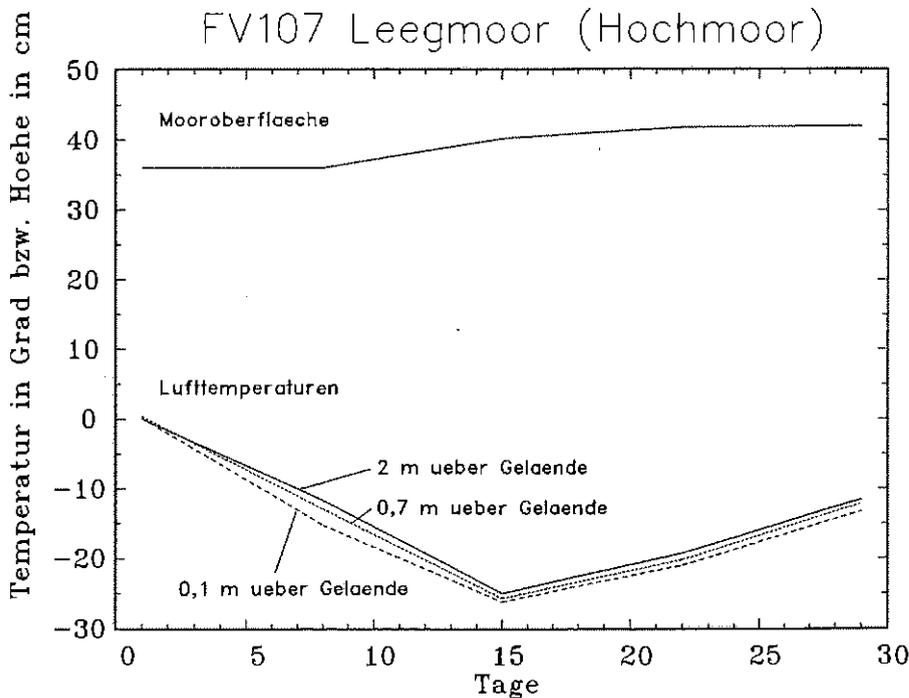


Abb. 4. Höhenänderungen der Mooroberfläche infolge Frost.

nicht gewalzten Flächen deutlich höhere N_{\min} -Gehalte als im gewalzten festgestellt. Höhere N_{\min} -Gehalte sind auch ein Hinweis auf verringerten N-Entzug. Fehlendes bzw. unzureichendes Walzen fördert den Kräuter- und Leguminosenanteil (Reinecke 1933).

3. Auswirkungen von Wiedervernässungen

Ziel von Wiedervernässungsmaßnahmen ist es, die Bodenfeuchte in den obersten Bodenschichten zu erhöhen und möglichst viel Wasser im Winterhalbjahr in den Böden zu speichern, damit Pflanzen mit einem hohen Feuchteanspruch genügend Wasser während der Vegetationsperiode zur Verfügung haben. Dies ist möglich durch Rückhalt von Niederschlagswasser, Anstau oder Einstau über Gräben, Hebung des Grund/Stauwassers und zeitweisen Überstau bzw. Überfluten von Flächen.

Da besonders Niedermoores pedogenetisch verändert werden (Ausbildung typischer Gefügeformen und Horizonte gehemmter Wasserleitfähigkeit), ist nicht zu erwarten, daß die früheren Bodenfeuchteverhältnisse während des Wachsens der Niedermoores sich wieder kurzfristig einstellen.

Ausgehend von einem nicht entwässerten Niedermoor setzen mit der Entwässerung und Nutzung der Niedermoores Prozesse der Vererdung, Vermulmung und Vermurschung ein (Roessmann et al. 1993). Deutliche Abnahmen sind bei der nutzbaren Feldkapazität festzustellen, nur geringe beim Gesamtporenvolumen und deutliche Zunahmen bei der Luftkapazität (Tab. 2) (Zeit 1992).

Schrumpfungsbedingt sind auch Veränderungen in tieferen Bodenhorizonten feststellbar: Abnahme des Gesamtporenvolumens und der nutzbaren Feldkapazität (Tab. 3).

Tab. 2. Bodenentwicklung im Niedermoor – bodenphysikalische Auswirkungen im obersten Bodenhorizont – (Zeit 1992)

Horizont	Glührückstand Gew. %	Porenvolumen Vol. %	Luftkapazität Vol. %	nutzbare Feldkapazität Vol. %	Poren <50–10 µm Vol. %
vererdet	<30	81,6	14,4	37,6	7,1
vererdet	30–50	78,1	16,3	33,1	8,2
vermulmt	<30	79,1	24,4	27,3	6,3

Tab. 3. Einfluß der Entwässerung im Niedermoor – bodenphysikalische Auswirkungen – in tieferen Bodenhorizonten (Seggen-Schilf-Torfe) (Zeit 1992)

Bodenentwicklung	Porenvolumen Vol. %	Luftkapazität Vol. %	nutzbare Feldkapazität Vol. %
nicht geschrumpft	91,1	14,2	58,3
geschrumpft – bis 4 dm u. GOF	88,3	14,7	44,2
– >4 dm u. GOF	87,8	16,4	41,6

Nur ein Auffüllen der Poren im Winter bis auf Feldkapazität führt noch nicht zu einer Vernässung des Standortes. Auch die mit Luft erfüllten Poren gilt es, soweit dies möglich ist, mit Wasser zu füllen. Dies ist im Niedermoor nur durch ein Anheben der Grundwasserstände bis an die Geländeoberfläche möglich.

Die nutzungsbedingt drastische Verringerung der gesättigten Wasserdurchlässigkeit (Abb. 2 und 3) führt zu Problemen bei der Wiedervernässung. Auch ist mit höheren Benetzungswiderständen infolge stärkerer Austrocknung zu rechnen. In vielen Fällen ist daher ein zeitweiliger Überstau der Flächen im Winter unerlässlich.

Gelingt es, das gesamte Luftvolumen mit Wasser im Winter zu erfüllen und ein horizontales Abfließen z.B. mit Hilfe von Verwallungen zu unterbinden, so ist unter Berücksichtigung der in Tabelle 2 und 3 genannten Parameter mit einer Reduzierung der Grundwasseramplituden zu rechnen. In Tabelle 4 wurden hierzu einige modellhafte Berechnungen durchgeführt. In einem nicht geschrumpften Niedermoorboden sind in 0 bis 80 cm u. GOF bei 14,2 Vol. % LK 57 mm Wasser in diesen Grobporen zusätzlich gespeichert. Diese Wassermenge entspricht je nach Entwicklungsgrad der Torfe einer Absenkung der Grundwasserstände z.B. bei einem bereits vermulmten Niedermoorboden bis 0,47 m u. GOF (letzte Spalte Tab. 4). Zusätzliche Verringerungen der Grundwasseramplituden sind durch Rückquellen denkbar.

Für alle Beispielsberechnungen wurde die gleiche gespeicherte Wassermenge in den Grobporen von 57 mm unterstellt.

Tab. 4. Errechnete Grundwasseramplituden in Abhängigkeit des Bodenentwicklungsstandes der Niedermoore

	LK %	Grundwasser m u. GOF	
		Winter	Sommer
nicht geschrumpft	14,2	0	0,80
geschrumpft	16,4	0	0,69
vererdet	14,6	0	0,78
vermulmt	24,4	0	0,47
falls Rückquellung um 5 % eines vererdeten Niedermoores			
	18,6	0	0,61

Ein Anheben der Grundwasserstände in den Sommermonaten bewirkt auch eine Veränderung der Feldkapazität und nutzbaren Feldkapazität. Die Definition der Feldkapazität lautet (DIN 4047, Teil 10): Wassermenge, die ein Boden maximal gegen die Schwerkraft zurückhalten kann; konventionell der Wassergehalt bei einer Saugspannung von pF 1,8 (pF = Maß für die Saugspannung des Wassers im Boden lg hPa) (pF 1,8 entspricht 60 cm WS = Grundwassertiefe [Tab. 5]). Da ein pF-Wert von 1,8 im Gleichgewicht mit dem Grundwasserstand bei höheren Grundwasserständen als 60 cm u.GOF nicht mehr erreicht wird, sind entsprechend höhere Werte der nutzbaren Feldkapazität zu erreichen (Tab. 5). Mit der Wiedervernässung ist also mit einer Zunahme der „nutzbaren Feldkapazität“ zu rechnen. Eine Rückquellung der Torfe kann die Werte weiter erhöhen.

Grundlagen zur Wiedervernässbarkeit von Niedermooren werden z.Z. in einem vom BMBF geförderten Ver-

Tab. 5. Modellberechnungen zur Feldkapazität und nutzbaren Feldkapazität in Beziehung zum Grundwasserstand – stark zersetzter Torf–

Grundwasser cm u. GOF	pF	Feldkapazität	nutzbare Feldkapazität
		Vol. %	Vol. %
60	1,8	65	30
40	1,6	66	31
20	1,3	67	32
10	1,0	68	33
0	–	72	37

(pF-Daten aus Kuntze et al. 1988)

bundvorhaben „Ökosystemmanagement für Niedermoore“ in fünf Niedermooren Norddeutschlands durchgeführt (Kuntze und Blankenburg 1992).

4. Diskussion

Durch Extensivierungsmaßnahmen und Wiedervernässungen von Niedermooren sind bodenphysikalische Veränderungen zu erwarten. Da aber durch die bisherige Entwässerung und Nutzung der Niedermoore Prozesse eingeleitet wurden, die z. T. zu irreversiblen Veränderungen der Torfe führten, ist bei allen geplanten Maßnahmen zunächst die Wiedervernässbarkeit zu prüfen. Bereits Tacke schreibt 1906 über die Probleme des Grabenanstauses in Niedermooren: „... selbst das starke Anstauen vermag den Grundwasserspiegel innerhalb der Beete nur wenig zu heben, weil der Verbrauch von Wasser durch die Vegetation und Oberflächenverdunstung größer ist als der Zulauf von solchem aus den angestauten Beetgräben in das Beetinnere.“ Der Abstand der Beetgräben betrug nur 40 m! Es deutet sich hier an, daß versucht werden muß, soviel wie möglich vom winterlichen Wasserüberschuß in den Böden zu speichern. Nach Modellberechnungen sollte dies möglich sein, ob sich in der Praxis dies so durchführen läßt, ist zu prüfen.

Die dargestellten physikalischen Parameter dürfen auch nicht isoliert betrachtet werden. Wie dargestellt, wird mit der Wiedervernässung der Grundwasserstand angehoben, gleichzeitig wird sich die Sickerwassermenge („Grundwasserneubildung“) verringern, oberflächennahe Abflüsse können zunehmen (mit und ohne Verwallung), und auch die reale Verdunstung (höhere Verdunstung freier Wasserflächen!) kann zunehmen.

Extensiv genutztes Grünland mit Verzicht auf Walzen bedingt lückige Bestände, in die sich dann anstelle von Gräsern andere Pflanzenarten (Kräuter) ansiedeln. Die Befahrbarkeit und Trittfestigkeit nehmen mangels Wurzelfilz deutlich ab. Auch verändert sich bei freigelegten Torfen die Oberflächentemperatur, stärkeres nächtliches Auskühlen und stärkere tägliche Erwärmung. Nicht gewalzte Flächen führen zu Mindererträgen und veränder-

ten stoffdynamischen Prozessen (Nitrifizierung/Denitrifikation).

Um einem Grünlandstandort im Hinblick auf geplante Extensivierungsmaßnahmen und Wiedervernässungen beurteilen zu können, werden bodenphysikalische Untersuchungen dringend gefordert. Dazu sind Kenntnisse über den Gebietswasserhaushalt unerlässlich.

5. Zusammenfassung

Die wichtigsten bodenphysikalischen Parameter und deren nutzungsbedingte Veränderungen werden aufgezeigt.

Der Verzicht des Walzens, wie aus Naturschutzgründen häufig gefordert, führt besonders nach stärkeren Frostereignissen zu trockeneren Oberböden. Auch läßt die Befahrbarkeit und Trittfestigkeit durch verstärktes Auftreten von Bestandeslücken deutlich nach.

Mit Anheben der Grundwasserstände werden größere Wassermengen im Winter gespeichert. Die Grundwasseramplituden werden in erster Linie vom Grobporenvolumen beeinflusst. Nach vorliegenden Daten nimmt im Niedermoor mit zunehmender Bodenentwicklung die Luftkapazität (= Grobporenvolumen) zu. Es ist mit geringeren Grundwasseramplituden zu rechnen, falls es gelingt, die Böden im Winter bis an oder über Geländeoberfläche zu vernässen.

Da einige pedologische Prozesse als irreversibel einzustufen sind, gilt es, die für eine Extensivierung und/oder Wiedervernässung vorgesehenen Standorte im Rahmen einer bodenkundlichen Kartierung neu zu bewerten. Versuche zu Extensivierungsmaßnahmen sowie Wiedervernässungen sollten neben biotischen auch abiotische Untersuchungen beinhalten.

7. Literatur

- Beinhauer, R., Günther, J., 1990: Agrarmeteorologische Arbeitsunterlagen und Planungshilfen für Norddeutschland. – 316 S., Wissenschaftsverlag Vauk, Kiel.
- Baden, W., 1966: Bewirtschaftung und Leistung des Grünlandes auf „Deutscher Hochmoorkultur“. – Mitt. üb. Arb. Staatl. Moor-Vers.-Stat. 9. 222 Seiten, 113 Abb., 65 Tab., Bremen.

Baden, W., Eggelsmann, R., 1963: Zur Durchlässigkeit der Moorböden. – Z. f. Kulturtechn. 4, 226–254, 13 Abb., 10 Tab., 89 Lit., Berlin.

Kuntze, H., 1981: Bedeutung und Schutz von Mooren und Feuchtgebieten. – Wasser Berlin '81, 273–287. Colloquium Verlag Otto H. Hesse, Berlin.

Kuntze, H., Blankenburg, J., 1992: Der Dümmer im BMFT-Schwerpunktprogramm „Biotopmanagement Niedermoore“. – NNA-Berichte 5/2, 39–42. Schneeverdingen.

Kuntze, H., Roeschmann, G., Schwertfeger, G., 1988: Bodenkunde. – 4. Aufl., 568 S., Verlag E. Ulmer, Stuttgart.

Lehmann, J., 1988: Untersuchungen zur Verbesserung der Pflanzenbestände auf dem Grasland in der Spreeniederung. – Dissertation (A), Humboldt-Universität Berlin.

Reinecke, P., 1933: Der Einfluß des Walzens auf die Bodendichte und den Pflanzenbestand einer Moorwiese. – Mitt. des Vereins zur Förderung der Moorkultur im Deutschen Reich 51, 161–169.

Roeschmann, G., Große-Brauckmann, G., Kuntze, H., Blankenburg, J., Tüxen, J., 1993: Vorschläge zur Erweiterung der Bodensystematik der Moore. – Geol. Jb. F 29, 49 S., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Schmidt, W., Rohde, S., 1986: Untersuchungen zur Befahrbarkeit von Niedermoorgrasland. – Arch. Ackerpflanzbau u. Bodenk. 30, 25–35.

Tacke, B., 1906: Bericht über die Tätigkeit der Moorversuchsstation im Jahre 1905. – In: Protokoll der 56. Sitzung der Centralen-Moor-Commission, 5–27, Buchdruckerei „Die Post“, Berlin.

Zeit, J., 1992: Bodeneigenschaften von Substrat-Horizont-Gruppen in landwirtschaftlich genutzten Niedermooren. – Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 33, 301–307.

Anschrift des Verfassers

Dr. Joachim Blankenburg
 Niedersächsisches Landesamt für
 Bodenforschung
 Bodentechnologisches Institut Bremen
 Friedrich-Mißler-Straße 46/50
 28211 Bremen

Veränderung bodenchemischer Parameter durch Extensivierung und Wiedervernässung

von Bernhard Scheffer

1. Einleitung

Die meisten landwirtschaftlich genutzten Böden zeichnen sich durch eine natürlich hohe Produktivität und Ertragsicherheit aus. Diese wurden auf marginalen Böden auch erreicht durch kulturtechnische Maßnahmen, wie Entwässerung, Tiefumbruch (z. B. von Podsol-, Nieder- und wurzelechten Hochmoorböden), Kalkung, Umwandlung von Grünland in Ackernutzung, Erhöhung der pflanzenverfügbaren Nährstoffe über Mineral- und Wirtschaftsdünger. Letztlich haben diese Maßnahmen auch die biologischen Aktivitäten im Boden erhöht, meßbar z. B. über die Ermittlung der biochemischen Kohlenstoff- und Stickstoffumsetzungen.

In den landwirtschaftlich genutzten Böden sind in den letzten Jahrzehnten die löslichen Phosphatgehalte deutlich angestiegen. Nach Statistiken der Landwirtschaftskammern enthalten 2/3 bis 3/4 der untersuchten Böden sowohl bei Acker- als auch Grünlandnutzung die Pflanzennährstoffe Phosphat und Ka-

lium ab Gehaltsklasse C (= hoch versorgt) und mehr.

Durch die Extensivierung und Wiedervernässung verändern sich langfristig bodenchemische und bodenbiologische Eigenschaften. Die mit diesen Prozessen einhergehenden physikalischen Prozesse sind bei Blankenburg (1996) beschrieben. Die chemischen Umsetzungen in den Böden nach Extensivierung und Wiedervernässung sind so zahlreich, daß hier nur einige wenige besonders wichtige Aspekte berührt werden können. Chemische und biochemische Prozesse bei den Kohlenstoff- und Stickstoffumsetzungen sind kaum voneinander trennbar.

2. Kohlenstoffumsetzungen

2.1 Bodenatmung

Die biochemischen Umsetzungen in Böden lassen sich durch Messung der Kohlendioxidfreisetzung (Bodenatmung) im Brutversuch ermitteln. In Abbildung 1 sind als Beispiel Ergebnisse aus Brut-

versuchen von in Norddeutschland weitverbreiteten Niedermoorböden dargestellt. Recht gut ist erkennbar, daß ein hoher pH-Wert (über 7, in CaCl₂ gemessen) zu wesentlich höherer Kohlendioxidfreisetzung führt als ein niedriger pH-Wert. Darüber hinaus wird die Bodenatmung vom Wassergehalt des Bodens bestimmt. Optimale Umsetzungen werden bei Wassergehalten von 60 bis 80 % der maximalen Wasserkapazität erreicht, das entspricht im Freiland Werten der Feldkapazität. Bei höheren Wassergehalten treten im Boden anaerobe Verhältnisse auf mit dann deutlich geringerer CO₂-Freisetzung. Auch in zu trockenen Böden sind die Umsetzungen vermindert.

Die Erhöhung der biochemischen Aktivität in den Böden führt zu einem Anstieg der Kohlendioxidemission, so daß solche Böden nicht unerheblich zum Treibhauseffekt beitragen können.

Tab. 1. C-Mineralisierung in Moorböden nach Kuntze (1993)

Rohdichte tr. (g/l)	C-Gehalt (tC/ha·1 cm)	Mineralisierung (t/ha)		
		0,5 cm	1,0 cm	2,0 cm
100	5,0	22,5	5	10
200	10,0	5,0	10	20
400	20	10	10	20
600	30	15	30	60

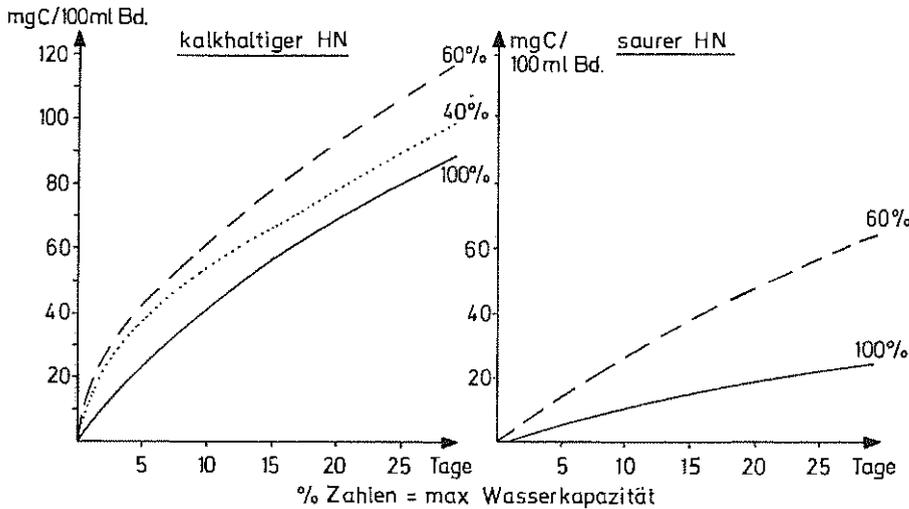


Abb. 1. Kohlendioxidfreisetzung in Niedermoorböden (Brutversuche).

nen. Diese Kohlendioxidemissionen sind besonders hoch in kalkhaltigen Niedermoorböden, abhängig von der Nutzungsintensität und Entwässerung. Nach Kuntze (1993) können infolge des oxidativen Torfabbaus maximal die in Tabelle 1 genannten jährlichen C-Mengen freigesetzt werden. Dieser Kohlenstoff entweicht nicht nur als CO₂ in die Atmosphäre, er dient gleichzeitig den wachsenden Pflanzen als C-Quelle. So werden bei einem Grastrockenmasseertrag von 100 dt/ha rund 4 t Kohlenstoff/ha assimiliert und in Zellulose- und Eiweißbestandteile eingebaut.

2.2 Methangasemission

Unter anaeroben Bedingungen, daher auch bei der Wiedervernässung, wird in Mineral- und Moorböden durch Mikroorganismen Methangas gebildet, das im aeroben Teil des Bodens oxidiert werden kann. Die Methangasbildung in Moorböden ist schon lange bekannt und als Irrlichter beschrieben. In entwässerten Mooren kann Methan auf Grund seiner guten Wasserlöslichkeit nur schwer an die Oberfläche gelangen. Je tiefer die Entwässerung eines Bodens

Tab. 2. Methan-Emission in Niederlande (Franken et al. 1992)

	Methan (kg/ha · a)
Seen	150– 450
Flüsse	30– 80
Bäche	270– 830
Marschböden	550–1670
Niedermoorböden	150– 450

ist, desto geringer sind daher Bildung und Austrag an Methan. Die Methangasproduktion ist eine typische Bildung von Feuchtstandorten. Tabelle 2 zeigt minimale und maximale Werte der Methangasemission aus niederländischen Untersuchungen (Franken et al. 1992).

Wie schon erwähnt, ist die Gefahr des Entweichens von Methan aus dem Boden am höchsten, wenn der Grundwasserstand hoch ist, da dann der aerobe Bereich zur Oxidation von Methan im Boden zu klein ist. Die Bildung von Methan in wiedervernässten Böden, besonders Moorböden, wird durch die Eutrophierung dieser Böden gefördert. D.h. nach langjährig intensiver landwirtschaftlicher Nutzung geben Böden nach Wiedervernässung mehr Methan in die Umwelt ab als extensiv oder überhaupt nicht landbaulich genutzte Böden. Bei Anaerobie kann auch Distickstoffoxid entweichen, wie noch später auszuführen ist.

3. Nährstoffhaushalt im Boden

Neben den Kohlenstoffumsetzungen interessieren vor allem das Verhalten der Makronährstoffe Stickstoff und Phosphor bei Extensivierungsmaßnahmen. Kalium wird nur in Lehm- und Tonböden gebunden und unterliegt daher in den meisten Böden schnell der Auswaschung. Anders verhalten sich die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff.

3.1 Stickstoff

Wie die Kohlenstoffumsetzungen werden die Stickstoffumsetzungen in Mi-

neral- und Moorböden durch die Aktivität der Bodenorganismen geprägt.

Grünlandböden haben bei sonst gleichen Standortverhältnissen gegenüber Ackerböden einen fast doppelt so hohen Humusgehalt, das heißt auch der Stickstoffgehalt dieser Böden ist erhöht. Extensiv genutzte und nährstoffarme Grünlandstandorte weisen immerhin noch jährliche N-Mineralisationsraten von 40–70 kg N/ha, Niedermoorböden zwischen 400 und 900 kg N/ha und Jahr und Hochmoorböden 100 bis 200 kg N/ha und Jahr auf (Kuntze und Scheffer 1992). So mineralisierter Stickstoff wird zum Teil von den Pflanzen aufgenommen, im Boden festgelegt, er kann aber auch als Nitrat ausgewaschen oder denitrifiziert werden.

Lange mit Wirtschaftsdüngern gedüngte Böden zeigen besonders hohe N-Mineralisationsraten, wie aus Brutversuchen von Werner et al. (1985) abzulesen ist (Tab. 3). Wenn kein Stickstoffexport über Pflanzen möglich ist, werden solche mineralisierten Stickstoffmengen letztlich als Nitrat im Winter ins Grundwasser ausgewaschen.

Tab. 3. N-Mineralisierung (Brutversuch) (Werner et al. 1985)

	N-Mineralisierung (mg N/kg Boden) in 13 d
Mineraldüngung	15,8
Gülldüngung (90 m ³ /ha)	20,7
Gülldüngung (hohe Gaben) vor 8 Jahren beendet	18,9

Ähnlich wie bei der Bodenatmung werden bei Wiedervernässung die Prozesse der Mineralisation vermindert. Da dann gleichzeitig auch die Nitratbildung gehemmt ist, ist bei diesen Standorten mit reduzierten Nitratausträgen in die Vorfluter zu rechnen.

Ammonium- und Nitrat-Untersuchungen auf über 20 Jahre alten Sukzessionsflächen (FV 58, 59 und FV 61, siehe Bartels 1993) ergaben, daß durch die Extensivierung die N-Umsetzungen im Vergleich zu Grünlandnutzung (Wiese) nicht verändert werden (Tab. 4). Bei Aufforstung von Niedermoorstandorten können sogar hohe Nitratgehalte im Boden auftreten.

Tab. 4. Ammonium- und Nitrat-N-Gehalte aufgelassener Flächen im Herbst in kg N/ha (Mittelwerte 1988–1993)

Boden	kg N/ha
Marschboden	
F. Sukzession	45
Grünland	54
Niedermoor	
F. Sukzession	55
Aufforstung	118
Hochmoor	
F. Sukzession	33
Grünland	45

Der Nitrataustrag aus Grünlandböden ist relativ gering und liegt in der gleichen Größenordnung wie unter Wald. Die Pflanzen des Grünlandes vermögen über einen langen Zeitraum Stickstoff zu binden und somit vor einer Auswaschung zu bewahren. Erst wenn Grünlandböden hoch mit Stickstoff (>200 kg N/ha) gedüngt bzw. intensiv beweidet werden, steigt auch hier der Nitrat-N-Austrag an mit Konzentrationswerten im Sickerwasser, die deutlich über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung liegen.

3.2 Denitrifikation in Niedermoorböden

Wasseranstaup (Wiedervernässung) fördert anaerobe Prozesse, wie die Denitrifikation. Dabei wird Nitrat letztlich in elementarem Stickstoff reduziert. Dieser Prozeß läuft im Boden oberhalb 5°C ab mit Temperaturoptimum bei 20–25°C, also vorwiegend im Sommer. Bedingung ist Anaerobie (Sauerstoffgehalt <16 %). Unter Bewuchs ist infolge der CO₂-Ausscheidungen der Pflanzenwurzeln die Denitrifikation höher als unter Schwarzbrache. Die Denitrifikation scheint in Niedermoorböden eine größere Rolle zu spielen als in Mineralböden. Sie ist weniger vom Boden-pH-Wert als vielmehr vom Vorhandensein leicht abbaubarer organischer Substanz abhängig (Richter 1987). So fördern Wirtschaftsdünger und Komposte die Prozesse der Denitrifikation.

Endprodukte der Denitrifikation sind N₂, aber auch N₂O. In sauren Niedermoorböden wird unter anaeroben Bedingungen vorwiegend N₂O gebildet. Freilandmessungen aus den relativ trockenen und warmen Jahren 1991

und 1992 auf einem sauren Niedermoorboden (Grünland, Mittelbauer) ergaben, daß 16–20 kg N₂O/ha·a an die Atmosphäre abgegeben werden in den Varianten ohne Stickstoffdüngung, eine Stickstoffdüngung bis 125 kg N/ha erhöhte die N₂O-Abgabe nicht (Kuntze et al. 1993). Nach Franken et al. (1992) ist die Emission an N₂O in Feuchtgebieten mit Werten zwischen 3–13 kg N₂O-N/ha·a im Vergleich zu anderen Gebieten besonders hoch.

Im Boden selbst können noch wesentlich höhere Konzentrationen an Distickstoffoxid auftreten. N₂O ist relativ gut wasserlöslich und gelangt bei tieferer Entwässerung kaum an die Bodenoberfläche und in die Atmosphäre.

3.3 Phosphor

Die landwirtschaftlich genutzten Böden sind in der Regel phosphatreich. Grünlandböden enthalten Phosphate vorwiegend in den oberen Zentimetern, da hier die Düngemittel fast ausschließlich auf die Grasnarbe ausgebracht werden (Kuntze 1982). Mit zunehmender Tiefe nehmen die pflanzenverfügbaren Phosphatgehalte deutlich ab, so daß die Pflanzenwurzeln auf dem Grünland nicht tiefer wurzeln müssen. Die durch Phosphat verursachte „Kopflastigkeit“ der Grünlandstandorte ist mit einer Ursache des häufigen Umbruchs mit nachfolgender Grünlandneuansaat.

Phosphathaltige Standorte lassen sich nur sehr langfristig durch eine Nutzung hagen, da auch bei intensiver Nutzung nur maximal 30 kg P/ha·a entzogen werden können. Mineralböden enthalten im Mittel, wenn sie nicht überdüngt sind, 2000 bis 3000 kg P/ha in 0–30 cm, von denen aber nur ein geringer Teil (ca. 10–20 %) pflanzenverfügbar ist. Wird aber bei der Hagerung auf eine Stickstoffdüngung verzichtet, dauert die Hagerung, da die Erträge zurückgehen, noch wesentlich länger.

Bei der Vernässung phosphathaltiger Standorte wird die Löslichkeit der wasserunlöslichen Phosphate durch Reduktion von Eisen(III)phosphaten gefördert, wie aus Untersuchungen von Diaz et al. (1993) abzulesen ist. Abbildung 2 zeigt, daß die Phosphatlöslichkeit nach Wassereinstau in Niedermoorböden ansteigt. Das führt dann zwangsweise zu höheren Phosphatausträgen in die Vorfluter nach der Wiedervernässung.

4. Schlußbemerkungen

Eine Extensivierung und Wiedervernässung drosselt den Input an Nährstoffen über Mineraldünger, Wirtschaftsdünger, Komposten, nicht aber den Input über die Immission. Neuere Daten an Bodendauerbeobachtungsflächen der Forst in Niedersachsen zeigen, daß der Schwefeleintrag in den letzten 10 Jahren deutlich zurückgegangen ist, der

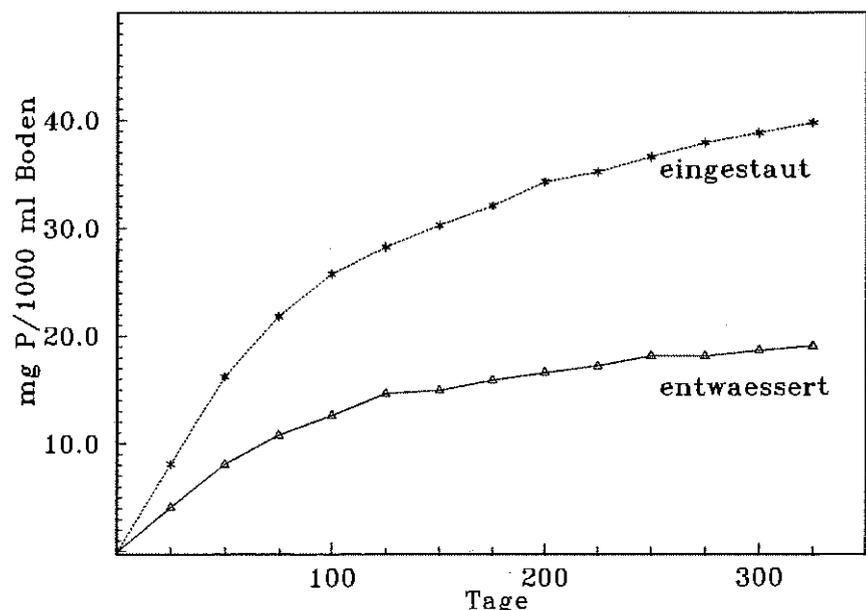


Abb. 2. Phosphatfreisetzung in entwässerten und eingestauten Niedermoorböden (Brutversuch) nach Diaz et al. (1993)

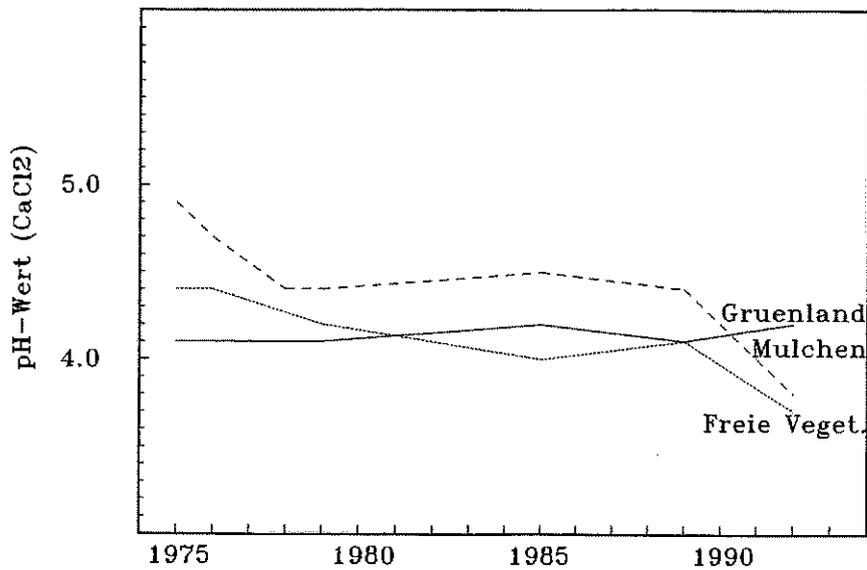


Abb. 3. Veränderung der pH-Werte im sauren Hochmoorboden in Abhängigkeit von der Nutzung.

Stickstoffeintrag – gemessen über Nitrat und Ammonium – nicht weiter angestiegen ist (Meesenburg et al. 1994).

In Tabelle 5 sind die zur Zeit aktuellen Daten aufgelistet. Im Mittel beträgt der Stickstoffeintrag in Niedersachsen im Freiland ca. 20 kg N/ha und Jahr, der Schwefeleintrag ca. 12 kg S/ha und Jahr. Gegen die anthropogen und natürlich verursachte Versauerung kann man den Boden nur schützen, wenn die Kalkung zur Säureneutralisation auf extensivierten Flächen weiter fortgeführt wird.

Die Versauerungsgeschwindigkeit der Böden ist abhängig von den Sorptions- und Puffereigenschaften sehr unterschiedlich. Vor allem pleistozäne Sande und aber auch Hochmoorböden versauern besonders schnell, abhängig von der Nutzung, wie sich sogar am Beispiel eines sauren Hochmoorstandortes darstellen läßt (Abb. 3).

Tab. 5. N- und S-Einträge von Freilandflächen in Niedersachsen nach Meesenburg et al. 1994

Standort	Ammonium-N	Nitrat-N	Sulfat-S (kg S/ha)
	(kg N/ha)		
Westerberg	8,6	5,7	11,1
Heide	16,9	8,1	11,1
Harz	10,5	9,0	12,4
Soiling	10,8	8,0	8,9
Göttinger W.	9,4	9,2	13,3

Unterbleibt die Kalkung und die Versauerung nimmt weiter zu, werden Schwermetalle mobilisiert. Diese werden dann von den Pflanzen aufgenommen. Aber auch eine Verlagerung ins Grundwasser ist zu befürchten.

4. Zusammenfassung

Extensivierung und Wiedervernässung ehemals intensiv genutzter Böden verändern den Stoffhaushalt solcher Böden. Die Kohlenstoff- und Stickstoffumsetzungen werden durch Vernässung verlangsamt, aber anaerobe Prozesse mit der Bildung von Methan und Distickstoffoxid nehmen überhand. Daher ist sehr sorgfältig eine Wiedervernässung abzuwägen. Sie sollte zumindestens so gesteuert werden, daß die Methan- und Distickstoffoxidbildung möglichst gering bleibt.

Eine Hagerung phosphathaltiger Standorte ist nur bei einer intensiven Bodennutzung möglich, bei extensiver Nutzung und Verzicht auf eine Stickstoffdüngung wohl auf den meisten Böden daher kaum verwirklicht. Bei der Vernässung wird die Löslichkeit der Phosphate erhöht mit der Gefahr der weiteren Gewässereutrophierung.

5. Literatur

Bartels, R., 1993: Führer zu den Feldversuchen. 9. Auflage. – Eigenverlag des Bodentechnologischen Instituts Bremen.

Blankenburg, J., 1995: Veränderung bodenphysikalischer Parameter durch Extensivierung und Wiedervernässung. NNA-Berichte (in diesem Heft).

Diaz, A., Anderson, D. L., Hanlon, E. A., 1993: Phosphorus mineralization from histosols of the everglades agricultural area. – Soil Sci. 156, 178–185.

Franken, R. O. G., van Vierssen, W., 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.

Kuntze, H., 1982: Die Anthropogenese nordwestdeutscher Grünlandböden. – Abh. Naturw. Verein Bremen 39, 379–395.

Kuntze, H., 1993: Niedermoore als Senke und Quelle für Kohlenstoff und Stickstoff. – Wasser und Boden 45, 699–702.

Kuntze, H., Scheffer, B., 1992: Änderung von Bodeneigenschaften durch Extensivierung und Flächenstilllegung von Grünland in Niedersachsen. – NNA-Berichte 5, H. 4, 54–59.

Kuntze, H., Scheffer, B., Tschirsich, Ch., 1993: N-Umsatz in Niedermoorböden – Feld- und Lysimeterversuche zur Quantifizierung der Denitrifikation. – DFG-Abschlußbericht.

Richter, G. M., 1987: Die Bedeutung der Denitrifikation im Stickstoffumsatz von Niedermoorböden. – Diss. Uni. Göttingen.

Meesenburg, H., Meiwes, K.-J., Schultz-Sternberg, R., 1994: Entwicklung der atmosphären Stoffeinträge in niedersächsische Waldbestände. – Forst u. Holz (im Druck).

Werner, W., Scherer, H. W., Drescher, D., 1985: Untersuchungen über den Einfluß langjähriger Gülleüdüng auf N-Fractionen und N-Nachlieferung des Bodens. – Z. Acker- u. Pflanzenbau 155, 137–144.

Anschrift des Verfassers

Dir. u. Prof. Dr. Bernhard Scheffer
Niedersächsisches Landesamt
für Bodenforschung
Bodentechnologisches Institut
Friedrich-Mißler-Straße 46–50
28211 Bremen

Effects of raising the groundwater level on availability and uptake of nutrients by grassland

by Thies J. M. Oomes and Rolf H. Kemmers

Introduction

It is expected that in The Netherlands the area of intensive agricultural grassland will decrease considerably. The main reasons are the environmental problems related to intensive land use, the over-production and the high population density. There are plans to use these set-aside grasslands (50,000–100,000 ha) for landscape- and nature-restoration. In many cases the management is then aimed at the restoration of species-rich grasslands. Very often this aim is only expressed in vegetation types that could be restored. As a reference are used the vegetation types which used to occur under conditions of low fertility in the agricultural landscape before the intensification, and which now only can be found in The Netherlands in nature reserves. However, it is not certain that stopping the intensive grassland use will lead to the same vegetation as before the intensification.

To our opinion more attention has to be paid to the restoration of abiotic growing conditions. It is sure that important conditions are a low soil fertility, a raise in groundwater level and another way of grassland management. The grassland types from the past may re-establish when these conditions are created, but new types may emerge. In any case, the grassland production has to decrease to a level of 6–7 tons dry matter per ha per year (Wheeler and Shaw 1991a, Oomes 1992), to allow germination and establishment of new species (Fenner 1978). Grassland management therefore must be aimed at a reduction of the amount of available nutrients in the soil or a reduction of the turn-over rates of nutrients. This can be achieved by stopping the fertilization and removing the biomass by hay making. A lower nutrient availability for the vegetation can also be realized by the manipulation of the groundwater level. A raise of the groundwater level

slows down the rate of internal recirculation of nutrients in the grassland by affecting the mineralization (Meyers et al. 1982, Berendse et al. 1994). Moreover, there is evidence that the ionic composition of groundwater and the presence of basic cations, can strongly affect the nutrient ad- and desorption in the soil. A high Ca-saturation of the soil by Ca-containing groundwater may lower the P-availability by P-precipitation and adsorption it in the soil system (Wheeler and Shaw 1991b, Kemmers 1986).

The data presented here are the results of a 7-year old field experiment that has been started in 1986. The aim is to study the effects of the raise in groundwater level on the nutrient availability in the soil, the dry matter yield and nutrient concentrations in the biomass, and on the nutrient balance of the system. We expected a decrease in grassland production and nutrient uptake after raising the groundwater level, despite the high amount of nutrients in the soil that had been accumulated in the past by the intensive agricultural use. The effects of groundwater and vegetation management on the species diversity and botanical composition are described elsewhere (Oomes and Olff 1996).

Experimental setup

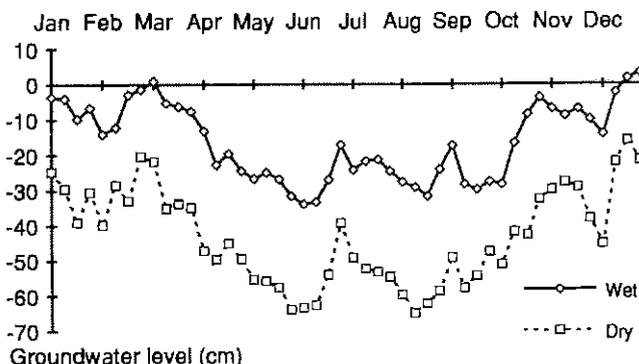
The experiment was carried out on a grassland on a peaty clay layer of 20–80

cm, overlaying a peat soil, and described earlier in Oomes (1991). The grassland was fertilized before 1978, and produced at that time 10–11 tons of dry matter per ha per year. After 1978 fertilization was stopped. At the beginning of the experiment in 1986 pH (H₂O) was 5.7, the clay content 54 g per 100 g DW and the organic matter content 23.8 % DW. In 1985 measures were taken to raise the groundwater level by infiltration of groundwater by drains and by preventing the runoff of rainwater by dykes and by damming the ditches. The nutrient poor groundwater contained small amounts of N, P and K (resp. 0.13, 0.20 and 0.93 mg per liter), but a high amount of Ca (26.0 mg per liter). It was intended that the calcium saturation of the adsorption complex of the soil would increase by the contact with this lithotrophic groundwater. This water type used to enter in this area by seepage before the drainage 50 years ago.

The groundwater level of the dry field followed the water table fluctuations in the surrounding agricultural land. The wet field had a 30 cm higher groundwater level and was flooded in winter. The mean time course of the levels in both fields is given in Figure 1. The grasslands were cut in June and September and the hay of both cuttings was removed (RR). This treatment was replicated on 5 plots of 100 m² per field. A drastic way of soil impoverishment was realized by sod removal (SR) to a depth of 5 cm in 1985, carried out on one plot of 375 m² per field. Since 1987 the re-established vegetation was managed similarly to the undisturbed grassland.

It was expected that the yields of this SR treatment could give an indication of the yields and nutrient concentrations in the biomass, that could be

Fig. 1. Seasonal course of the groundwater level, based on weekly averages in the period 1988–1991.



reached after a longer period of impoverishing the soil of the undisturbed grassland.

Before 1945 the vegetation in this area consisted of species-rich *Junco-Molinion* grasslands. In the early fifties the area was drained, flattened and fertilized. At the beginning of the experiment in 1986, dominant species were *Poa trivialis*, *Ranunculus repens*, *Agrostis stolonifera*, *Lolium perenne* and *Alopecurus pratensis*.

Dry matter and nutrient yield

In 1987, 9 years after stopping the fertilization, the dry matter yields of treatment RR on the dry and rewetted fields were still 6–7 tons (Fig. 2), and decreased thereafter to 5–6 tons. Rewetting caused somewhat lower yields in 1991 and 1992. The vegetation that regenerated after sod removal on the drier field was less productive than that on the RR plots. On the rewetted field the yields were higher after sod removal and increased more rapidly than on the dry field. Sod removal under wet conditions is less effective, possibly as a consequence of the faster re-build up of young soil organic matter. The nitrogen yield shows the same pattern as that of the dry matter. The P- and K-yield of treatment RR decreased, independent of the raise in the groundwater level. Soil impoverishment by sod removal on the longer term did not reduce the yields of P on the wet field, and of K on both fields. So, the drastic way of soil impoverishment is hardly effective under wet conditions. The decrease in yields during the management shows that the availability of nutrients is decreasing. But up till now no effect can be seen of the raise in water level. The time course of the nutrient concentrations also can be used for an indication of the nutrient status. The results of this analysis are presented in (Oomes and Olf 1996). They show that the N availability up till now is not limiting for the grassland production and that on the wet field a limitation of P can be expected. On both fields the time course in K-yield and concentration shows that the amount of available K in this phase of soil impoverishment is limiting for the grassland production as also has been shown by Olf (1992).

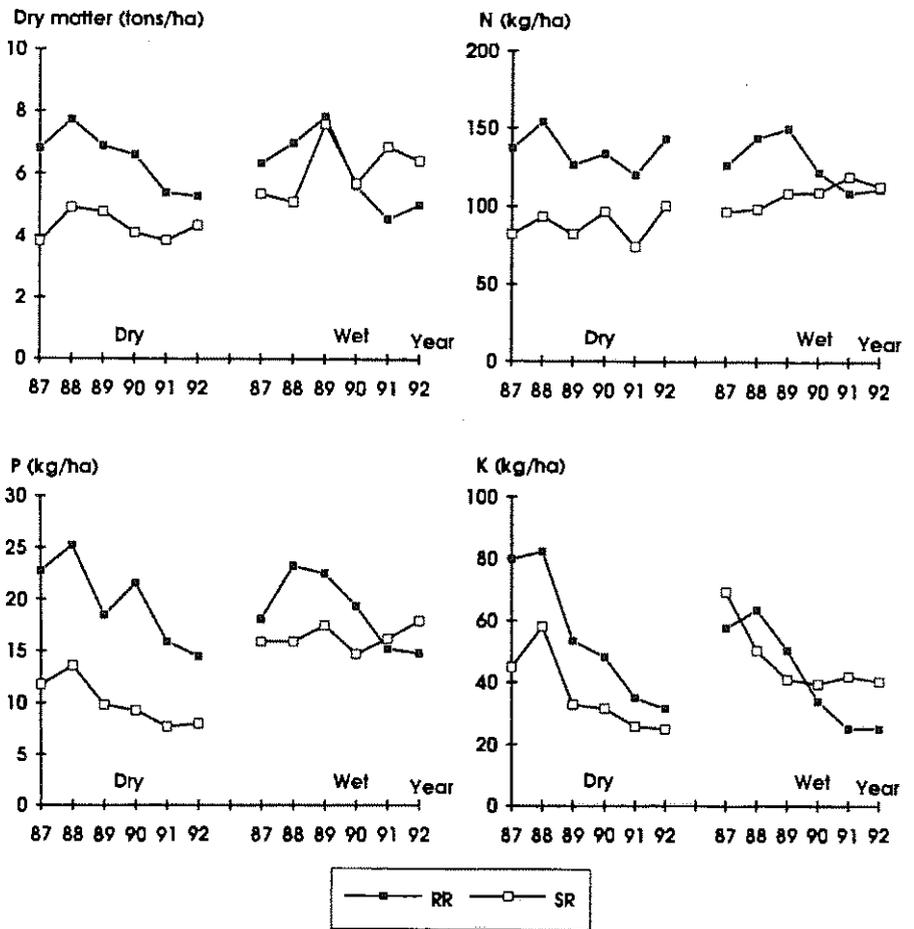


Fig. 2. Dry matter, N-, P-, and K-yield on a dry and rewetted field from 1987 to 1992. RR = 2 cuts, hay removed; SR = sod removed in 1985, 2 cuts and hay removed.

Soil parameters

Soil parameters in the 0–10 cm layer are measured, each sample was composed by bulking of 50 subsamples (Table 1). The tendency in time is estimated by a linear regression model: Y (soil parameter) = aX (time) + b . The significance of the tendency (a) is given by p (a), that of the estimation at the beginning of the experiment by p (b). Only the decrease in P-available (P-water) is significant ($p < 0.01$) on the wet field, and the level in 1993 was lower (Table 1). The effect of transport of Ca^{2+} -ions into the soil by raising the water level is not significant, but after 3 years the Ca content increased. So there is evidence that the P-concentration in the soil will be buffered by a higher Ca-saturation on the longer term. The organic matter content is higher after rewetting and the regression coefficient is positive, so there is evidence that it is increasing. All other parameters fluctuated too much

to show a significant tendency in time, but most levels in 1993 were lower than at the beginning of the experiment. The data show the importance of analysing the variation in space and time of soil parameters during the experiment. By bulking subsamples per year we do not know whether sequential sampling shows effects of treatment in time or of spatial variability. The contradiction between the relative constancy in soil parameters and the decrease in yields and concentrations indicate that these soil parameters only are valuable for a description of the soil impoverishment if the soil variability also can be measured, which is expensive.

Nitrogen mineralization

The N-mineralization in the 0–10 cm soil layer was measured by in situ incubation of undisturbed soil cores during periods of 6–8 weeks in 1989 (Berendse et al. 1994). The total amount of NH_4-N

Table 1. Changes in soil parameters in a dry and wet grassland after raising the groundwater level. The trend is estimated by linear regression $Y(\text{parameter}) = aX(\text{time}) + b$.

Parameter	Field	Time (months)				Trend and probability			
		0	36	60	84	a	P(a)	b	P(b)
Organic matter (10 ³ kg/ha)	Dry	123.8	135	129.1	132	0.078	0.415	126.4	0.001
	Wet	117.2	130.2	130.2	130.6	0.157	0.148	119.9	<0.001
N-total (kg/ha)	Dry	6292	5234	6288	5230	-8.3	0.514	6134	0.009
	Wet	6105	5681	6401	5124	-7.78	0.497	6178	0.007
P-total (kg/ha)	Dry	1044	674	1033	822	-1.44	0.712	958	0.035
	Wet	937	526	800	635	-2.63	0.479	843	0.037
P-anorganic (kg/ha)	Dry	538	415	474	360	-1.77	0.174	526	0.008
	Wet	447	279	294	253	-2.165	0.112	416	0.011
P-available (mMol/m ³)	Dry	27.9	25.4	22.8	12.7	-0.168	0.098	29.7	0.011
	Wet	20.3	12.7	9.3	4.2	-0.188	0.003	20.1	<0.001
K-available (kg/ha)	Dry	10.1	8.8	11.2	5.4	-0.041	0.426	10.7	0.041
	Wet	8.6	10.8	9.2	7.2	-0.017	0.589	9.7	0.022
Calcium (kg/ha)	Dry	459	371	448	429	-0.138	0.874	433	0.009
	Wet	440	349	369	394	-0.553	0.515	412	0.008

produced in the soil after raising the groundwater level was 158 kg per ha, on the dry field 201 kg. Thus, the absolute amount of nitrogen was lower after rewetting, but related to the total pool of soil-N there was no difference (26 and 29 mg N per g soil N per year on the wet and dry field respectively). Rewetting caused a lower mineralization rate in the beginning of the growing season (May), and the maximal rate was reached later in mid summer (July). This can be explained by the temperature dependency of the mineralization, wet soils are colder in spring.

Thus, a raise in groundwater level lowers the N mineralization, the N-

availability and the N-uptake by the vegetation.

Nutrient balance

Table 2 gives a nutrient balance of the grassland and the 0–10 cm soil layer over 7 years. The net export of N and K from the rewetted grassland is lower, that of P is not affected by rewetting. This is also true when the export is expressed as percentage of the total amount in the soil at the beginning of the experiment. This indicates that the raise in water level lowers the nutrient uptake and the grassland production. The high amount of clay and organic

Table 2. Nutrient balance 1986–1992 of a dry and rewetted field, in kg per ha, in the 0–10 cm soil layer. x = unknown. ¹⁾ Berendse et al. (1994).

	N Dry	N Wet	P Dry	P Wet	K Dry	K Wet
Export:						
Nutrient removal						
1986–1992 (7yr)	924	846	133	123	392	275
Denitrification ¹⁾	126	112	0			
Leaching	X	X	0	0	X	X
Total	1050	958	133	123	392	275
Import:						
Dry and wet deposition	283	283	0	0	38	38
N-fixation	0	0				
Infiltration	X	X	0	0	X	X
Total	283	283	0	0	38	38
Loss from soil	767	675	133	123	354	237
As % of the amount in 1986	12.5	10.9	13.8	14.6	25.2	18.6

matter can be responsible for the small effects up till now. A limitation of this balance is, that the export of nutrients by leaching from the soil layer and import by infiltration, are not known. Moreover, reallocation of nutrients from deeper soil layers to upper layers might occur. The figures give an indication of the order of magnitude, but further research must be done to estimate the effect of the quality and quantity of the different water flows through the upper soil layer.

Conclusions and implications for management

The results of our experiment on a peaty clay soil show an effect of the raise in groundwater level to an average of –30 cm in the growing season. The yields of dry matter, N and K are lower. Moreover, there is an indication that the amount of available P in the soil becomes lower by the infiltration with Ca-containing water. The K-availability is not affected by the waterlevel, and is low as a consequence of 14 years of cutting and hay removal.

The organic matter content in the soil tends to increase after a raise in groundwater level, apparently the decomposition of organic matter then is lower. The consequence is an accumulation of the total amounts of nutrients in the soil. Despite that, the availability can be low because this depends on biological and on physical-chemical processes as mineralization, and ad- and desorption.

The level and rate of the N-mineralization become lower by rewetting, but the effect on the dry matter production or the N-concentration in the biomass is less clear. The reason is that in this grassland the N-availability under wet and dry conditions is not limiting the production; this peaty clay contains 6100–6300 kg N per ha in the soil layer of 0–10 cm. In this grassland K is limiting the production, the K-availability in the soil and the K-concentration in the biomass are low.

For an estimation of the effect of a raise in groundwater level on the grassland production, knowledge is required on factors that are limiting this level. This information can be derived relatively easy from data on nutrient yield and concentrations, and only with

great effort from soil analyses, despite that 10–25 % of the nutrients in the soil are removed by the management.

Rewetting can be a tool for restoration management implying soil impoverishment, but its effect depends strongly on the soil type. Especially when the soil is a peaty clay, the raise in groundwater level must be high enough (>–30 cm in summer) to realize water saturated conditions. The effect also depends on the water quality: it has to be nutrient poor and a high calcium concentration can cause a low P-availability.

References

- Berendse, F., Oomes, M. J. M., Altena, H. J., de Visser, W.*, 1994: A comparative study of nitrogen flows in two similar meadows affected by different groundwater levels. – *Journal of Applied Ecology* 31, 40–49.
- Fenner, M.*, 1978: A comparison of the abilities of colonizers and closed-turf species to establish from seed in artificial wards. – *Journal of Ecology* 66, 953–963.
- Meyers, R. J. K., Campbell, C. A., Weier, K. L.*, 1982: Quantitative relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. – *Canadian Journal of Soil Science* 62, 11–124.
- Kemmers, R. H.*, 1986: Perspectives in the modelling of processes in the root zone of spontaneous vegetation of wet and damp sites in relation to regional water management. – *Proceedings and Information CHO-TNO The Hague* 34, 91–116.
- Oiff, H.*, 1992: On the mechanisms of vegetation succession. – Thesis Rijksuniversiteit Groningen.
- Oomes, M. J. M.*, 1991: Effects of groundwater level and the removal of nutrients on the yield of non-fertilized grassland. – *Acta Oecologica* 12, 461–469.
- Oomes, M. J. M.*, 1992.: Yield and species density of grasslands during restoration management. – *Journal of Vegetation Science* 3, 271–274.
- Oomes, M. J. M., Oiff, H.*, 1996: Effects of vegetation management and raising the groundwater table on nutrient dynamics and vegetation change in a wet grassland. – *Journal of Applied Ecology* 33 (1) (in press).
- Wheeler, B. D., Shaw, S. C.*, 1991a: Above-ground crop mass and species richness of the principal types of herbaceous-rich fen vegetation of lowland England and Wales. – *Journal of Ecology* 79, 285–301.
- Wheeler, B. D., Shaw, S. C.*, 1991b: Dereliction and eutrophication in calcareous seepage fens. – In: S. H. Hillier, D. W. H. Walton and D. A. Wells (Eds.), *Calcareous grasslands-ecology and management*. Bluntisham Books, Bluntisham, UK.

Authors' addresses

Thies J. M. Oomes
Institute for Agrobiological and
Soil Fertility (AB-DLO)
PO Box 14
NL-6700 AA Wageningen
The Netherlands

Roif H. Kemmers
The Winand Staring Centre for
Integrated Land, Soil and Water
Research (SC-DLO)
PO Box 135
NL-6700 AC Wageningen
The Netherlands

Qualitative hydrological conditions for the restoration of desiccated fen meadows

by Ab Grootjans and Iris van Duren

Introduction

In the Netherlands over 75 % (ca. 424 000 ha.) of the established wet nature reserves have been affected by a lowering of the groundwater table (Fig. 1), leading to either desiccation of the top soil or to acidification or both (*Bink et al.* 1994). Over 80 000 ha. has been severely damaged. Most of the damage has been caused by agricultural drainage in the surrounding areas, but also the abstraction of groundwater from deep aquifers, the use of sprinkling installations for agricultural crops and the increased evaporation due to afforestation

contributed to the groundwater shortage.

Rewetting, therefore, seems to be a very sensible measure to restore species-rich meadows. Rewetting of desiccated peat soils, however, does not always lead to the restoration of former species rich meadows. Several cases have been reported in which the decline of red list species was accelerated after rewetting (*Grootjans and ten Klooster* 1980, *Grootjans et al.* 1992). This paper will discuss the hydrological conditions which must be fulfilled in order to restore species rich fen- and hay meadows in desiccated nature reserves.

Fens, fen meadows and fen systems

Before discussing some recent experiences with rewetting damaged hay meadows it would be useful to consider the characteristics of these ecosystems. In our view most species rich fen- and hay meadows on peat soils developed from peat forming fen vegetation after farmers started to mow the fen after a slight drainage (*Ellenberg* 1978, see also the contribution of *Schreiber*). We regard fens as continuously wet sites with a mesotrophic (low productivity) vegetation (*Grootjans and van Diggelen* 1995). The vegetation of this site can be a natural peat forming vegetation or a mown unfertilized fen meadow vegetation. The range of vegetation types that are widely accepted as occurring in fens include plant communities belonging to the alliances *Caricion davallianae*, *Caricion curto-nigrae*, *Rhyncho-sporion albae*,

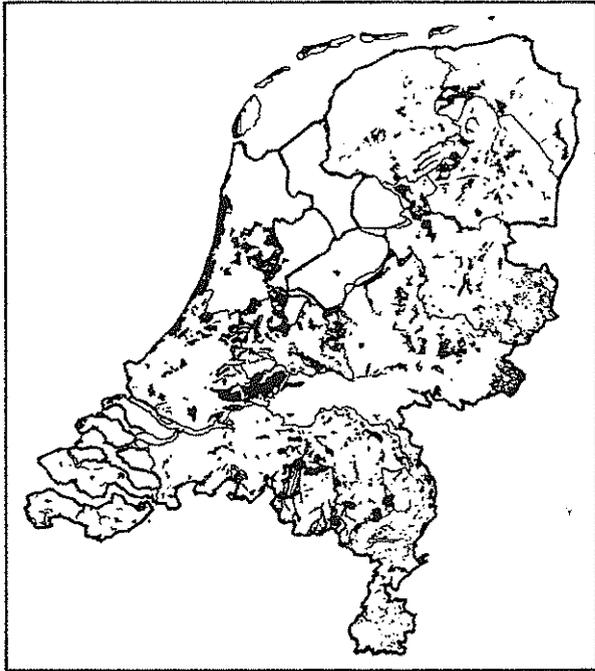


Fig. 1. Wet nature reserves in the Netherlands which have been affected by a lowering in the water table (from Bink et al. 1994).

Hay meadows in a base-poor stream valley (Zwarte Beek)

The "Zwarte Beek" is a stream valley situated in the northern part of the province of Limburg in Belgium. The valley is surrounded by heath lands and pine forests on acid soils. The subsoil is extremely poor in CaCO_3 . Underneath the valley a thick clay layer is present, preventing deep groundwater flows to reach the surface. The groundwater discharging in the valley is consequently extremely poor in Ca^{2+} and HCO_3^- ions. The original peat forming valley mires consisted mainly of poor fen vegetation with *Carex rostrata*, *Phragmites australis* and *Menyanthes trifoliata* (Allermeersch in Aggenbach et al. 1990). These mires have been slightly drained and transformed into meadows. The fertility of the soil has locally been increased by artificial flooding. Due to a steep height gradient large quantities of iron-rich but calcium-poor groundwater still discharge in the mostly abandoned hay meadows. The central part of the valley has been severely affected by a deep drainage ditch. This ditch causes much erosion in the peat layer, but leaves most of the seepage areas unaffected. Here we find remnants of the *Caricetum nigrae*, *Scirpetum sylvae*

Junco-Molinion, Eu-Molinion and some authors also include spring fed communities (Wheeler 1988). These communities are not fertilized and their peak standing crop is usually below 4 tons/ha (Klapp 1965).

For practical reasons we would like to make a distinction between a fen, being the site fulfilling the ecological requirements of a fen vegetation and the fen system, being that part of a landscape system that keeps the fen in a steady state (Grootjans and van Diggele 1995). The fen system is always an abstract model of reality and is defined by geo-hydrological characteristics on various spatial scales (comparable to the land unit concept of Zonneveld 1989 and the NATEC concept of van Wirdum 1981).

Fens and fen meadows in this system are controlled (kept in a steady state) mainly by inflowing groundwater with varying concentrations of Ca^{2+} , HCO_3^- and Fe^{2+} . The high water tables reduce the mineralization rates and the chemical composition of the groundwater may chemically interact with soil components in such a way that the soil fertility is kept at a low level (see the contributions of Scheffer and Koerselman). Within a fen system both mesotrophic and eutrophic sites may occur. Increased flooding, for instance, may lead to a local increase in productivity and the result will be that the fen species are lost.

The vegetation of such a degrading fen system then becomes very heterogeneous with respect to its vegetation composition, both in space and in time. Figure 2 shows the change in plant communities in a stream valley system during the course of time when the component fen systems changed as a result of human impact.

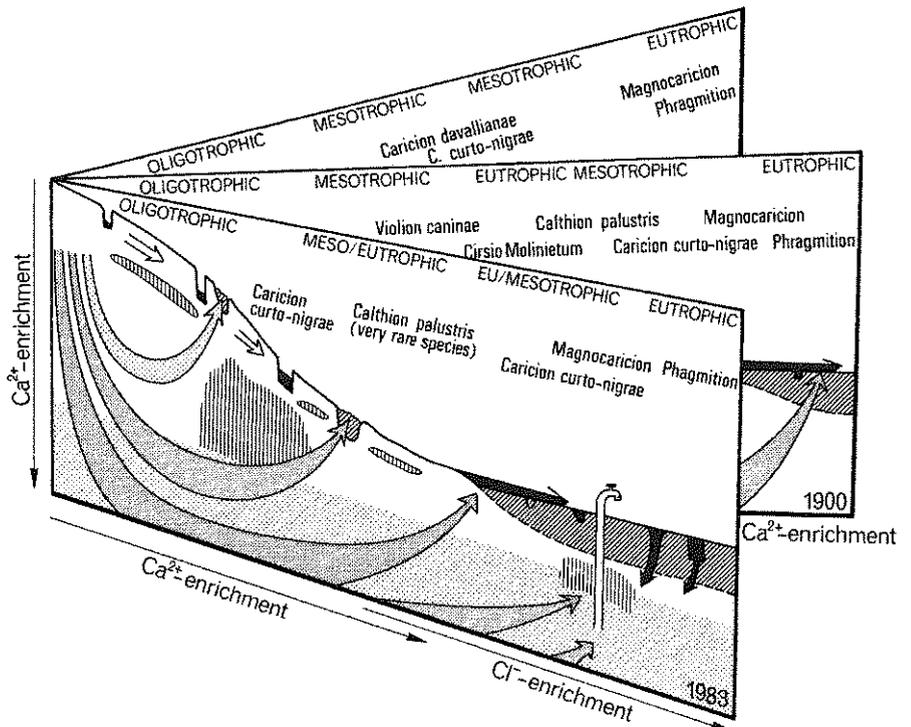


Fig. 2. Change of plant communities related to the change in hydrological regime (after: Grootjans 1985).

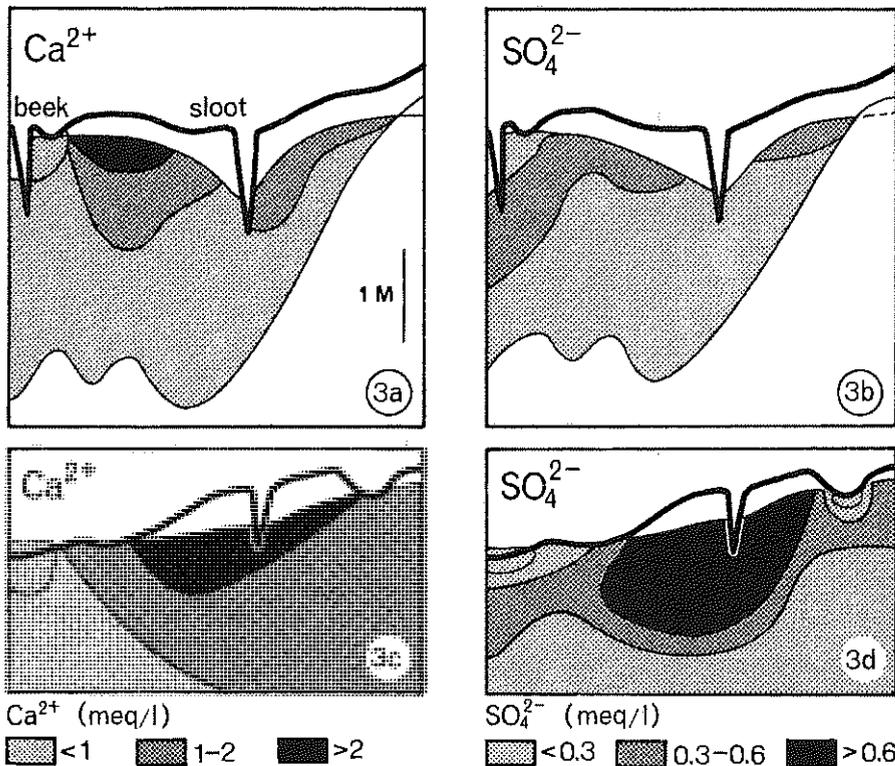
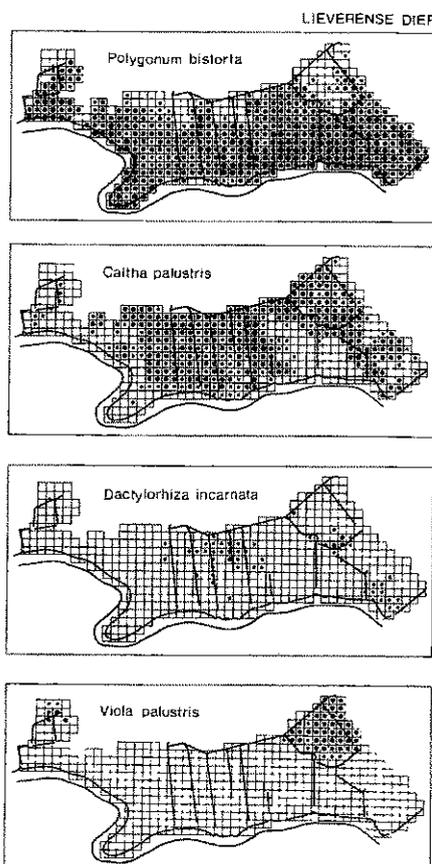


Fig. 3. Calcium and sulphate concentrations of the groundwater in a partly drained nature reserve in the valley of the Zwarte Beek. Figures 3a and 3b represent a cross-section perpendicular to the stream. Figures 3c and 3d represent a cross-section parallel to the stream (after: Aggenbach et al. 1990).

and mineralization in the desiccated top soil causes a huge proton (H^+) production, which forces Ca^{2+} and Mg^{2+} ions from the exchange complex. This calcium and sulphate rich groundwater is then transported to local seepage areas. If this interpretation of the hydrology is correct, the consequence will be that rewetting will largely stop the breakdown of the peat, but it may also lead to a loss of the red list species in the *Calthion palustris* stands. A spread of the *Caricetum nigrae*, the *Caricetum rostratae* and the *Caricetum lasiocarpae* can be expected. So far the elimination of some drainage ditches resulted in a spectacular spread of *Calla palustris* indicating very favourable condition for a mesotrophic fen regeneration.

Hay meadows in a base-rich stream valley (Lieverense Diep)

In the hay meadow reserve "Mensinghe" situated in the stream valley of the "Lieverense Diep" basiphilous species such as *Polygonum bistorta*, *Dactylorhiza incarnata* and *Carex acutiformis* are expanding under a 30 year regime of mowing without fertilization. At the valley flanks more acidophilous plant species such as *Dactylorhiza maculata*, *Juncus acutiflorus* and *Viola palustris* occur (Fig. 4). Scattered in the reserve (relics of) fen communities occur, such as *Carex diandra* and *Carex appropinquata*. The functioning of the fen system was described by interpreting the groundwater composition in various transects. A large variation in groundwater types was present underneath the meadows. Parts of the meadow were influenced by base-rich groundwater, discharging from a deep aquifer at a depth of ca. 50 meters (Grootjans 1985). Other parts of the meadows received base-poor groundwater from a shallow aquifer underlain by boulder clay at the valley flanks. About half of the nature reserve consisted of desiccated peats due to deep ditches, connected to the stream with low water levels. A water-winning facility at a distance of 10 km contributed to the desiccation of the top soil by abstracting ground water from the deep aquifer. Figure 5 shows the differentiation of groundwater types of the degenerating fen system. We found that precipitation water infiltrated in the peat lay-



tici, often surrounded by stands of *Juncus acutiflorus*. These communities harbour many species of the basiphilous *Calthion palustris*, which is unexpected considering the hydrological conditions. Students made an effort to make a rough description of the fen system supporting this strange mixture of plant communities and found that these seepage areas had relatively high calcium levels in the shallow groundwater. A longitudinal cross-section of the valley showed that the relatively high calcium concentrations were related to very high sulphate levels in the groundwater and originated from the severely drained upstream peat deposits (Fig. 3). The high calcium concentrations in the seepage areas, apparently, are the result of the breakdown of the peat itself. It is likely that the oxidation

Fig. 4. Distribution pattern of species in a hay meadow reserve along the Lieverense Diep, showing the co-occurrence of species of various plant communities of fens, fen meadows and hay meadows. Each square is 10×10 m.

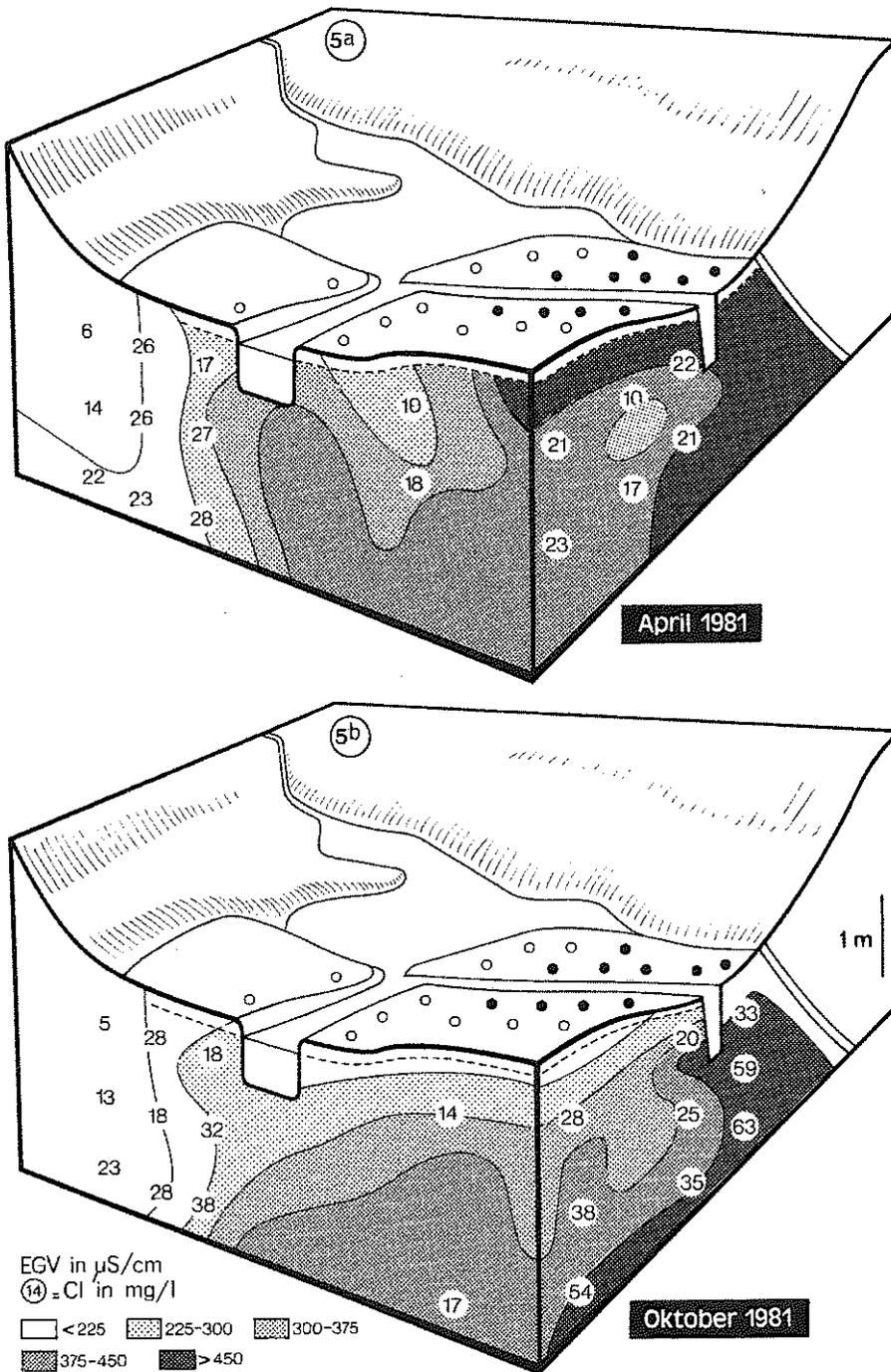


Fig. 5. Groundwater composition in a degenerating fen system in spring and autumn in a meadow reserve in the northern part of The Netherlands. The groundwater types were distinguished on the basis of electrical conductivity (EC = EGV) and calcium content of the groundwater. Chloride contents (mg/l) are depicted separately. Open dots indicate degenerated *Calthion palustris* stands. Black dots indicate well developed *Calthion palustris* stands. The high chloride concentrations at the right valley flank indicate groundwater pollution from an upstream agricultural field at ca. 3 km distance (after: Grootjans 1985).

ers up to 75 cm below the surface, especially in the autumn. Only at the valley flanks the fen system seemed normal. At the left valley flank a gradient in groundwater types is present underneath a *Caricetum nigrae* stand with

base-poor groundwater (low EC) coming from the side and base-rich (high EC) coming from below and discharging in a wide ditch. At the right valley flank very high EC values were measured both in spring and in autumn. These

high values corresponded with high calcium and magnesium concentrations. The vegetation here consisted of well developed *Calthion palustris* stands. We interpreted this groundwater type as discharging groundwater from the deep aquifer and suggested to raise the water table in all the ditches to prevent further desiccation and increase the influence of base-rich groundwater in the top soil.

Ten years later, however, the degeneration of the *Calthion palustris* stands had not stopped and even the well developed stands were gone and transformed into species poor grasslands with *Ranunculus repens*, *Festuca rubra* and *Filipendula ulmaria*, although no change in management had occurred. A reinterpretation of the data from 1981 revealed that the base-rich groundwater at the right valley slope had relatively high chloride concentrations. Since the area is well outside the influence of brackish groundwater, chloride can be used here as a tracer for anthropogenic influences. Deep groundwater tubes were placed across the valley slope and the groundwater composition was analysed. The results indicated that the pollution originated from a local aquifer between two clay layers (Fig. 6). This aquifer transported groundwater from an agricultural field with excessive fertilization (and probably also liming) which was situated at the edge of the watershed (Grootjans et al. 1993).

These examples may show that rewetting does not always stop the decline of basiphilous species. Desiccation of the top layer produces a substrate with a low base saturation, a low water holding capacity and which is inclined to rapid mineralization (Okruszko 1977; Grootjans et al. 1985). Simply raising the water tables in the ditches, without solving other hydrological problems in the surrounding area may even lead to an accelerated decline of basiphilous species, because precipitation water is retained in the top layer.

Nutrient limitation in desiccated peat soils

In order to find out which nutrient was limiting the productivity in severely drained, but unfertilized peat soils, we

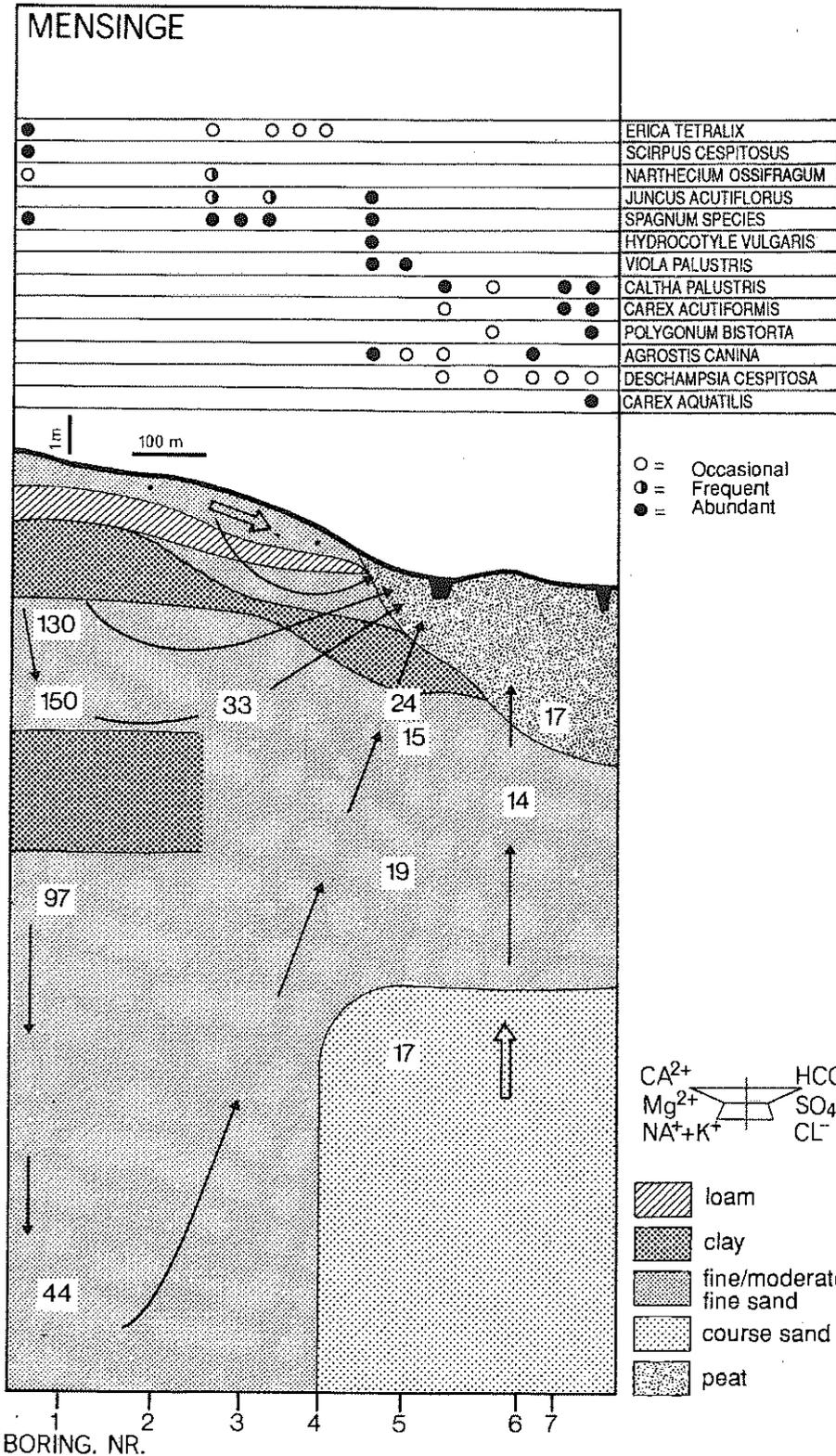


Fig. 6. Chloride content (mg/l) in groundwater in a cross section of the valley flank near a hay meadow reserve in the northern part of the Netherlands (after: Grootjans et al. 1993).

carried out a full factorial fertilization experiment in both a desiccated *Festuca rubra* stand and a well developed *Calthion palustris* stand. Due to the late

start of the experiment (May) no significant differences in peak standing crop were found when the experiment was harvested in the first week of July. An

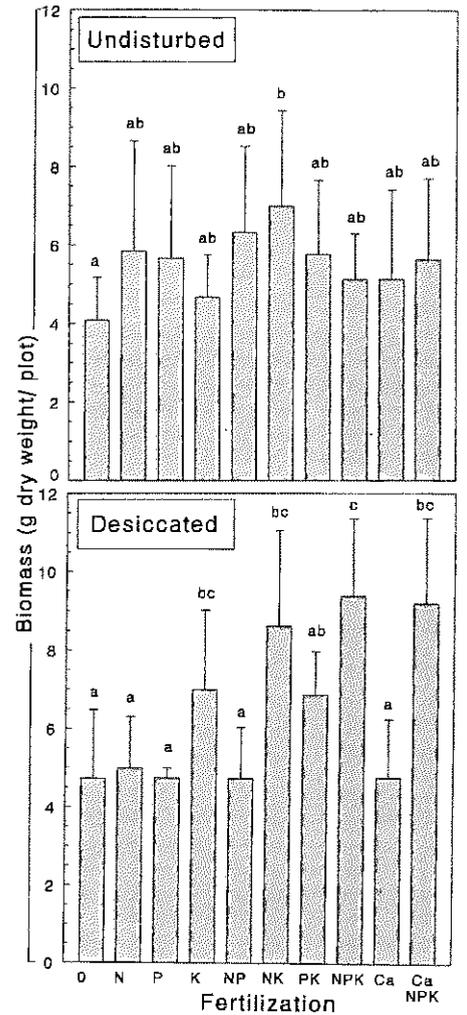


Fig. 7. Results of a fertilizer experiment in a *Calthion palustris* stand (7a) and a degraded (desiccated) *Festuca rubra* stand (7b). Bars with the same letter were not significantly different. Nutrients were given as slow release fertilizers in the following amounts: N = 200 kg/ha., P = 80 kg/ha., K = 200 kg/ha. Prior to fertilization, the P-fixating capacity of the iron-rich soil was determined and a phosphate solution added to compensate for the P-fixation. Plots were 20 × 20 cm.

analysis of the regrowth carried out in September, however, showed a clear K-limitation of the desiccated stand (Fig. 7). A screening on nutrient limitation, carried out under controlled conditions in the glass house, confirmed these findings.

Perspectives of species-rich meadows

Drainage of eutrophic low moor peat soils usually leads to excessive eutrophication supporting fast growing

herbs such as *Urtica dioica*, *Anthriscus sylvestris* or grasses such as *Holcus lanatus* or *Phalaris arundinacea* (Walther 1950, Grootjans et al. 1985). In mesotrophic low moor peats the productivity usually drops, probably because phosphorus becomes less available (Grootjans et al. 1986). The long term effects of drainage, however, is always that chemical and structural changes of the peat occur, leading to acidification and the loss of relatively mobile ions, such as potassium. Rewetting, may result in an increase in the base-saturation but very often the result of rewetting is that more precipitation water is retained in the reserve, the result being an increased acidification. Restoration measures in wet meadows should always be aimed at restoring the hydrological system and not merely at raising the water levels within a nature reserve. If the aim is restoring fen meadow species the fen system should be restored. If the focus is only at preserving rare fen species the result may be that the fen system is lost. Drainage is a landscape ecological problem and so is rewetting.

Restoring a mesotrophic fen system may include the total removal of the desiccated top soil (Klötzli 1990), which is usually a very costly operation. Flooding of disturbed meadows is relatively cheap and may stop the degradation of the peat, but the result will probably be a very eutrophic marsh. To steer a middle way is possible in the less degraded landscapes with relatively undisturbed hydrological systems. For the Netherlands, however, it has become clear that the preservation of even existing nature reserves is going to cost society huge amounts of money. Much money is now being spend on the elimination of a lot of agricultural infrastructure, that was uneconomical and the result of the inimitable urge of dutch engineers to settle people where they should not have been settled in the first place, for instance in polders three meters below the sea level. A lot of nature is now being built, accompanied by sacred vows to our childrens children that they will like this nature.

Doubt is, however, nagging with respect to the fate of our existing nature reserves. Slowly funds are being made available to restore some of the damage done. And since it has recently been shown that restoration projects which are accompanied with scientific hydro-ecological research are much more successful compared to "trial and error" projects, there is a good chance that we may even learn from our mistakes.

7. References

- Aggenbach, C., Kolkman, S., Vegter, U., Bokeloh, D., 1990: Hydro-ecologie van de Zwarte Beek vallei, een mesotroof veen in de Belgische Kempen. – Report Dpt. of Plant Ecology, Haren: 81 S.
- Bink, R. J., Bal, D., van den Berk, V. M., Draaijer, L. J., 1994: Toestand van de natuur 2. – IKC-NBLF, Wageningen.
- Ellenberg, H., 1978: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 2. Aufl. Ulmer, Stuttgart: 981 S.
- Grootjans, A. P., 1985: Changes of groundwater regime in wet meadows. Ph. D. Thesis. Groningen: 142 S.
- Grootjans, A. P., ten Klooster, W. P., 1980: Changes of groundwater regime in wet meadows. – Acta Bot. Neerl. 29, 541–554.
- Grootjans, A. P., Schipper, P. C., van der Windt, H., 1985: Influence of drainage on N-mineralisation and vegetation response in wet meadows. I: *Calthion palustris* stands. – Oecol. Plant., 6, 403–417.
- Grootjans, A. P., Schipper, P. C., van der Windt, H., 1986: Influence of drainage on N-mineralisation and vegetation response in wet meadows. II: *Cirsio-Molinietum* stands. – Oecol. Plant., 7, 3–14.
- Grootjans, A. P., van Diggelen, R., Succow, M., Tolman, M., 1992: Regeneration perspectives of groundwater fed mires; two examples from eastern Germany. – Proc. 9th intern. Peat Congr., pp. 377–389, Uppsala.
- Grootjans, A. P., van Diggelen, R., Everts, F. H., Schipper, P. C., Streefkerk, J., de Vries, N. P. J., Wierda, A., 1993: Linking ecological patterns to hydrological conditions on various spatial scales, a case study of small valleys. – In: Landscape Ecology of a stressed Environment. Eds.: C. C. Vos and P. Opdam. pp. 60–76. Chapman and Hall, London.
- Grootjans, A. P., van Diggelen, R., 1995: Assessing the restoration prospects of degenerated fens. – In: Restoration of temperate Wetlands, pp. 73–90. Eds.: B. D. Wheeler, S. C. Shaw, W. J. Fojt and R. A. Robertson.
- Klapp, E., 1965. Grünlandvegetation und Standort. – Verlag Paul Parey, Berlin.
- Klötzli, F., 1991: Möglichkeiten und erste Ergebnisse mitteleuropäischer Renaturierungen. – Verh. Gesell. f. Ökol., 20, 229–242.
- Okruszko, H., (ed.) 1977: Differentiation in ecological conditions of a grassland ecosystem in the Wizna fen as influenced by reclamation. – Polish Ecological Studies, 3/3, 5–85.
- van Wirdum, G., 1981: Linking-up the natec subsystem in models for the water management. – CHO-TMO, The Hague, Proc. and Inf. 27, 108–128.
- Walther, K., 1950: Unkrautherden als Zeiger grundwassergeschädigter Grünlandgesellschaften auf Niedermoorböden. – Mitt. flor.-soz. ArbGemein. N.F. 2, Stolzenau/Weser, 43–51.
- Wheeler, B. D., 1988: Species richness, species rarity and conservation of rich-fen vegetation in lowland England and Wales. – J. Ecol. 25, 331–353.
- Zonneveld, J. I. S., 1989: The land unit, a fundamental concept in landscape ecology and its application. – Landscape Ecol. 3, 97–86.

Anschrift der Verfasser

unter:
Dr. A. P. Grootjans
Department of Plant Ecology
P. O. Box 14
9750 AA Haren
The Netherlands

Entwicklung winterlich überfluteter Grünlandvegetation

von Frank Hellberg und Wolfgang Kundel

Einleitung

Durch Einrichtung von Poldern und wasserbaulichen Vorrichtungen können in ausgewählten Arealen bremscher und angrenzender Niederungslandschaften Grünlandflächen künstlich überstaut werden. Die Zielsetzungen winterlicher Überflutungen werden naturschutzfachlich begründet. Optimierte werden dadurch z.B. das winterliche Rastvogelgeschehen wie auch die Lebensraumbedingungen der Wiesenbrüterfauna in der Brutperiode (Seitz und Dallmann 1992, Handke 1993). Die winterliche Überstauung von Grünlandflächen läßt sich teilweise auf die Rieselwirtschaft von Kanalwasser in den ersten Jahrzehnten des Jahrhunderts zurückführen (Hintemann 1988). Im gleichen Zeitraum wurden natürliche Überschwemmungslandschaften

bis auf Bereiche der Borgfelder Wümmeniederung weitgehend wasserbaulich überformt und beseitigt (Kundel et al., im Druck). Im Gegensatz zu Überschwemmungen sind staugeregelte Überflutungen weitgehend unabhängig von der Hochwasserdynamik der Fließgewässer. Die praktizierte Polder-technik ist nicht gleichbedeutend mit einer Wiedervernässung von Standorten, zumeist fehlen dafür konkrete historische Angaben zum Wasserhaushalt oder über frühere Vegetationsverhältnisse. Vielmehr wird dadurch eine (zeitweilige) Vernässung der Standorte in Abhängigkeit der Überstauungsintensitäten bewirkt, die i. allg. Feuchtgrünland begünstigen dürfte. Im Rahmen wissenschaftlicher Begleituntersuchungen und experimenteller Studien werden die Auswirkungen auf die Vegetation untersucht.

Vegetationskundlich ausgerichtete Bewertungskriterien für die Entwicklung von Grünlandvegetation sehen i. allg. positive Effekte für den Naturschutz bei:

- Artenreichtum im Bestand und Areal
- hoher Strukturdiversität im Bestand und Areal
- Blütenreichtum im Bestand und Areal
- Vorkommen schutzwürdiger Arten und Pflanzengesellschaften
- Vorkommen für den Naturraum charakteristischer und repräsentativer Pflanzengesellschaften.

Es ist daher Ziel dieser Arbeit, eine erste Einschätzung der Bedeutung winterlicher Überflutungen für Feuchtgrünlandschutz und -entwicklung vorzunehmen (vgl. Kundel 1993a).

Hier mitgeteilte Daten sind Ergebnisbestandteile einer noch laufenden (Kundel) und einer inzwischen gedruckt vorliegenden Dissertation (Hellberg 1995).

Untersuchungsgebiete und -methoden

Die Untersuchungsareale liegen im Umland Bremens (Abb.1) mit regionalen Schwerpunkten in den Naturräumen der Fluß- und Moormarschen. Niedermoorstandorte finden sich in der Borgfelder Wümmeniederung und der Dümmerregion.

Erste Teilflächen werden bereits seit 1986/87 untersucht, andere seit 1989/90 (s. Tab. 1). Nachfolgend werden die in Tabelle 1 aufgeführten Kurzbezeichnungen der Gebiete verwendet.

Die vegetationskundlichen Untersuchungen erfolgen an Dauerflächen mit einer Größe von 4 qm. Von den Autoren wird die LONDO- bzw. SCHMIDT-Skala zur Erfassung der Artmächtigkeit eingesetzt.

Weitere Untersuchungsinhalte richten sich nach den projektbedingten Inhalten und unterschiedlichen Fragestellungen (s. Tab.1). Teilweise werden in jüngerer Zeit von dritter Seite weitergehende Untersuchungen durchgeführt (z.B. Boden- und Bodenwasserhaushalt, Diasporenbanken, experimentelle Kultivierungsversuche u.a.), die hier unberücksichtigt bleiben müssen. Die vegetationskundlichen Untersuchungen sind teilweise Bestandteil interdisziplinärer Erfolgskontrollen von Naturschutzprojekten.

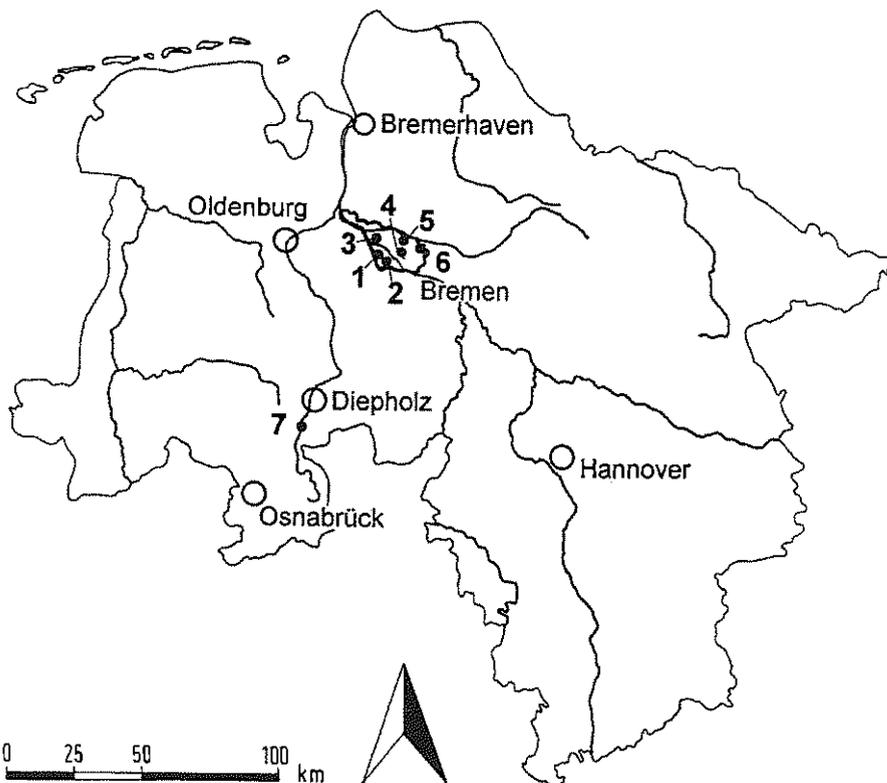


Abb. 1. Lage der Untersuchungsflächen. 1 – Niedervieland/Brokhuchting-Strom; 2 – Nieder-
vieland/Warfeld; 3 – Werderland/Überschwemmungspolder südliches Werderland; 4 – Bio-
logischer Garten der Universität Bremen; 5 – Hollerland/Polder B1; 6 – Borgfelder Wümme-
wiesen; 7 – Dümmer/Ochsenmoor-Teichwiese

Tab. 1. Übersicht zu den Untersuchungsgebieten

Gebiet/(Abk.) Bedeutung	Ausgangsvvegetation/ Dominante Vegetation	Maßnahme/Zielsetzung	Unters.-Zeitraum Management	Methoden Vegetationskunde, Standort	Anzahl der Dauerflächen	Bearbeiter
1 Brokhuoting/ Strom (BS) Flußmarsch	Cynosurion (Agrostietalia)	o Überstauung von ca. 50 ha Grünlandfläche in drei Teilpoldern, Bauwerke u.a. - neue Deiche u. Verwallungen - Pumpstation u. Kulturstaue o Rastvogel- und Wiesenbrüterareal	1987-1993 (bis 1996) lt. Pflegeplan	o Dauerflächenuntersuchungen o Grünlandkartierung o Ertragshebungen o bodenkundliche Untersuchungen o Samenspeicheruntersuchungen	N = 25	- LFB (Kundel) - Univ. Münster - Univ. Osnabrück
2 Warfeld (WF) Flußmarsch	Cynosurion (Agrostietalia)	o Überstauung von ca. 30 ha Grünlandfläche - neue Deiche - Windpumpe und Kulturstau o Rastvogel- und Wiesenbrüterareal, Schutz von Grabenbiotopen	(1989) 1990 - 1993 (bis 1994) lt. Pflegeplan	o Dauerflächenuntersuchungen (Vegetationstransekte) o Aussaatversuche o bodenkundliche Untersuchung o Grundwassermessungen	N = 36 N = 10 2 Rohre	- LFB (Hobrecht) - Univ. Bremen (Hellberg) - Univ. Münster - Univ. Bremen (Hellberg)
3 Polder Werderland (WD) Flußmarsch	Molinitetalia (Magnocaricion)	o Überstauung von ca. 80 ha Grünlandfläche - neue Polderverwallungen - Einstau am Vorfluter o Rastvogel- und Wiesenbrüterareal, Förderung von Naßgrünland	1989-1992	o Dauerflächenuntersuchungen o Grünlandkartierung o populationsbiolog. Untersuchungen (Fertilität) o Aussaatversuche o bodenkundliche Untersuchungen o Grundwassermessungen	N = 18 3 Rohre	- Univ. Bremen (Hellberg) - BUND (Hellberg) - Univ. Bremen (Hellberg)
4 Biologischer Garten der Universität Bremen (BG) Moormarsch/ Gley	Feucht-Brachen	o Experimentalfäche - Polderverwallung auf Teilfläche - Einstau durch elektrische Pumpe o wiss. Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung bei period. Überflutung und unterschiedlicher Nutzung	1989-1993	o Dauerflächenuntersuchungen (Überflutungs- und Nutzungs- varianten) o Keim-/Aussaatversuche o Samenspeicheruntersuchungen o bodenkundliche Untersuchungen o Grundwassermessungen	N = 26 5 Rohre	Univ. Bremen, Hellberg
5 Hollerland (HO) Moormarsch	Cynosurion	o Überstauung von ca. 6 ha Grünlandfläche - neue Polderverwallungen - Windpumpe und Kulturstaue o Rastvogel- u. Wiesenbrüterareal	1986 - 1993 lt. Pflegeplan	o Dauerflächenuntersuchungen o Aussaatversuche o bodenkundliche Untersuchungen	N = 4	- SUS, Plantago - Univ. Bremen (Hellberg)
6 Borgfelder Wümmewiesen (WU) Niedermoor	Agrostietalia	o Grünlandüberstauung - Grabenabdämmung - Einstau aus Vorfluter/natürl. Überschwemmung	1987-1992	o Dauerflächenuntersuchungen o bodenkundliche Untersuchungen o Grundwassermessungen	N = 1 1 Rohr	- WWF-Projekt "Borgfelder Wümmewiesen" (Janhoff) - Univ. HB/Hellberg
7 Ochsenmoor ("Teichwiese", "Ellenbruch- wiese") (OM) Niedermoor	Calthion (Agrostietalia)	o Überstauung von ca. 18 ha Grünlandfläche (seit 1976) o Überstauung von ca. 35 ha Grünlandfläche (seit 1991) - neue Polderverwallungen - Windpumpe o Rastvogel- und Wiesenbrüterareal	1979-1993	o Wiederholung von Vegetations- aufnahmen o bodenkundliche Untersuchungen	N = 34 (47)	- NLVwA (Sutoris) - Univ. Bremen (Hellberg)

Überstauungsmaßnahmen und -intensitäten

Die Überstauung erfolgt durch eine Flutung im ausklingenden Herbst (November) und kann unter extremen Verhältnissen bis in den Sommer (Anfang Juni) andauern. Die Flutung ist abhängig von den vorhandenen bzw. durch Pumpeinrichtungen nachlieferbaren Wassermengen sowie den Reliefverhältnissen in den Poldern (Tab.1). Die Höhe und Länge der Überflutung konkreter Bestände ist daher sehr unterschiedlich und über die Jahre variabel. Sie wird über Grabenpegelmessungen erfaßt (Wochenmessungen) bzw. teilweise geschätzt. Während in Teilarealen die Flutung der Polder i. allg. technisch nur geringe Probleme verursacht (z.B. Gebiet BS), werden in anderen die angestrebten Staumarken vielfach nicht erreicht. Die Ursachen liegen in einer unzureichenden Bewässerungszuleitung begründet (z.B. Gebiet WD). Das Gebiet WÜ unterliegt neben dem künstlichen Anstau auch noch Überschwemmungsereignissen der Wüme, in den Gebieten WF, HO und OM gewährleisten Windpumpen die Anhebung und Rückhaltung von Oberflächenwasser. Die parallel mit der Überflutung angestrebte Erhöhung der Gra-

benwasserstände im Sommerhalbjahr führt in Abhängigkeit der bodenartentypischen Kf-Werte nur teilweise (auf Niedermoor) zu einem bedeutenden Anstieg des Grundwassers. Kurzzeitige sommerliche Überflutungen in Muldenlagen durch Anstau von Oberflächenwasser bleiben für die Berechnung von Flutungsintensitäten unberücksichtigt.

Die Bestände der Dauerflächen sind in Höhe und Zeitdauer unterschiedlich stark von Überflutungen betroffen. Die unterschiedlichen Intensitäten erlauben eine Gruppierung der Bestände in drei Kategorien. Die Gruppen werden nach dem Median der Überstauungslängen für die untersuchten Stauperioden untergliedert:

- Gruppe I: Bestände, die nur gelegentlich oder regelmäßig, aber kurzzeitig Überflutungen ausgesetzt werden (Median 0–5 Wochen, entsprechend 0–35 Tagen).
- Gruppe II: Bestände, die längeren Überflutungen ausgesetzt werden (Median 6–13 Wochen, entsprechend 42–91 Tagen). Die Fluthöhe übersteigt selten 20 (bis 30) cm.
- Gruppe III: Bestände, die langfristig Überflutungen ausgesetzt

werden (Median 10–24 Wochen, entsprechend 70–168 Tagen). Die Fluthöhe kann deutlich über 20 (max. 70) cm liegen.

Die höchsten Überstauungsintensitäten ergeben sich für die Gebiete WÜ (>200 Tage), HO (182 Tage), OM (161 Tage) sowie für einen Teil der Bestände im Gebiet BS (Gruppe IIIa), die länger als 150–220 Tage und bis zu einer Höhe von 40–70 cm überstaut werden.

Ergebnisse

Vegetationsdeckung

In Abhängigkeit von der Ausgangssituation der Bestände und dem in der Stauperiode vorherrschenden Flutregime zeigten sich z.T. starke Veränderungen der Vegetationsdeckung (Abb. 2). Dies betraf vorrangig die sehr lang bzw. lange überstauten Flußmarschstandorte BS und WF, wo teilweise überflutungsbedingte „Narbenschäden“ auftraten. Diese wurden erstmals nach langer und hoher Frühjahrüberstauung in 1989 im Gebiet BS festgestellt (Kundel 1993a). Bei bis Ende Mai andauernder Überstauung waren geringe Gesamtdeckungswerte der Vegetation (durchschnittlich 50–60 %) in

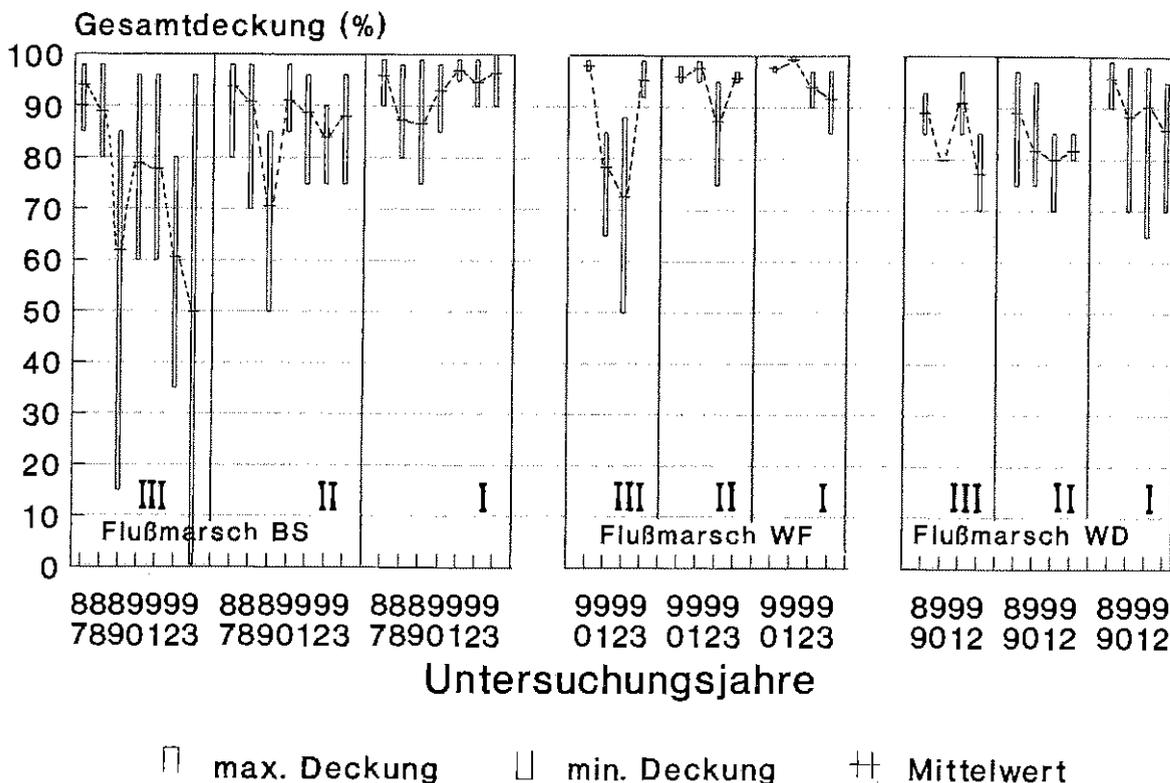


Abb. 2. Entwicklung der Vegetationsdeckung in Abhängigkeit der Überstauungsintensitäten I-III der Gebiete BS, WF, WD (s. Text).



der Gruppe III auch in den Jahren 1992 und 1993 auffällig. In extremen Fällen wiesen die Standorte überhaupt keinen Bewuchs auf (s. Foto). Im Gebiet WF führte die erstmalige Überstauung bis ca. Mitte April 1991 in der Gruppe III ebenfalls zu einer deutlichen Narbenlückenbildung, während ein solcher Effekt in abgemilderter Form in der Gruppe II erst ein Jahr später beobachtet wurde.

Im Gebiet WD ist unabhängig von

der Überstauungsintensität eine Abnahme der Vegetationsdeckung festzustellen, die überwiegend auf die Verstetigung der Nutzung nach ca. 25jähriger Brache und vorübergehender unregelmäßiger Nutzung zurückzuführen war. Eine überstauungsbedingte Narbenlückenbildung trat aufgrund der Zusammensetzung der Ausgangsvegetation aus überwiegend feuchte- bzw. nasseliebenden Arten nicht in erheblichem Umfang auf.

Artenzahlen

Eindeutig Überflutungseffekten zuzuordnende Veränderungen der Bestandesartenzahlen sind für das Gebiet BS belegt (Kundel 1993a). In der Gruppe III reduzierte sich die Artenzahl von durchschnittlich 17 auf 10 Arten, ebenso in Gruppe II um 6 Arten auf durchschnittlich 18 Arten (Abb. 3). Der deutliche Anstieg der Artenzahlen in Gruppe I war vorrangig auf positive Einflüsse der Bewirtschaftung zurückzuführen (späte Schnittzeitpunkte, keine Düngung etc.). Im Gebiet WF kam es nur in der Gruppe III zum sofortigen Rückgang der Artenzahlen, während in der Gruppe II die Verbindung von mäßiger Überstauung und Extensivierung der Nutzung zunächst zu einem Anstieg führte. Ebenso wie in der nicht überstauten Gruppe I war hier allerdings im letzten Untersuchungsjahr eine Verringerung der durchschnittlichen Artenzahlen zu verzeichnen, die mit dem endgültigen Verschwinden einiger überstauungsempfindlicher bzw. durch die Nutzungsänderung negativ betroffener Arten zu erklären ist.

Nach dem anfänglichen Rückgang auftretende Fluktuationen in der Gruppe III stehen mit dem jährlich

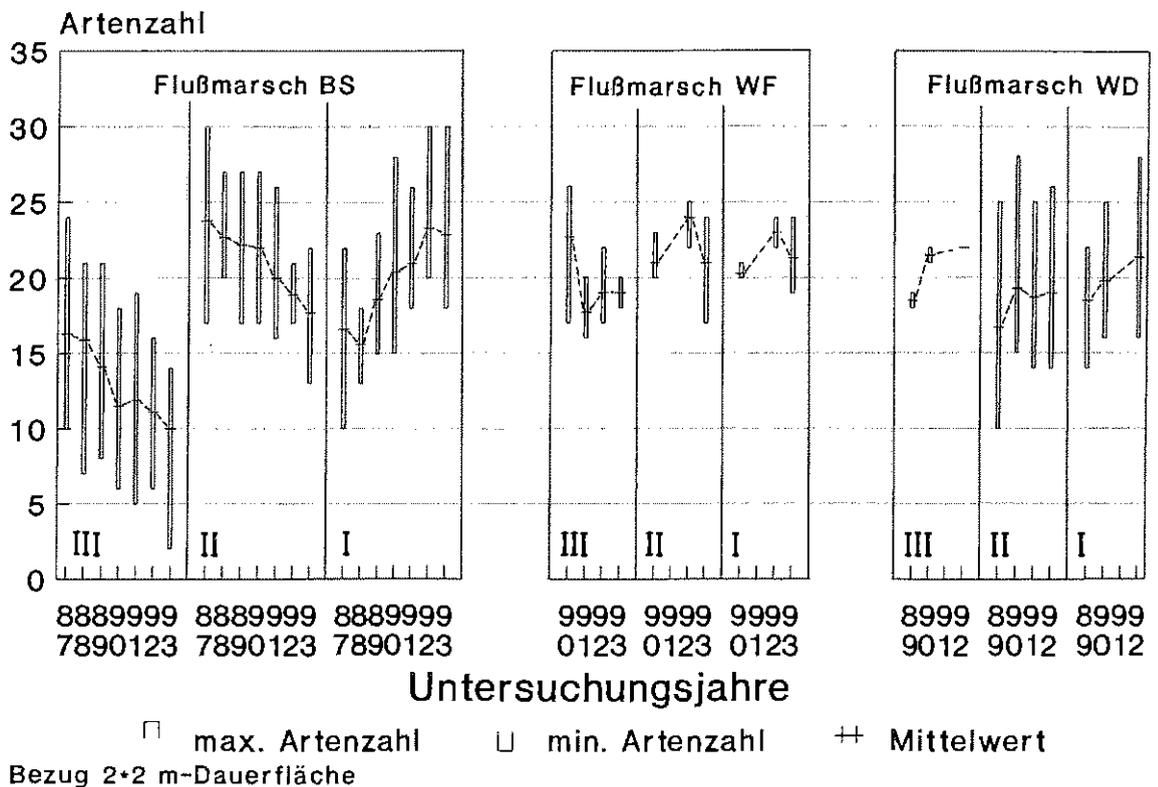


Abb. 3. Artenzahlentwicklung in Abhängigkeit der Überstauungsintensitäten I-III der Gebiete BS, WF, WD (s. Text).

wechselnden Überstauungsregime im Zusammenhang.

Die wiederum unabhängig vom Überstauungsregime stattfindende gerichtete Zunahme der Artenzahlen im Gebiet WD beruhte auf der zunehmenden Ausbreitung von Arten, die durch die Wiederaufnahme der Nutzung nach einer längeren Bracheperiode gefördert wurden. Im Moormarschengebiet HO kam es bei sehr lang andauernden Überstauungen (November bis Mai) aufgrund eines offenbar großen Diasporenpotentials überstauungstoleranter Arten nahezu zu einer Verdoppelung der mittleren Artenzahl von 9 auf 17.

Perduranz

Innerhalb des gesamten Sukzessionsverlaufs auftretende Arten werden als perdurante Arten bezeichnet. Eine hohe Perduranz (Anteil perduranter Arten an der Anzahl aller Arten) kennzeichnet eine stabile Vegetationszusammensetzung (vgl. Rosenthal 1992).

Die höchsten mittleren Perduranzwerte ergeben sich für die nicht bzw. kurz überstauten Standorte (Gruppen I u. II, Abb. 4). Beim Gebiet WD ist die im Vergleich zu den Gruppen I und III geringere Perduranz der Gruppe II hauptsächlich auf eine Umstellung der Nutzung von Beweidung auf Mahd zurückzuführen. Wegen unterschiedlich langer Zeitreihen sind die Werte der einzelnen Gebiete nicht direkt vergleichbar. Innerhalb jeweils sechsjähriger Zeitreihen treten die geringsten

Perduranz (< = 20 %) in Beständen der Gruppe III von Gebiet BS und den gleichfalls lange überstauten Beständen im Gebiet WÜ auf, ähnlich geringe Werte ergeben sich für das Gebiet HO (25 %). Dies kennzeichnet einen völligen Wandel der Bestandeszusammensetzung mit der Folge, daß die Bestände der Endvegetation mit denen der Ausgangssituation floristisch nicht mehr verwandt sind. Rosenthal (1992) konnte ähnlich niedrige Perduranzwerte im Sukzessionsverlauf vorrangig in verbrauchenden Grünlandbeständen und Flutrasen nachweisen.

Veränderungen des Artenspektrums und Bioindikation

In Anlehnung an Ganzert und Pfadenhauer (1988) lassen sich die Veränderungen im Artenspektrum mit Hilfe der Faktorenzahlen für Feuchte und Nährstoffversorgung von Ellenberg et al. (1991) in Ökogrammform darstellen (Matrix aus F- und N-Zahlen). Durch Auftragung der im Laufe der Sukzession zunehmenden und abnehmenden Arten lassen sich die Verschiebungen der Bestandeszusammensetzung und die ihnen zugrunde liegenden Standortveränderungen verdeutlichen (Abb. 5):

Gruppe I

Bei den kurz bzw. nicht überstauten Standorten der Gebiete BS und WF zeigt sich die bewirtschaftungsbedingte Aushagerung bzw. geringere

Nährstoffverfügbarkeit (keine Düngung mehr) in der Abnahme von Arten nährstoffreicher Standorte zugunsten von anspruchsloseren Arten bzw. in bezug auf den Stickstofffaktor indifferenten Arten. Entsprechendes ist für das Gebiet WD festzustellen, jedoch führte die Anhebung der Wasserstände in diesem bereits in der Ausgangssituation stärker grundwasserbeeinflussten Gebiet im Gegensatz zu den anderen beiden Gebieten auch auf den nicht überstauten Standorten zu einer deutlicheren Zunahme der Feuchte- und Nässezeiger.

Gruppe II

Für die mäßig überstauten Standorte der Gebiete BS, WF und WD wird ein Kombinationseffekt von Nutzung und Überstauung deutlich. Die Schwerpunkte der Verteilung verschoben sich vom mäßig bis sehr nährstoffreichen und mäßig feuchten bis feuchten Bereich in den nährstoffärmeren und nassen Bereich. Beim Gebiet WF ist jedoch nicht allein die Nutzung für den Rückgang der Arten mit höheren N-Zahlen verantwortlich. Vielmehr bewirkte die Überstauung hier indirekt eine Abnahme, da bei den Arten des Ausgangsbestandes häufig eine Koinzidenz hoher N-Zahlen mit hoher Überstauungsempfindlichkeit besteht (Kennarten der Molinio-Arrhenatheretea und des Cynosurion, s.u.).

Gruppe III

Der zuletzt geschilderte Zusammenhang kommt auch in der Veränderungsbilanz der Faktorenzahlen für die stark überstauten Standorte zum Ausdruck, die erwartungsgemäß alleine durch den Überstauungseinfluß bestimmt wird. Negativ betroffen sind im Gebiet BS und WF v.a. Arten frischer bis mäßig feuchter Standorte mit höheren Ansprüchen an die Nährstoffversorgung. Eine Förderung ist fast ausschließlich bei Nässe- und Überflutungszeigern unterschiedlichster Nährstoffansprüche festzustellen, wobei z.T. auch Feuchtezeiger abnehmende Tendenzen zeigen. Im Gebiet BS sind zunehmende Nässezeiger zumeist eutraphente Röhrichtarten (Kundel 1993a). Im Gebiet WD ergaben sich uneinheitliche Tendenzen bei den Feuchtezeigern

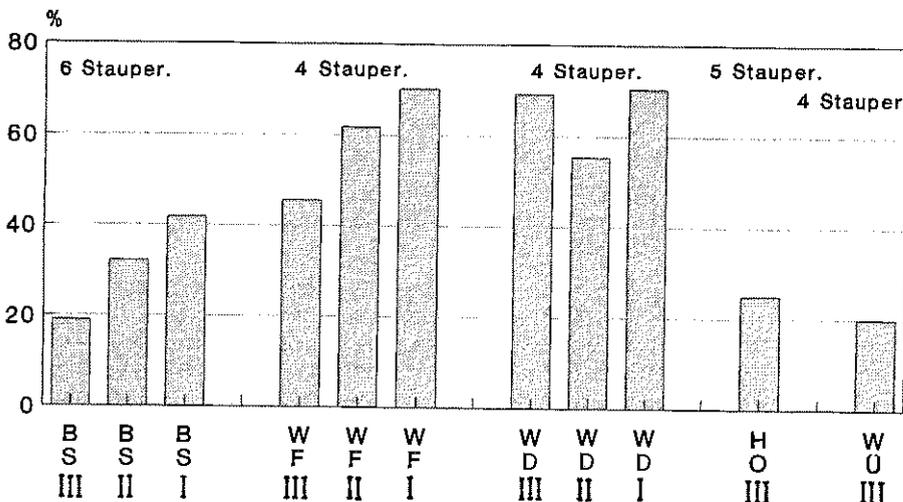


Abb. 4. Mittlerer prozentualer Anteil perduranter Arten in Abhängigkeit der Überstauungsintensitäten und der Sukzessionsdauer der Gebiete BS, WF, WD, HO, WÜ.

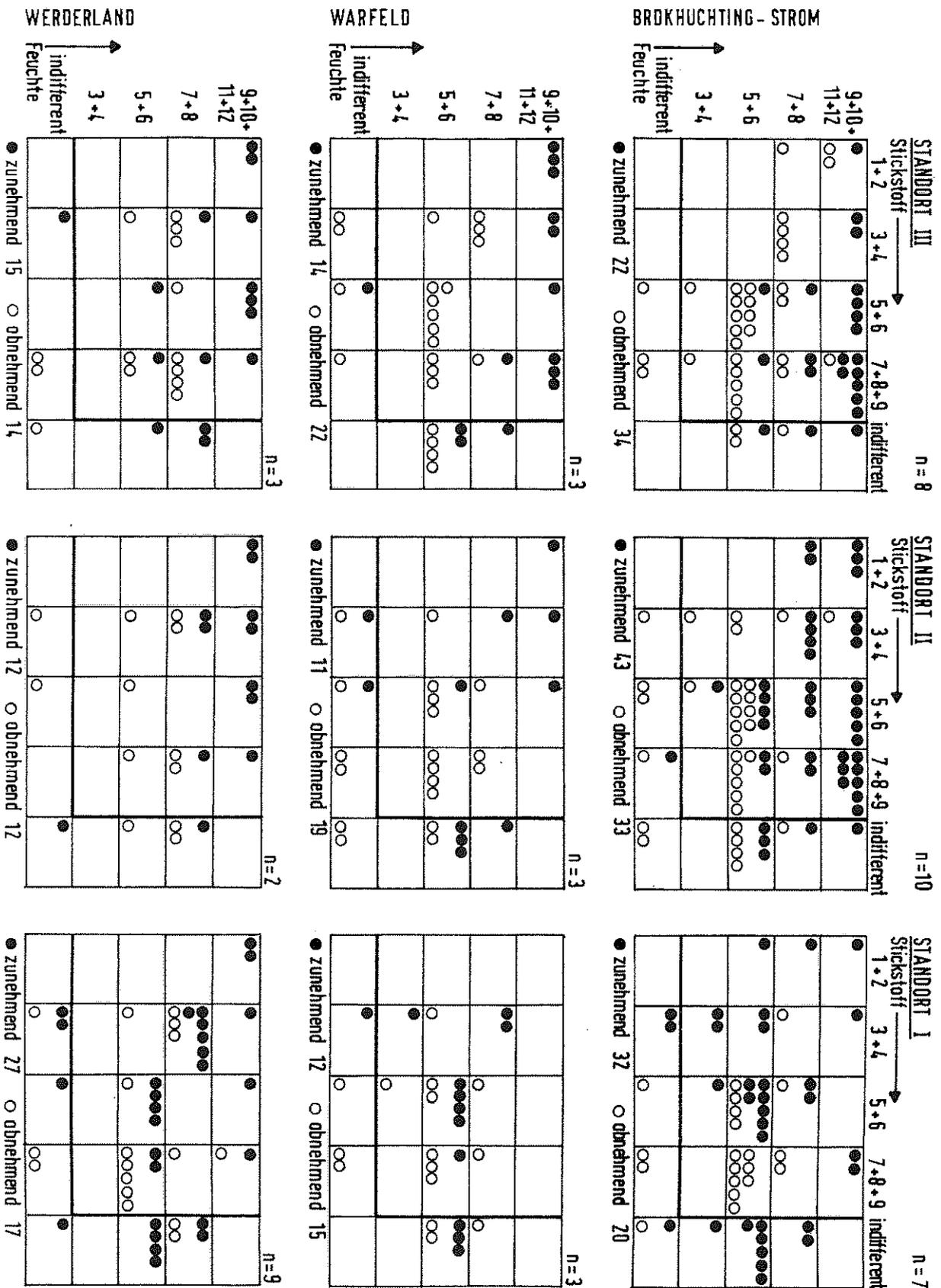
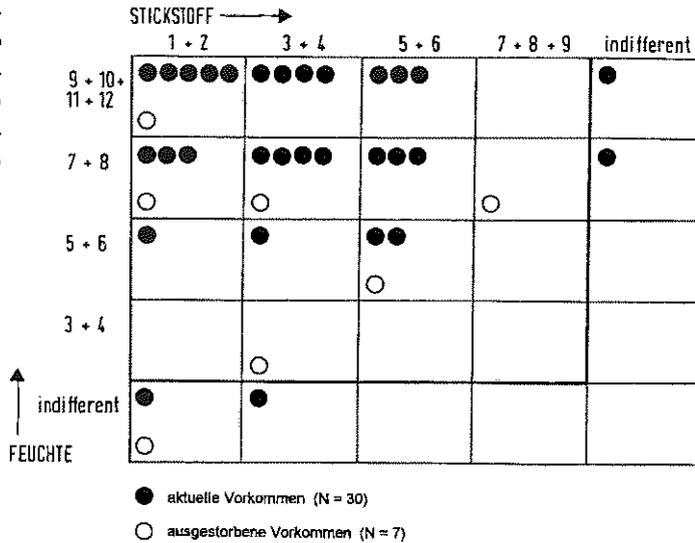


Abb. 5. Indikatorwert zu- und abnehmender Arten in Abhängigkeit der Überstauungsintensitäten für die Gebiete BS, WF und WD. Grundlage sind die Feuchte- (F) und Stickstoff- (N) Zahlen von Ellenberg et al. (1991).

Abb. 6. Indikatorwert der in Tabelle 2 aufgeführten gefährdeten Arten zzgl. ausgestorbener Grünlandarten (s. Abb. 5).



und eine ausschließlich positive Entwicklung in der Gruppe der Nässezeiger, während bei Grünlandarten frischer und nährstoffreicher Standorte wegen ihres weitgehenden Fehlens in der Ausgangssituation keine auffällige Abnahme eintreten konnte. Entsprechende Entwicklungen ergeben sich im Untersuchungsgebiet HO, wo zugleich eine vorrangige Förderung von Arten nährstoffarmer bzw. nur mäßig-reicher Standorte zu verzeichnen ist.

Da die Zielsetzung der Vernässung auch eine Förderung gefährdeter und bemerkenswerter Grünlandarten beinhaltet (Tab. 2), kann die in Abbildung 6 dargestellte Auftragung dieser Arten entsprechend ihren F- und N-Faktorenzahlen Aufschluß über deren potentielle Entwicklungsperspektiven in den Flutpoldern geben. Eine mit dem Ökogramm der gefährdeten Arten möglichst deckungsgleiche Verteilung der zunehmenden Arten in den Überstau-

ungskategorien läßt die Schlußfolgerung zu, daß auch hinsichtlich des Artenschutzes positive Entwicklungen zu erwarten sind, selbst dann, wenn potentielle „Zielarten“ (noch) nicht Bestandteil der überstauten Vegetation sind.

Eine diesbezüglich günstige Situation ist v. a. im Gebiet WD unter allen Überstauungsbedingungen erkennbar, während im Gebiet BS in der Gruppe III fast ausschließlich eine Förderung eutraphenter Nässezeiger zu verzeichnen ist. Diese Artengruppe weist kaum gefährdete und bemerkenswerte Arten auf. In diesem Areal zeichnen sich in Hinblick auf den Artenschutz für die überstauten Grünlandbestände der Gruppe II günstigere Perspektiven ab.

Die vorangehend anhand der Indikatoreigenschaften einzelner Arten verdeutlichten Vegetationsveränderungen spiegeln sich auch in der Veränderung der gewichteten mittleren Be-

standes-Zeigerwerte wider (Abb. 7). Bei den nicht bzw. kurz überstauten Beständen (Gruppe I) tritt keine Veränderung der Bestandesmittel der Feuchte ein, statt dessen zeigt die Verringerung der N-Werte bei den vormals intensiver bewirtschafteten Gebieten BS und WF positive Effekte extensivierter Nutzung an. Bei den Beständen der Gruppe II dieser Gebiete ist die Vernässungswirkung an der Zunahme der Feuchtemittel ablesbar. Die Vernässungseffekte treten naturgemäß am deutlichsten bei den stark überstauten Beständen der Untersuchungsgebiete BS, WF, HO, WÜ und OM hervor, wobei sich bezüglich der mittleren N-Zahlen divergierende Entwicklungsrichtungen ergeben. Die Zunahme der Nährstoff-Zeigerwertmittel beim Gebiet WÜ und einem Teil der Bestände des Gebietes BS beruht allerdings nicht zwangsläufig auf einer überflutungsbedingten Nährstoffzufuhr, sondern ist teilweise Folge der z. T. extremen Dominanzentwicklung einzelner bereits im Ausgangsbestand vorhandener Arten mit hoher Überstauungstoleranz und meist hoher N-Zahl (Röhrichte). Derartige Veränderungen der Dominanzstruktur werden im folgenden Abschnitt behandelt.

Dominanzstruktur

Lang anhaltende Überstauungen bewirken eine Selektion des Artenbestandes hinsichtlich der Anoxietoleranz und des Regenerationsvermögens nach einer Schädigung. Die unter extremen Bedingungen eintretende starke Konkurrenzmindering infolge des Ausfalls nicht angepaßter Arten (Narbenlückigkeit) erlaubt insbesondere den Arten der Flutrasen (*Agrostis stolonifera* ssp. *prorepens*, *Alopecurus geniculatus*) und der Röhrichte (*Glyceria maxima*, *Glyceria fluitans*, *Eleocharis palustris*, *Carex gracilis*, *Phalaris arundinacea*) in Verbindung mit vernässungsbedingt erhöhter Vitalität die volle Entfaltung ihres Produktionspotentials. Dies kann die Ausbildung monodominanter Vegetationsbestände zur Folge haben, sofern die Konkurrenzkraft der betreffenden Arten nicht durch andere Einflußfaktoren (z.B. Nutzung, Trophie, Grundwasser einfluß in der Vegetationsperiode) eingeschränkt werden kann (Hellberg 1995).

Tab. 2. Gefährdete und in Bremen bemerkenswerte Gefäßpflanzen (n. Nagler und Cordes 1993) mit Haupt- bzw. bedeutenden Nebenvorkommen im Grünland

Bromus racemosus	Oenanthe fistulosa
Caltha palustris	Pedicularis palustris
Carex canescens	Rhinanthus minor
Carex panicea	Rhinanthus serotinus
Carex vesicaria	Sanguisorba officinalis
Carex vulpina	Senecio aquaticus
Centaurea jacea	Silaum silaus
Cirsium dissectum	Stellaria palustris
Crepis biennis	Succisa pratensis
Dactylorhiza majalis	Thalictrum flavum
Eleocharis uniglumis	Triglochin palustre
Eriophorum angustifolium	Veronica scutellata
Juncus filiformis	Viola palustris
Lathyrus palustris	Viola persicifolia
Leontodon saxatilis	
Menyanthes trifoliata	

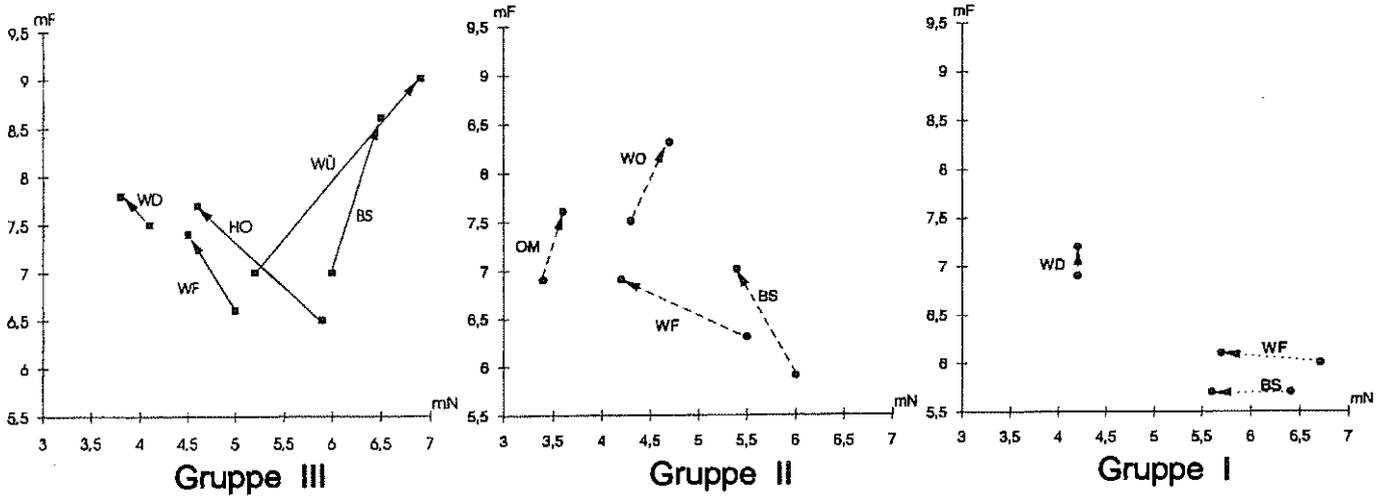


Abb. 7. Veränderung der mittleren gewichteten Zeigerwerte für die Faktoren Feuchte (F) und Stickstoff (N) in Abhängigkeit der Überstauungsintensitäten.

Auf Standorten mit stärker schwankendem Grundwasser ist, unabhängig vom Substrat, unter Mahd beispielsweise *Phalaris arundinacea* begünstigt (Abb. 8), bei stagnierendem, oberflächennahem Grundwasser in der Vegetationsperiode *Carex gracilis*. Auf wechselfeuchten, lehmig-tonigen Substraten der Fluß- und Moormarschen wird z.T. die Dominanzbildung von *Agropyron repens* infolge des selektiven Rückgangs der ehemaligen Begleitarten indirekt durch Überstauung gefördert (Abb. 9, Kundel 1995, Hellberg 1995). In diesen mahdgeprägten Grünlandbeständen konnten in den Stadien vor der Dominanzbildung meist regenerationsfreudige Flutrasenarten kurzzeitig höhere Deckungswerte erreichen, so *Glyceria fluitans* (Abb. 8) bzw. *Ranunculus repens* (Abb. 9). Diese Arten profitierten anfänglich von den durch Überstauung verursachten Lücken, unterliegen jedoch letztlich der Konkurrenz überstauungstoleranter Rhizomgeophyten.

Bei Überstauung zurückgehende und begünstigte Arten

Zu den negativ von der Überstauung betroffenen Arten gehören in erster Linie Kennarten des Wirtschaftsgrünlandes und der Weiden mit Verbreitungsschwerpunkt auf frischen Standorten. Sie besitzen keine physiologischen Anpassungen, die sie zu längerem Überdauern anaerober Bedingungen befähigen, und verschwinden z.T. bereits nach einer Überstauungsperiode aus

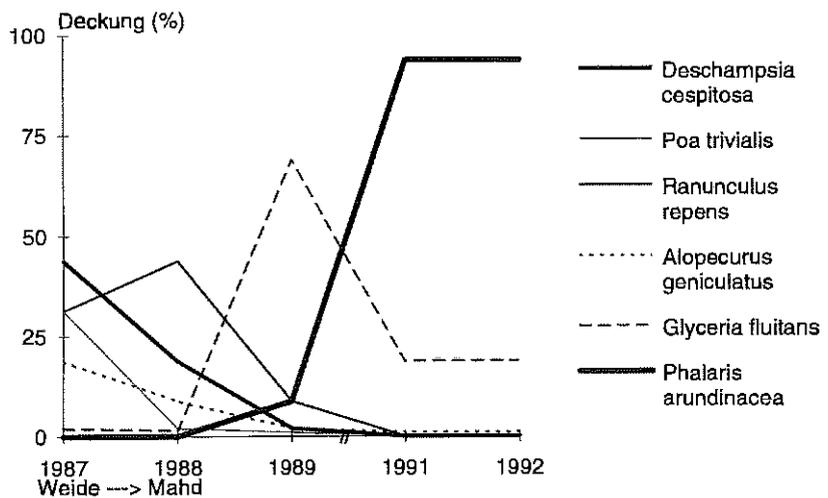


Abb. 8. Dominanzbildung von *Phalaris arundinacea* bei sehr langer Überstauung (III) in einer Dauerfläche im Gebiet Wü unter Berücksichtigung der Entwicklung ausgewählter Begleitarten.

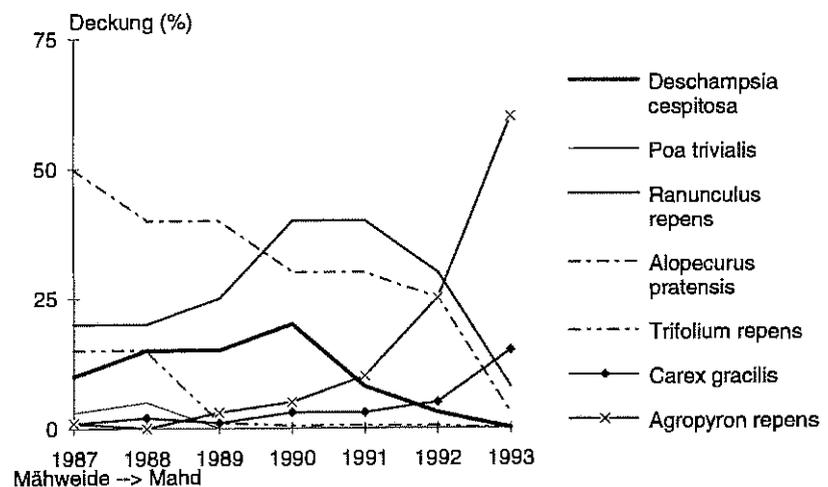


Abb. 9. Dominanzbildung von *Agropyron repens* bei sehr langer Überstauung (III) in einer Dauerfläche im Gebiet BS unter Berücksichtigung der Entwicklung ausgewählter Begleitarten.

Tab. 3. Wandel bedeutender Pflanzengesellschaften in Abhängigkeit der Überstauungsintensitäten

Ausgangsbestand	Vornutzung	Boden Art/Typ	Überflutungsregime		aktuelle Nutzung	Entwick- lungs- zeitraum (Jahre)	Endbestand	Veg.- typ
			Dauer (Wochen) Jahr/ Veg.-periode	Vegetation unter- getaucht/ emergent				
<i>Lolio-Cynosuretum typicum</i> , Var. v. <i>Alopecurus geniculatus</i>	Weide	Flußmarsch, tonig	23-34/13-17	untergetau.	Wiese, ab 15.6.	6	vegetationsarme Schlammflur	vegetationsarme Schlammfluren
<i>Lolio-Cynosuretum lotetosum</i>	Mähweide	Flußmarsch, tonig	23-29/13	untergetau.	Wiese, ab 15.6.	6	<i>Phalaridetum arundinaceae</i> , bodenoffenes Initialstadium	
<i>Molinietalia-Basalgesellschaft</i>	Mähweide	Flußmarsch, tonig	27-34/17	untergetau.	Mähweide, ab 15.6.	6	<i>Phalaridetum arundinaceae</i> , bodenoffenes Initialstadium	
<i>Rumici-Alopecuretum geniculati</i> , Subass. v. <i>Glyceria fluitans</i> , Var. v. <i>Acorus calamus</i>	Weide	Gley, sandig-lehmig	21-26/10	untergetau.	Weide	6	<i>Rumici-Alopecuretum geniculati</i> , Subass. v. <i>Glyceria fluitans</i> , Var. v. <i>Acorus calamus</i> , Fazies v. <i>Potentilla anserina</i>	Agrostetalia-Vegetation
<i>Lolio-Cynosuretum lotetosum</i> , Var. v. <i>Carex fusca</i>	Weide	Gley, sandig	10-23/7	untergetau.	Weide	6	<i>Rumici-Alopecuretum geniculati</i> , Subass. v. <i>Glyceria fluitans</i> , Fazies v. <i>Potentilla anserina</i>	
<i>Rumici-Alopecuretum geniculati</i> , typ. Subassoziation	Weide/ Mähweide, Mineraldüng.	Flußmarsch, tonig	13-18/4	untergetau.	Wiese (2x)/ Mähweide, ab 15.6.	1-3	<i>Rumici-Alopecuretum geniculati</i> , typ. Subassoziation	
<i>Lolio-Cynosuretum typicum</i> , typ. Variante	Weide	Flußmarsch, tonig	10-21/5	untergetau.	Weide	6	<i>Agrostis stolonifera</i> -Weideflutrasen, Var. v. <i>Agrostis canina</i>	
<i>Alopecurus pratensis</i> -Ges., artenreiche Variante	Mähweide	Flußmarsch, tonig	10-21/6	untergetau.	Wiese, ab 15.6.	6	<i>Ranunculo-Agropyretum repentis</i>	
<i>Deschampsia cespitosa</i> -Ges.	Weide/ Mähweide ?	Moomarsch, tonig	26/7	untergetau.	Mähweide/ Wiese (1-2x), ab 15.6.	4	<i>Rumici-Alopecuretum geniculati</i> , Subass. v. <i>Glyceria fluitans</i> , Var. v. <i>Ranunculus flammula</i>	
<i>Rumici-Alopecuretum geniculati</i> , Subass. v. <i>Glyceria fluitans</i>	Wiese (Nachweide)	Niedermoor (verdichtete/ vermurscht)	23/4	untergetau.	Wiese (1x), ab 1.7.	12	<i>Rumici-Alopecuretum geniculati</i> , Subass. v. <i>Glyceria fluitans</i> , Var. v. <i>Ranunculus flammula</i>	
<i>Rumici-Alopecuretum geniculati</i> , Subass. v. <i>Glyceria fluitans</i> , Fazies v. <i>Deschampsia cespitosa</i>	Weide, Mineraldüng.	Niedermoor	30/11	untergetau.	Wiese (1-2x), ab 15.6.	3	<i>Rumici-Alopecuretum geniculati</i> , Subass. v. <i>Glyceria fluitans</i> , Fazies v. <i>Phalaris arundinacea</i>	
<i>Deschampsia cespitosa</i> -Ges. (OC-arm)	Mähweide, Mineraldüng.	Flußmarsch, tonig	13/4	untergetau.	Mähweide, ab 15.6.	1-3	<i>Deschampsia cespitosa</i> -Ges., Fazies v. <i>Agrostis canina</i>	Molinietalia-Vegetation
<i>Lolio-Cynosuretum typicum</i> , typ. Variante	Weide	Flußmarsch, tonig	3-18/2	emergent	Weide	6	<i>Deschampsia cespitosa</i> -Ges., mit <i>Plantago major</i>	
<i>Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft, artenreiche Variante	Mähweide	Flußmarsch, tonig	4-12/1-2	emergent	Mähweide, ab 15.6.	6	<i>Molinietalia-Basalgesellschaft</i> , mit <i>Agrostis canina</i>	
<i>Deschampsia cespitosa</i> - Feuchtwiese (<i>Molinietalia-Basalges.</i> , OC-reich)	Weide/ Mähweide	Flußmarsch, tonig	6-19/4-10	emergent	Wiese (1x)/ Mähweide, ab 15.6.	2	<i>Molinietalia-Basalgesellschaft</i> , Fazies v. <i>Carex gracilis</i> /C. <i>vesicaria</i> / <i>Glyceria maxima</i> / <i>Agrostis canina</i>	
<i>Deschampsia cespitosa</i> - Feuchtwiese (<i>Molinietalia-Basalges.</i>)	Wiese	Niedermoor	23/4	emergent	Wiese (1x), ab 1.7.	2	<i>Deschampsia cespitosa</i> - Feuchtwiese, Fazies v. <i>Carex gracilis</i> /C. <i>vesicaria</i>	
<i>Calthion-Basalgesellschaft</i> , Subass. v. <i>Carex fusca</i> , Variante v. <i>Agrostis stolonifera</i> (Fazies v. <i>Phalaris arundinacea</i> / Fazies v. <i>Glyceria maxima</i>)	Wiese (1x), Nachweide	Niedermoor	23/4	emergent (Ausgangs- bestand unter- getaucht)	Wiese (1x), ab 1.7.	12	a) <i>Calthion-Basalgesellschaft</i> , Subass. v. <i>Carex fusca</i> , Fazies v. <i>Deschampsia cespitosa</i>	Calthion-Vegetation
<i>Rumici-Alopecuretum geniculati</i> , Subass./Fazies v. <i>Glyceria fluitans</i>	Wiese (1x), Nachweide	Niedermoor	23/4	emergent (Ausgangs- bestand unter- getaucht)	Wiese (1x), ab 1.7.	12	b) <i>Calthion-Basalgesellschaft</i> , Subass. v. <i>Carex fusca</i> , Fazies v. <i>Agrostis canina</i> und <i>Deschampsia cespitosa</i>	
<i>Deschampsia cespitosa</i> - Feuchtwiese (?) (<i>Molinietalia-Basalges.</i>)	Wiese, Nachweide	Niedermoor	23/4	untergetau.	Wiese (1x), ab 1.7.	3	a) <i>Calthion-Basalgesellschaft</i> , Subass. v. <i>Carex fusca</i> , Variante v. <i>Agrostis stolonifera</i> (Fazies v. <i>Phalaris arundinacea</i> / Fazies v. <i>Glyceria maxima</i>) b) <i>Calthion-Basalgesellschaft</i> , Fazies v. <i>Agrostis canina</i>	

dem Bestand. Der Grad der Schädigung steigt dabei mit zunehmender Überstauungsdauer und -höhe sowie zunehmender Erwärmung und Stagnation

des Wasserkörpers an (vgl. Klapp 1971, Meisel 1977). Einige dieser Arten sind jedoch zu begrenzter vegetativer Regeneration fähig (z.B. *Trifolium repens*),

während andere kurzzeitig aus dem im Laufe der Jahre aufgebauten Samenreservoir wieder auflaufen (z.B. *Leontodon autumnalis*, *Taraxacum officinale*,

Rumex acetosa). Diese Befähigung zur Regeneration scheint allerdings nur dann dauerhaft gegeben, wenn die Arten nicht fortdauernd durch ständig gleichartige Überstauungsregime beeinflusst werden und sich schließlich sowohl in der aktuellen Vegetation als auch im Samenspeicher erschöpfen.

Bei den in erster Linie geförderten Arten handelt es sich um strebtolerante und vegetativ ausbreitungskräftige Arten der Flutrasen und Röhrichte. Von der überstauungsbedingten Auflockerung der Vegetation profitieren aber auch schwachwüchsige Arten der Kleinseggenriede, die auf stärker grundwasserbeeinflussten Standorten bei mäßiger Nährstoffversorgung erhebliche Mengenanteile in den Beständen entwickeln können (v.a. *Agrostis canina*). Feuchtwiesenarten i.e.S. (Molinietales- u. Calthion-Arten) gehören hingegen zumindest bei hoher Überstauungsintensität nicht zu den primär begünstigten Arten, wobei allerdings artspezifische Unterschiede bezüglich der Überstauungstoleranz und der Konkurrenzfähigkeit bei unterschiedlicher Vegetationsstruktur zu berücksichtigen sind. So sind z.B. *Caltha palustris*, *Thalictrum flavum* und *Lathyrus palustris* als ausgesprochen überstauungstolerant einzuordnen, während bei *Lychnis flos-cuculi*, *Lotus uliginosus* und *Cirsium palustre* allenfalls eine mäßige Toleranz besteht. Ein Vergleich der Anzahl der Feuchtwiesenarten in den Ausgangs- und Endbeständen zeigt insgesamt nur geringe Zunahmen, bezüglich der relativen Anteile am Artenbestand ergeben sich sogar durchgängig Abnahmen (Abb. 10), d.h. Arten anderer soziologisch-ökologischer Zuordnung wurden relativ stärker begünstigt (s.o.). Bei einem Teil der Untersuchungsgebiete (BS, WF) beruht das Ausbleiben einer positiven Entwicklung von Feuchtwiesenarten auf deren weitgehendem Fehlen im Ausgangsbestand bzw. im Samenreservoir (Bernhardt et al., in Vorb.).

Veränderungen der Pflanzengesellschaften

Der Wandel der wichtigsten Pflanzengesellschaften unter den Bedingungen der Überflutungsregime ist in Tabelle 3 dargestellt. Dabei ist jedoch auch der auf die Vegetation einwirkende Bewirt-

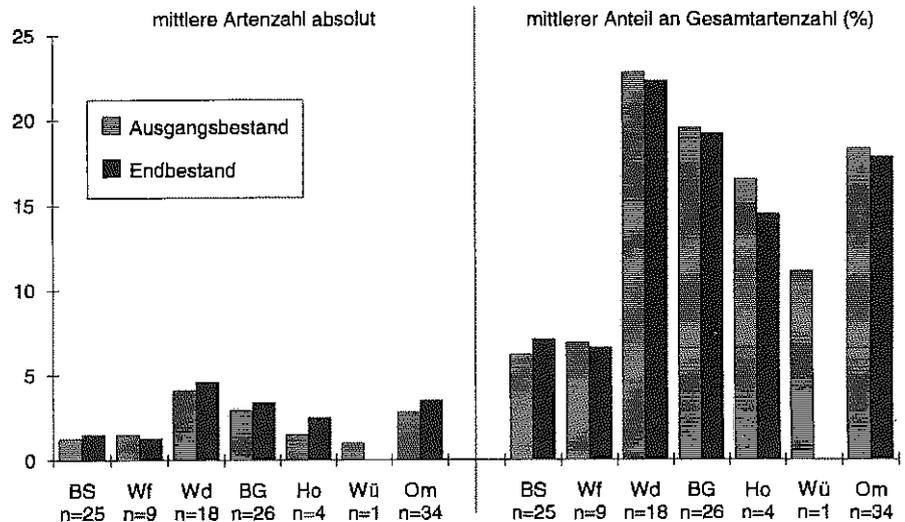


Abb. 10. Veränderung der Molinietales-Arten in den Untersuchungsarealen: mittlere absolute Anzahl und mittlere Anteile (%) an der Gesamtartenzahl der untersuchten Bestände.

schaftungswandel zu berücksichtigen. Als nicht existenzfähig unter den Bedingungen lang anhaltender Überstauungen mit Fortdauer in der Vegetationsperiode erwiesen sich das Lolio-Cynosuretum typicum et lotetosum. Bei mehr als 100 Tagen Überstauung entstanden aus ihnen vorrangig *Agrostis stolonifera*-Weideflutrasen (Agrostietalia). Bei mehr als 70 Tagen Überstauung in der Vegetationsperiode gelangten diese auch nach sechsjährigem Sukzessionsverlauf nicht über das Stadium nahezu vegetationsfreier „Schlammflächen“ hinaus. Oft fehlen im Umfeld überstauungstolerante polykormonbildende Rhizomgeophyten, die diese Flächen besiedeln könnten.

Bereits im Ausgangsbestand als Flutrasengesellschaften des Rumici-Alopecuretum geniculati typicum et glycerietosum eingestufte Bestände blieben bei Neueinführung der Überstauung als solche erhalten. Bei extremer Erhöhung der Überstauungsintensität treten Röhrichtarten faziesbildend auf. Auf einem Niedermoorstandort löste die Verminderung der anfänglichen Überstauungsintensität (v.a. der Höhe) die Umwandlung eines Rumici-Alopecuretum glycerietosum in eine Calthion-Basalgesellschaft (Subass.gruppe von *Carex fusca*) aus (150–160 Tage flache Überstauung).

Bestände der *Deschampsia cespitosa*-Gesellschaft, die als Molinietales-Basalgesellschaften zu bewerten sind, vermögen auch längere winterliche Überflutungen zu überdauern. Sie kann

auch als Folgegesellschaft eines durch Überstauungen degradierten Lolio-Cynosuretums entstehen. Die Anteile der Flutrasen- und Riedarten erhöhen sich mit zunehmender Dauer der Überstauung in der Vegetationsperiode. Bei Überstauungen von 4–10 Wochen in der Vegetationszeit entwickelten sie sich zu Flutrasengesellschaften oder Riedarten treten faziesbildend in Erscheinung. Auf Niedermoor entstand bei ca. 150 Tagen Überstauung innerhalb von drei Jahren eine Calthion-Basalgesellschaft (Fazies von *Phalaris arundinacea* et *Glyceria maxima*).

Unabhängig vom Substrat sind auf wechselfeuchten Standorten Flutrasenbestände des Rumici-Alopecuretum geniculati die überlegenen Pflanzengesellschaften in Flutpoldern, verzahnt mit mosaikartig entstehenden artenarmen Röhricht- und Riedpolykormonbeständen (*Carex gracilis*, *Glyceria maxima*, *Phalaris arundinacea*, *Eleocharis palustris*, auf humosen und ärmeren Substraten lokal auch *Calamagrostis canescens*). An langfristig überstauten und ganzjährig nassen Standorten können Magnocaricion-Gesellschaften (*Caricetum gracilis*, Subass. v. *Cardamine pratensis*, *Caricetum vesicariae* im Untersuchungsgebiet WD sowie *Caricetum distichae* im Untersuchungsgebiet WF, Handke und Hobrecht 1993) entstehen. Auf sommerlich stärker abtrocknenden Flußmarschstandorten entwickeln sich zuweilen auch Queckenflutrasen (*Ranunculo-Agrophyretum repentis*, vgl. Tüxen 1977, Dierschke

und Jeckel 1980). Auf sandigen Gleyen wurden im Gebiet BS kleinflächig Feuchtweiden (*Lolio-Cynosuretum lotetosum*) in *Potentilla anserina*-devastierte Kleinseggenriede überführt.

Die Entwicklung von Calthion-Gesellschaften scheint auf Niedermoorstandorten begünstigt zu sein, ist jedoch an weitere Voraussetzungen geknüpft, wie etwa ausreichendes Artenpotential im Ausgangsbestand oder Samenreservoir, nicht zu hohe Überstauungsintensitäten, günstige Porenstruktur und hohe Kapillarität der Torfe, mäßige Trophie, evtl. auch die hohe Calciumsorption der Torfe (Hellberg 1995, vgl. auch Grootjans 1985).

Diskussion und Schlußfolgerungen

Das Ausmaß der Vegetationsdynamik infolge neu eingeführter Überflutungen ist von der Intensität und der Zusammensetzung der betroffenen Vegetationsbestände abhängig. Die Effekte können in geringfügigen Fluktuationen, aber auch in der Auslösung von Sekundärsukzessionen bestehen. Wenn keine an Überstauung angepaßte Agrostietalia- und Phragmitetea-Arten am Bestandsaufbau der Grünlandvegetation in ihrer Ausgangssituation beteiligt sind, können neuartige, mehrmonatige Überflutungen, die mit langer Dauer in die Vegetationsperiode hineinreichen, lückige Grünlandnarben bis hin zu vegetationslosen Schlammfluren verursachen. Diese „Narbenschäden“ waren und sind in den durch Weidelgras-Weißkleewiden dominierten Flußmarschen besonders markant. Sie ähneln den von Raabe (1960) beschriebenen Folgen singulärer „katastrophaler Hochwasserereignisse“ in der Treenniederung. Bei an hohe Grundwasserstände angepaßter Ausgangsvegetation mit Überwiegen von Feuchte- und Nässezeigern treten solche Schäden nicht ein (Meisel 1977, Hellberg 1995). Hingegen beeinflussen hier praktizierte Überstauungsregime v.a. die Sukzession von Agrostietalia- und Phragmitetea-Gesellschaften positiv. Erstere ist durch das Regenerationsvermögen wichtiger Bestandsbildner bevorteilt, letztere durch die Überstauungstoleranz einzelner Arten. Dies ist das Ergebnis der physiologischen und morphologischen Anpassung der Phrag-

mitetea-Arten, ggf. anaerobe Umweltbedingungen zu ertragen (Brändle und Crawford 1987). Allerdings zeigt sich auf Standorten, die wegen zeitweilig fehlendem Grundwasserkontakt zur Wechselfeuchte neigen (Fluß- und Moormarschen), daß eine Expansion von Röhrlichen und Riedarten über polykormone Ausbreitung in „trockenere“ Areale stark gehemmt ist bzw. völlig unterbleibt. Unter diesen Umständen kann auf stickstoffreichen Flußmarschstandorten z.T. *Agropyron repens* die Sukzession prägen. Entsprechendes gilt für nicht zu nasse Moormarschen und sandigere Standorte (Dierschke und Jeckel 1980). Bei ausgeglichener Standortfeuchte und nicht zu hohem Nährstoffniveau gehören außerdem konkurrenzschwächere Arten der Kleinseggenriede zu den durch die Bestandslückigkeit begünstigten (u.a. *Agrostis canina*, *Carex nigra*, *Stellaria palustris*). Auf z.T. ehemals beackerten Flußmarschstandorten konnten auch ruderale Lückenbesiedler festgestellt werden (Kundel 1993a). Grundsätzlich erweist sich für einen Großteil der Kennarten der Molinio-Arrhenatheretea die Überstauung als negativ selektierender Faktor (Meisel 1977). Empfindlich auf kurze winterliche Überstauung (< 70 Tage) reagieren herbstanuelle bzw. wintergrüne Arten (*Bromus spec.*, *Holcus lanatus*, *Anthoxanthum odoratum*, *Festuca rubra*, *Cerastium holosteoides*, *Trifolium repens*, *Lolium perenne*, *Cynosurus cristatus* u.a.) und Arrhenatheretalia-Arten (*Dactylis glomerata*, *Achillea millefolium*), die einen deutlichen Bestandsrückgang aufweisen oder ausfallen. Neben den physiologischen Effekten auf die im Bestand etablierten Individuen kann die Überstauung auch alle übrigen Phasen des Lebenszyklus (z.B. Keimphase) beeinflussen. So liegt z.B. die Keimphase der auf generative Vermehrung angewiesenen Arten *Rhinanthus minor* et *serotinus* meist in der Höhepunktphase des angestrebten Stauregimes (Februar-März, vgl. Bakker 1989, Hoberrecht 1990). Während Klappertopf-Arten wasserfreien Boden verlangen, gelingt anderen Arten auch die Keimung bzw. Keimlingsetablierung unter Wasser (*Caltha palustris*, *Senecio aquaticus*, *Ranunculus acris*, *Lychnis flos-cuculi* u.a., Hellberg 1995). Allerdings beinhalten Frühjahrsüberstauungen, insbe-

sondere mit größeren Wassertiefen, zahlreiche Risiken (Erwärmung und Sauerstoffmangel des Flutwassers, geringere Lichttransmission, Algenwattenbildung, Klapp 1971), die der vitalen Entwicklung zahlreicher Arten Grenzen setzt.

Entscheidend für die Sukzession dürfte sein, daß Flutregime in künstlichen Poldern mitunter jährlich ähnlich gestaltet ablaufen – soweit die technischen Rahmenbedingungen gegeben sind und für durch Überflutung negativ betroffene Arten sich keine Regenerationsphasen ergeben. Bei durch Sauerstoffdefizite verursachte Samensterblichkeit (vgl. Mayer und Poljakoff-Mayber 1963), kommt es daher mehr oder weniger rasch zur Erschöpfung der Diasporenbanken. Daraus erklärt sich die gerichtete Artenverarmung in dem Flutpolder BS. In flach und unregelmäßig überfluteten Arealen ist dies derzeit nicht erkennbar. Damit ist auch eine wesentliche Unterscheidung zu „natürlichen“ Überschwemmungen in Auen gegeben, die i. d. R. wenig kontinuierlich und gleichförmig ablaufen (Meisel 1977).

Im Hinblick auf das naturschutzfachlich begründete Leitziel, artenreiche Grünlandvegetation insbesondere der Molinietalea zu fördern, kann eine vornehmlich auf die Förderung von artenärmeren Dominanzbeständen der Agrostietalia und Phragmitetea abzielende Entwicklung nicht befriedigen, wenngleich auch sie als charakteristische Bestandteile des Feucht- und Naßgrünland-Lebensraumkomplexes zur Erhöhung landschaftsökologischer Diversität und zur Charakteristik des Landschaftsbildes beitragen. Eine günstige Entwicklung von Feuchtgrünlandvegetation i. e. S. ist in Flutpoldern nur unter Beachtung mehrerer Rahmenfaktoren zu realisieren:

a) vegetationskundliche Rahmenfaktoren

■ Ein Vorhandensein der zu fördernden Arten bzw. Artengemeinschaften in der Ausgangssituation: Neuetablierungen von nicht im Gebiet vorhandenen Arten sind selbst langfristig auffällig selten.

■ Begrenzung der Überflutungsintensität: Sie sollte die – artspezifisch unterschiedlichen – Toleranzbereiche der

Feuchtwiesenarten nicht überschreiten bzw. nicht soweit in den Optimalbereich der Röhrich- und Großseggenarten verschoben werden, daß diese ihre volle Konkurrenzskraft auf Kosten niedrigwüchsiger Feuchtwiesenarten entfalten können. Die Konkurrenzfähigkeit der Phragmitetea-Arten läßt sich nur innerhalb bestimmter Grenzen der Standortvernässung und der Trophie durch ein extensives Bewirtschaftungsregime einschränken (Bakker 1989, Hellberg 1995). Nach unseren Befunden scheinen die Anforderungen erfüllt zu sein, wenn die Wasserstände – unter Berücksichtigung der Witterungssituation – im Zeitraum Mitte März bis Mitte April auf Flurhöhe abgesenkt werden.

■ Erhalt von räumlichen Gradienten der Überstauungsintensität: Es sollten immer räumlich benachbart Teilbereiche nicht bzw. allenfalls kurz überstaut werden.

■ Absicherung zeitlicher Diskontinuitäten: Wechselnde Wasserstände in den Jahren und den jeweiligen Stauperioden entsprechen eher natürlichen Überschwemmungsrhythmen in Auen. Andererseits können daraus auch Probleme in anderen Biotopen der Grünlandareale entstehen (z. B. Gräben, vgl. Kundel 1993b).

b) naturräumliche Rahmenfaktoren

■ Da insbesondere grundwasserfernere Flußmarschstandorte substratbedingt stärker der Wechselfeuchte ausgesetzt sind, die infolge der geringen lateralen Wasserleitfähigkeit der Böden bei sommerlich hoher Evapotranspiration auch durch hohen Grabeneinstau nicht wirkungsvoll gemindert werden kann, sind der Ausbildung artenreicher Feuchtgrünlandvegetation des *Calthion* grundsätzlich enge Grenzen gesetzt. Sollen hier neben *Agrostietalia*- und *Phragmitetea*-Vegetation durch extensive Bewirtschaftung arten- und kräuterreiche, mesophile Grünlandgesellschaften gefördert werden, sind Überstauungen in der Vegetationsperiode nicht bzw. allenfalls kurzzeitig sinnvoll (Kundel 1993a).

■ Für Niedermoorlandschaften eröffnen sich günstigere Perspektiven, ein künstliches Überflutungsregime mit sommerlicher (Wieder-)Vernässung durch Anhebung von Grundwasserständen zu kombinieren, sofern die

physikalische Struktur der Torfe nicht durch Entwässerung und Intensivnutzung zu sehr verändert wurde. Unter diesen Bedingungen können insbesondere typische überflutungsgeprägte Ausbildungen des *Calthion* entwickelt werden (Hellberg 1995), wobei sich auch eine geringe Nährstoffverfügbarkeit förderlich auswirkt. Auf stark zersetzten und verdichteten Niedermoor-torfen nähern sich die Bedingungen dagegen denjenigen auf tonigen Flußmarschstandorten an, d. h. Staunässe und Wechselfeuchtigkeit infolge gestörter kapillarer Grundwassernachlieferung begünstigen v. a. Flutrasenvegetation.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß die Überstauung als Vernässungsmaßnahme mit dem Ziel der Feuchtgrünland-Entwicklung (i. e. S. *Molinietalia*, *Calthion*) aus vegetationskundlicher Sicht nicht die Methode der Wahl ist. Wesentlich günstigere Effekte wären von einer gleichmäßigen Grundwasseranhebung innerhalb der Vegetationsperiode zu erwarten. Wenig erfolgversprechend im Hinblick auf das genannte Ziel sind Vernässungsmaßnahmen bei Standorten, deren substratbedingte Wechselfeuchtigkeit nicht wirkungsvoll beseitigt werden kann. Die Entwicklung artenärmerer Fragmente der *Molinietalia* wäre unter diesen Bedingungen bereits als Erfolg zu bewerten. Im Einzelfall können sich daher durchaus Zielkonflikte mit den avifaunistischen Anforderungen an große zusammenhängende und ausreichend hoch überflutete Grünlandareale ergeben, die letztlich einer Zielabwägung bedürfen (vgl. Handke 1993).

Abschließend ist die Frage nach dem Leitbild zu stellen, das mit der Wiederherstellung von Überflutungsarealen verfolgt werden soll. Orientiert sich dieses z. B. an der historischen Situation, wie sie etwa in der zweiten Hälfte des vorigen Jahrhunderts herrschte, so lassen sich derartige Verhältnisse meist wohl nur unter Einsatz mehr oder weniger aufwendiger technischer Vorrichtungen, z. B. in Poldern, erreichen. Der alternative Ansatz könnte darin bestehen, der natürlichen Dynamik innerhalb derzeit gegebener landschafts-ökologischer Rahmenbedingungen mehr Raum zu geben (vgl. Kundel et al., im Druck). Konkret würde darunter die Öffnung der Aue unter dem heute herr-

schenden Hochwasserregime innerhalb festzulegender Grenzen verstanden. Naturschutzfachliche Teilziele wie z. B. die Begünstigung bestimmter Artengruppen oder Vegetationstypen wären hierbei gegenüber dem Ziel der Förderung natürlicher dynamischer Prozesse nachrangig.

Bei der Abwägung zwischen diesen Leitbildern ist allerdings zu bedenken, daß das häufig bevorzugte historische Vorbild keineswegs als „natürlich“ zu erachten ist, sondern in vielfältiger Weise durch menschliches Wirken mitverursacht war.

Literatur

- Bakker, J. P., 1989: Nature management by grazing and cutting. – *Geobotany* 14, 400 S.
- Brändle, R., Crawford, R. M. M., 1987: Rhizome anoxia tolerance and habitat specialization in wetland plants. – In: Crawford, R. M. M. (Hrsg.): *Plant life in aquatic and amphibious habitats*, 397–410.
- Dierschke, H., Jeckel, G., 1980: Flutrasen-Gesellschaften des *Agropyrum* im Allertal (NW-Deutschland). – *Mitt. Flor.-Soz. AG N.F.* 22, 77–81.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D., 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobot.* 18, 248 S.
- Ganzert, Ch., Pfadenhauer, J., 1988: Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer. – *Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs.* 16, 1–64.
- Grootjans, A. P., 1985: Changes in groundwater regime in wet meadows. – *Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen*.
- Handke, K., 1993: Auswirkungen winterlicher Überstauungen auf die Fauna eines Grünland-Graben-Gebietes. – *Verh. Ges. Ökol.* 22, 57–64.
- Handke, U., Hobrecht, K., 1993: Ergebnisse der Begleituntersuchungen im Bereich der Ochtumverlegung/nördlicher Abschnitt und Warfeld. – LFB, unveröff. Gutachten i. A. des Hafenamtes Bremen.
- Hellberg, F., 1995: Entwicklung der Grünlandvegetation bei Wiedervernässung und periodischer Überflutung. – *Diss. Bot.* 243, 271 S.

- Hintemann, G.*, 1988: Untersuchungen zur Landschaftsgeschichte des Niedervielandes bei Bremen. – Dipl.-Arbeit Univ. Münster, 104 S.
- Hobrecht, K.*, 1990: Zur Ökologie von *Rhinanthus serotinus* unter besonderer Berücksichtigung der Neuan siedlung in der Wesermarsch/Niedervieland bei Bremen. Dipl. arb. Lehrst. f. Landschaftsökologie Univ. Münster, 142 S.
- Klapp, E.*, 1971: Wiesen und Weiden (4. Aufl.). 620 S. – Berlin, Hamburg.
- Kundel, W.*, 1993a: Grünlandentwicklung unter dem Einfluß winterlicher Überstauungen. – Verh. Ges. Ökol. 22, 103–110.
- Kundel, W.*, 1993b: Vegetationskundliche und planerische Aspekte zur Wasservegetation im Niedervieland unter Berücksichtigung neuangelegter Kleingewässer. – Metelener Schriftenr. f. Naturschutz 4, 223–234.
- Kundel, W., Handke, K., Zöckler, Ch.*, (im Druck): Das Leitbild für Schutz, Pflege und Gestaltung der Bremer Niederungslandschaft am Beispiel Niedervieland und Wümmeniederung aus naturschutzfachlicher Sicht. – Tagungsband d. FB Landespflege der Univ. Höxter.
- Londo, G.*, 1975: Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. – Ber. Internat. Sympos. Int. Ver. Vegetationskunde, Rinteln 1973, 613–617.
- Mayer, A. M., Poljakoff-Mayber, A.*, 1963: The germination of seeds. London, 236 S.
- Meisel, K.*, 1977: Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flußtäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einige wesentliche Nutzungsansprüche. – Schr. Reihe Vegetationskde. 11, 121 S.
- Nagler, A., Cordes, H.*, 1993: Atlas der gefährdeten und seltenen Farn- und Blütenpflanzen im Land Bremen mit Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. – Abh. Naturw. Ver. Bremen 42/2, 161–580.
- Raabe, E. W.*, 1960: Über die Regeneration überschwemmter Grünländereien in der Treene-Niederung. – Schr. Naturw. Ver. Schl.-Holst. 31, 25–55.
- Rosenthal, G.*, 1992: Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen – Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen. – Diss. Bot. 182, 283 S.
- Seitz, J., Dallmann, K.*, 1992: Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flußniederungen. 536 S. Bremen.
- Sutoris, M.*, 1979: Erfassung und Kartierung der Pflanzengesellschaften im Bereich des Naturschutzgebietes Hohe Sieben, des Naturschutzgebietes Dümmer/Vogelwiese und der Teichwiesen im Randbereich des Dümmer. – Unveröff. Gutachten i. A. des Niedersächs. Landesverw. amtes, Fachbehörde f. Naturschutz. 10 S.
- Tüxen, R.*, 1977: Das *Ranunculo repentis-Agroropyretum repentis*, eine neu entstandene Flutrasen-Gesellschaft an der Weser und an anderen Flüssen. – Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 19/20, 219–224.

Anschrift der Verfasser

Dr. Frank Hellberg
 Universität Bremen – Fachbereich 2
 Abteilung Geobotanik und
 Naturschutz
 Postfach 33 0440
 28334 Bremen

Dipl.-Geogr. Wolfgang Kundel
 Landschaftsökologische
 Forschungsstelle Bremen
 Am Wall 164
 28195 Bremen

Quantitative hydrologische Voraussetzungen für die Regeneration von Feuchtwiesen

von Markus Hengstenberg, Gert Rosenthal, Dagmar Scholle, Achim Schrautzer

1. Einleitung

Der Flächenanteil gefährdeter Feuchtwiesen ist in den letzten Jahren stark zurückgegangen und beträgt nur noch ca. 5–10 % der nordwestdeutschen Grünlandfläche. Die Regeneration bereits devastierter Gebiete gewinnt daher gegenüber der Erhaltung der Restbestände eine immer stärkere Bedeutung im Naturschutz. Es handelt sich vor allem um die durch extensive, meist Mähnutzung entstandenen Pflanzengesellschaften der Sumpfdotterblu-

men-, Pfeifengras- und Kleinseggenwiesen. Regenerationsmaßnahmen zielen auf die Wiederherstellung von historisch am selben Wuchsort belegten Lebensgemeinschaften ab und haben die Wiederherstellung der entsprechenden Standortbedingungen zur Voraussetzung. Die genaue Kenntnis der Standortsamplitude der „Zielpflanzengesellschaften“ ist dazu unbedingt notwendig, wobei Wechselbeziehungen und Abhängigkeiten der einzelnen Standortfaktoren voneinander zu berücksichtigen sind: nur beim „Zu-

sammenpassen“ von biotischen Potentialen (Einnischungsfähigkeit, Toleranzbreite von Pflanzenarten) einerseits und abiotischen Rahmenbedingungen andererseits ist, potentiell zumindest, die Wiederherstellung möglich (Abb. 1).

In Ermangelung von Langzeituntersuchungen zur Wiedervernässung, die über die tatsächlich möglichen Erfolge

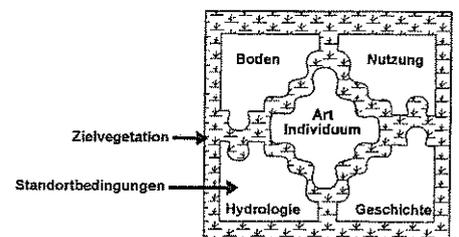


Abb. 1. Die wichtigsten Standortfaktoren: nur wenn alle Puzzleteile zusammenpassen, kann sich potentiell eine zuvor definierte Pflanzengesellschaft etablieren.

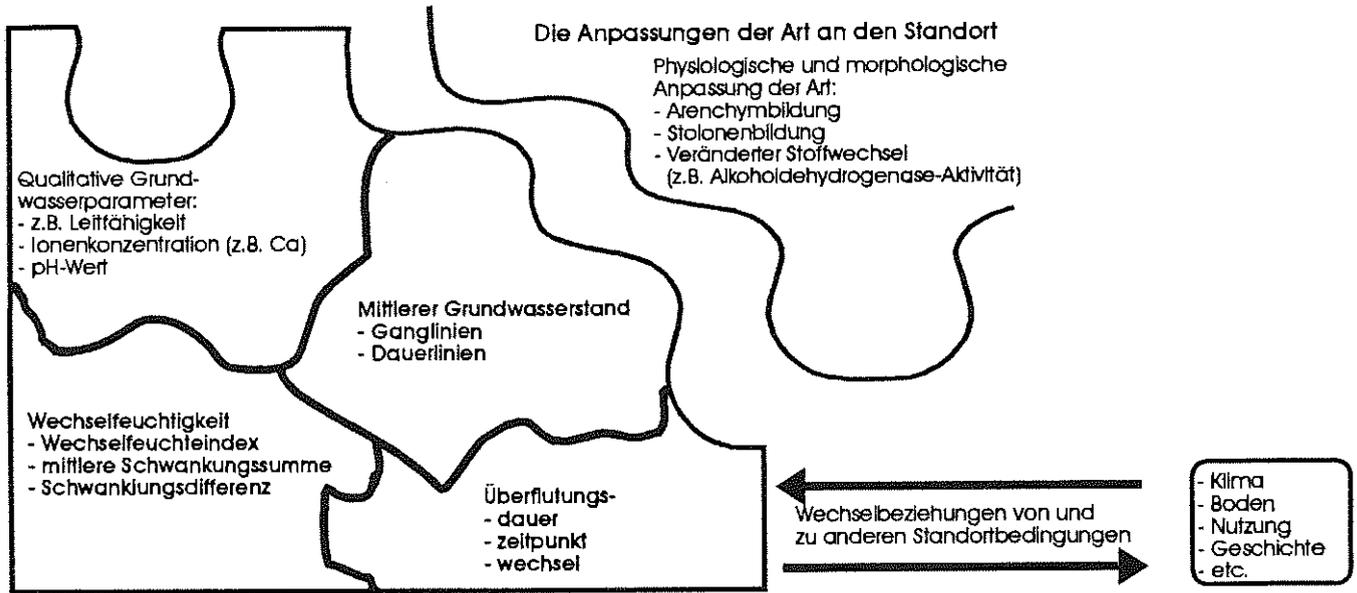


Abb. 2. Die hydrologischen Standortbedingungen.

von Regenerationsmaßnahmen Auskunft geben könnten, ist es zunächst notwendig, Rahmenrichtlinien zu erarbeiten, die sich an der weitestgehenden Forderung des Naturschutzes, nämlich der Regeneration (der Wiederherstellung am selben Standort) orientieren (vergl. Pfadenhauer 1991). Die Probleme der Reversibilität bodenkundlicher, hydrologischer und biotischer Veränderungen sind dabei also noch nicht

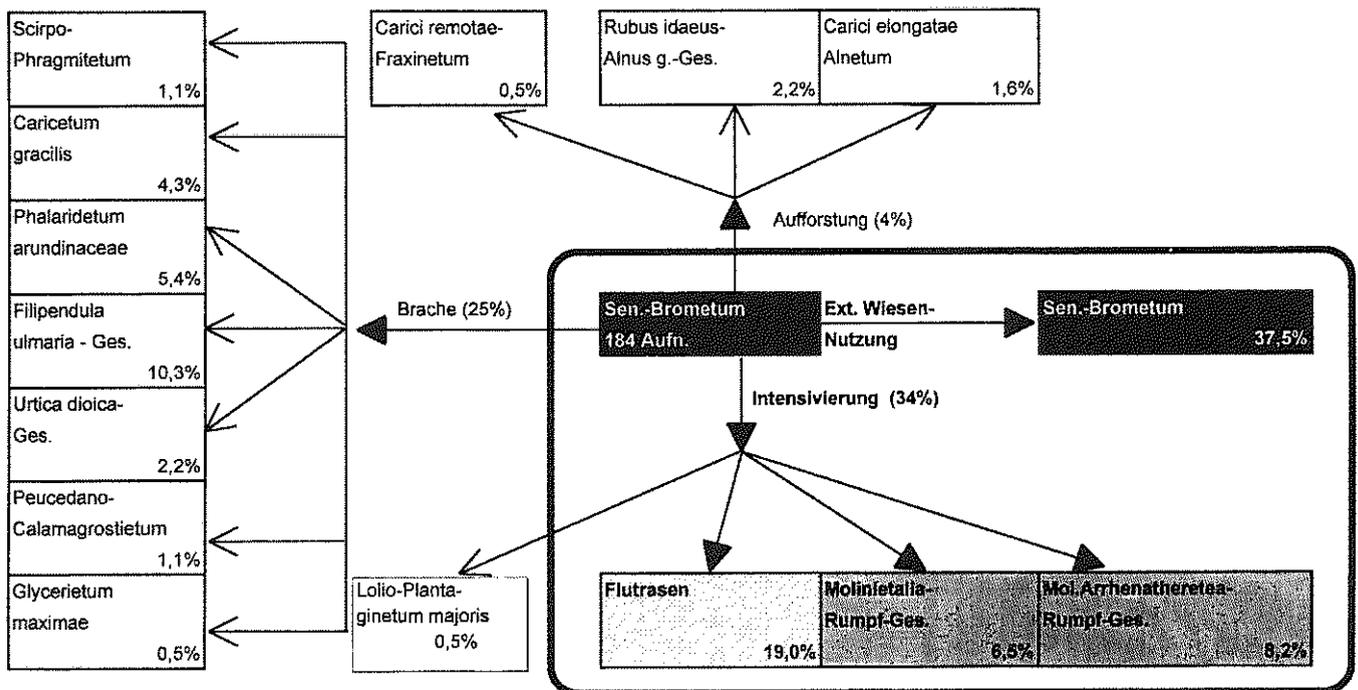
mitberücksichtigt; sie setzen der Regeneration historischer Pflanzengesellschaften aber a priori Grenzen, so daß hier nur mehr oder weniger theoretische ökologische Zielwerte definiert werden können.

Die vorliegende Arbeit befaßt sich insbesondere mit den quantitativen hydrologischen Standortbedingungen von Feuchtwiesen. Dazu sollen drei ökologisch aussagefähige, aus einfachen

Grundwasserstandsmessungen ableitbare, quantitative Parameter herangezogen werden:

■ **der mittlere Grundwasserstand:** legt das mittlere Niveau des Wasserstandes im Jahresverlauf fest;

■ **die Wechselfeuchtigkeit:** kennzeichnet die Unterschiede der hydrologischen Bedingungen im Jahresverlauf (z.B. Ausmaß der Sommertrockenheit eines Standortes). Zur Quantifizierung



Im Artikel näher dargestellte Gesellschaften sind schattiert und umrandet dargestellt. Im Text wird immer dieselbe Schraffur verwendet.

Abb. 3. Vegetationsveränderungen im mittleren Ostetal zwischen 1964 und 1993 (nach Frese 1994).

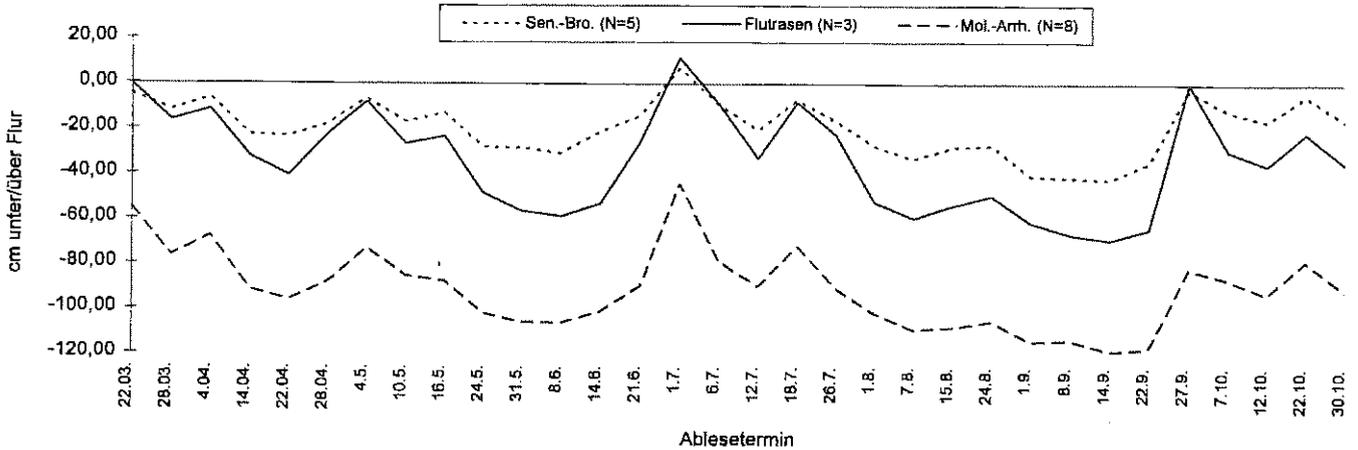


Abb. 4. Mittlere Grundwasserganglinien ausgewählter Grünlandgesellschaften.

wurde der Wechselfeuchteindex nach Scholle und Schrautzer 1993 berechnet; die Überflutungsdauer: kennzeichnet die Dauer anaerober Bedingungen.

2. Leitbildentwicklung für die Regeneration

Als „Zielgesellschaften“ für die Regeneration von Feuchtwiesen werden hier beispielhaft die Wassergreiskrautwiesen behandelt, die nach Meisel und Hübschmann (1975) in den 50er Jahren mit ca. 25 % den größten Anteil am nordwestdeutschen Grünland ausmachten. Im Untersuchungsgebiet, dem Ostetal zwischen Bremen und Hamburg, ist diese Pflanzengesell-

schaft heute auf ein Drittel ihres in den 60er Jahren noch vorhandenen Bestandes reduziert (Müller et al. 1992, Frese 1994, Abb. 3). Ein weiteres Drittel der im Jahre 1964 noch dokumentierten Wassergreiskrautwiesen sind heute

„Intensivgesellschaften“, Flutrasen, Molinieta- und Molinio-Arrhenatheretea-Rumpfgesellschaften zuzuordnen (Abb. 3). Unter Rumpfgesellschaften werden in diesem Zusammenhang Gesellschaften verstanden, die sich ne-

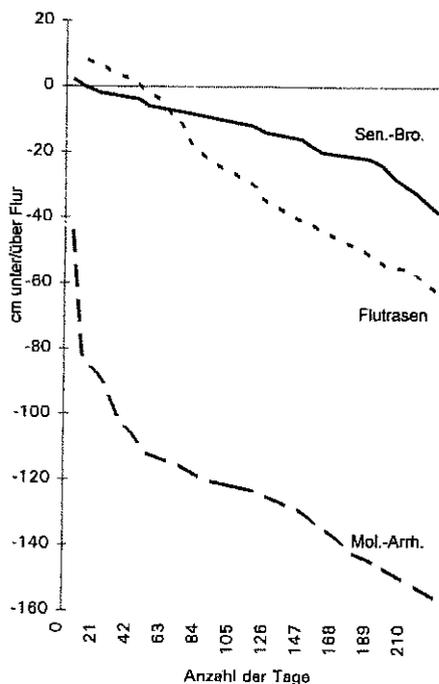


Abb. 5. Typische Grundwasserdauerlinien ausgewählter Grünlandgesellschaften.

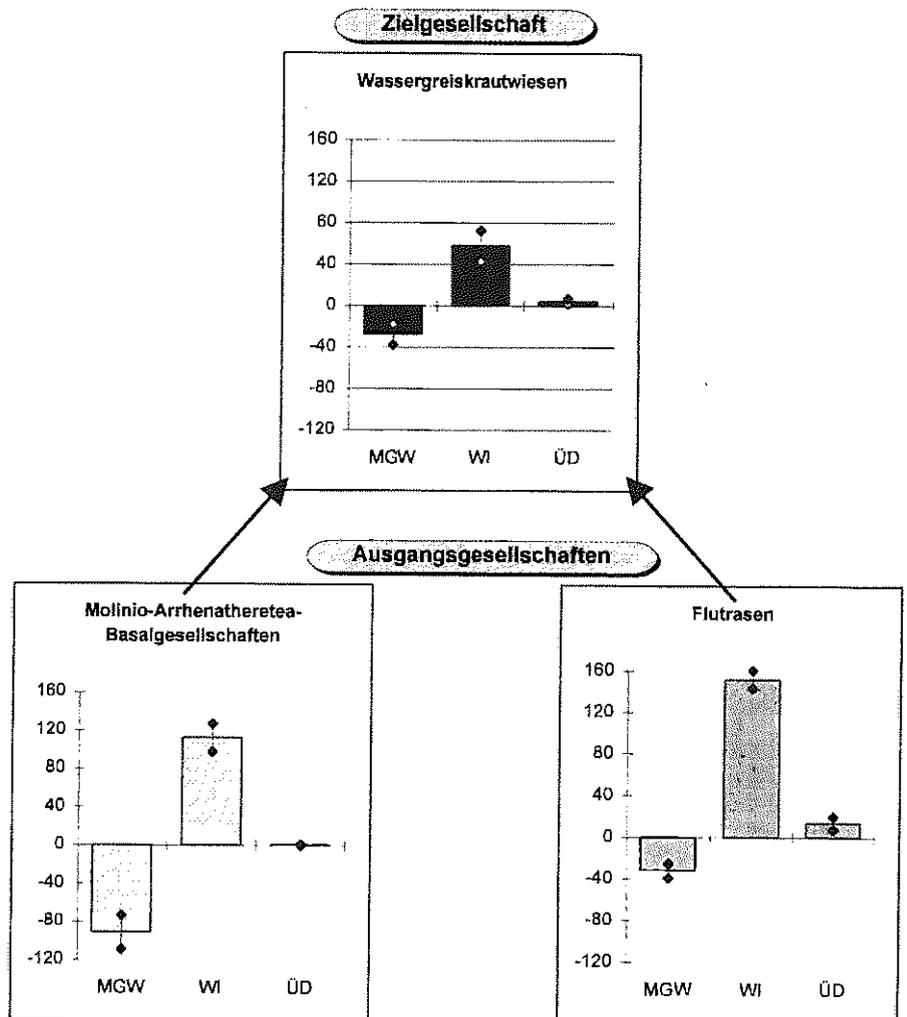


Abb. 6. Wechselfeuchteindex, mittlerer Grundwasserstand und Überflutungsdauer der Ausgangs- und Zielgesellschaften.

gativ durch das Fehlen stenöker Kennarten des Verbandes, der Assoziation und z.T. sogar der Ordnung auszeichnen. Es handelt sich oftmals um Dominanzbestände weniger euryöker Arten wie *Alopecurus pratensis* und *Holcus lanatus*. Der Anteil der Brachen liegt mit 25 % ebenfalls recht hoch; hier entwickelten sich Mädesüß-Fluren, Großseggenrieder und Rohrglanzgrasröhrichte. Ähnliche Entwicklungen wurden auch aus anderen Gebieten beschrieben (Meisel 1977, 1983, 1984, Meisel und Hübschmann 1975, 1976, Weber 1983, Foerster 1983, Gulsky 1985, Berning et al. 1987, Ganzert und Pfadenhauer 1988, Schrautzer 1988, Kölbel et al. 1990).

Die Wassergreiskrautwiesen werden hier also als projektierte „Zielgesellschaften“ und die heute vorhandenen, aus ihnen entstandenen, intensiv genutzten Flutrasen und Rumpfgesellschaften als Ausgangsgesellschaften definiert.

3. Charakterisierung der Wasserhaushaltsgrößen

Die vergleichende hydrologische Untersuchung heute noch vorhandener Bestände der Ausgangs- und Zielgesellschaften (Intensivgrünland einerseits und Wassergreiskrautwiesen andererseits) ermöglicht es, diese hinsichtlich der entsprechenden Parameter mittlerer Wasserstand, Wechselfeuchtigkeit und Überflutungsdauer zu charakterisieren.

Die Wassergreiskrautwiesen haben die ausgeglichene Grundwasser- verhältnisse: die Wasserstände schwanken zwischen den Ableseterminen nur wenig und haben nur eine geringe Gesamtamplitude von ca. 40 cm zwischen höchstem und niedrigstem Wasserstand (Meßzeitraum März bis Oktober), (Abb. 4, Abb. 5, Abb. 6). Der Flutrasen hat einen vergleichbar hohen mittleren Grundwasserstand wie die Wassergreiskrautwiese, die Überschwemmungsdauer ist sogar länger. Der entscheidende Unterschied besteht in der Wechselfeuchtigkeit: der Flutrasen hat deutlich höhere Schwankungen zwischen den Ableseterminen und hinsichtlich der Gesamtamplitude. Die jeweils höchsten erreichten Wasserstände liegen allerdings deutlich tiefer. Offenbar trocknen diese Böden schnell

er aus (Abb. 4), was zusätzlich zur Nutzungsumstellung von Wiesen- auf Weidenutzung den Rückgang der Feuchtwiesenarten beschleunigt.

Wesentlich deutlichere hydrologische Unterschiede bestehen zwischen Molinio-Arrhenatheretea-Rumpfgesellschaften und den Wassergreiskrautwiesen. Die Grundwasserstände der Rumpfgesellschaften sind stark abgesenkt, was sich in einem tieferen Mittelwert deutlich macht. Überschwemmungen finden nur selten im Winter statt, und die Standorte trocknen im Sommer stark aus (bis ca. 160 cm unter Flur), so daß die Wechselfeuchtigkeit wie bei den Flutrasen sehr hoch ist.

4. Anwendung von Wasserstufenkarten für die Regeneration von Feuchtwiesen

Ausgehend von dem soeben beschriebenen Verfahren der vergleichenden vegetationsökologischen Analyse lassen sich Vegetationstypen über soziologisch-ökologische Artengruppen hydrologisch eichen. Damit lassen sich auch Vegetationskarten in Wasserzustandskarten, sog. Wasserstufenkarten, umsetzen, so daß die flächige Darstellung aktueller und historischer Zustände möglich wird (vgl. Baeumer 1962, Wiedenroth 1971, Grootjans und ten Kloster 1980, Kunzmann 1989,

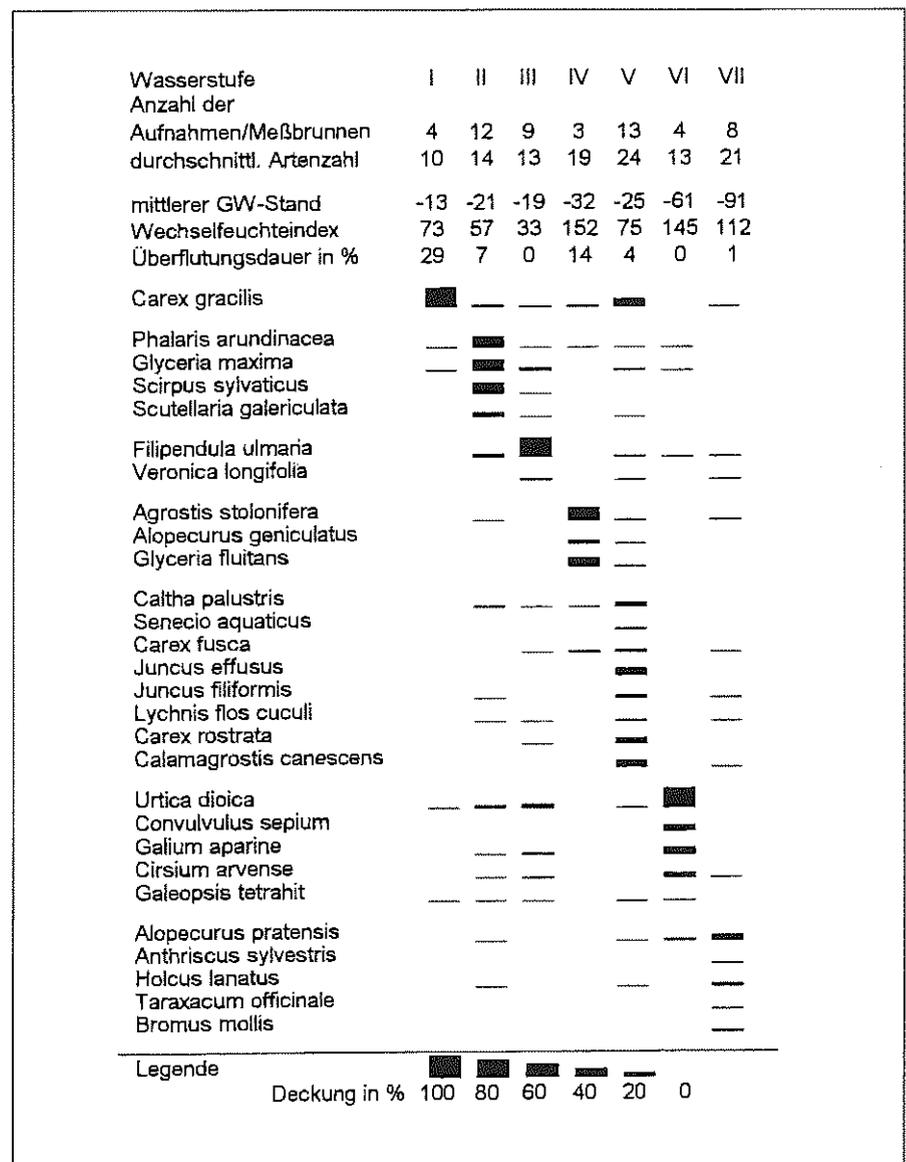
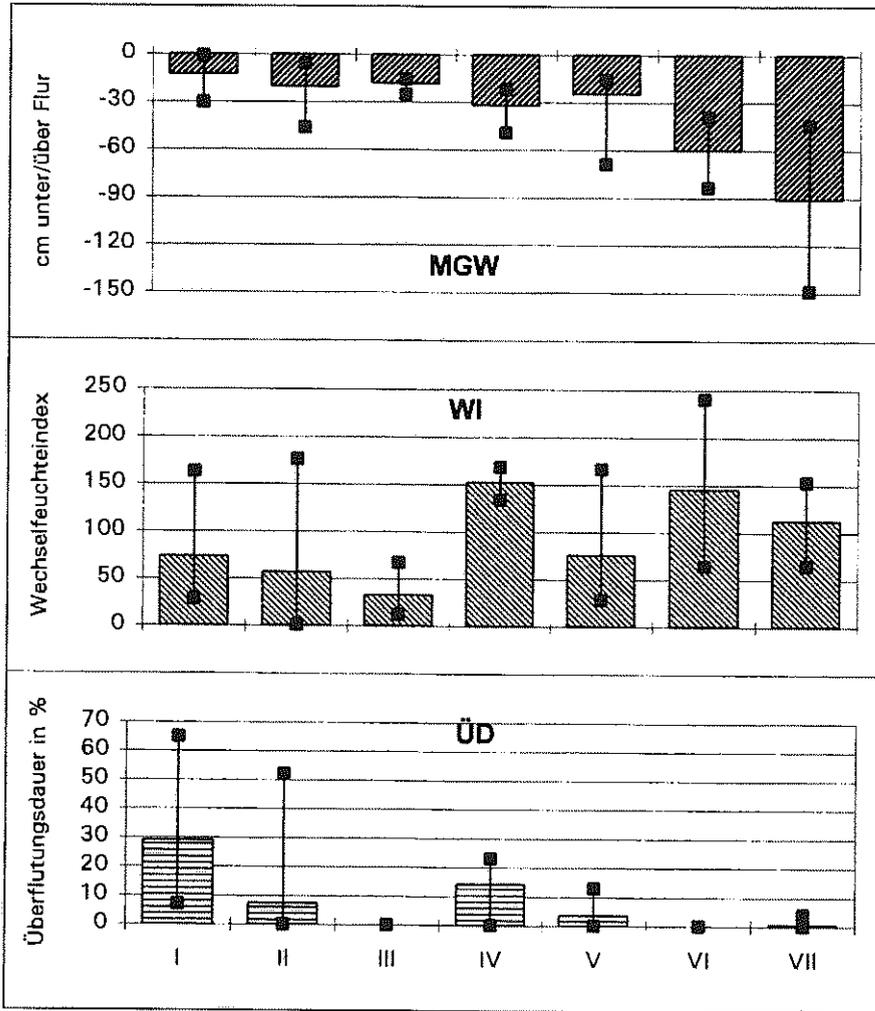


Abb. 7. Mittlere Deckung der Kennarten der Wasserstufen I bis VII sowie die mittleren Grundwasserstände, mittlere Überflutungsdauer und mittlerer Wechselfeuchteindex der Wasserstufen.



Scholle 1991, Scholle und Schrautzer 1993, Lienkamp 1993).

Für die Wiesengesellschaften des Ostetals wurden 7 Wasserstufen mit bestimmten mittleren Wasserständen, Überschwemmungsdauern und Wechselfeuchtwerten abgeleitet, wobei jeder Wasserstufe mehrere Vegetationstypen zugeordnet sein können (Tab. 1, Abb. 7). Die Wassergreiskrautwiesen finden sich in Wasserstufe 5, die Flutrasen in 4 und die Rumpfgesellschaften in 7. Beispielhaft sei hier aus diesen Untersuchungen eine seit den 50er Jahren intensivierte Rieselwiese vorgestellt (Abb. 9). Im Jahre 1952, bei der ersten Untersuchung durch Lenski (1953), kennzeichnete die Fläche noch ein Bewässerungssystem, das dazu diente, trockenheitsbedingte Ertragsdepressionen im Sommer aufzufangen (Abb. 9). Die natürliche Wechselfeuchtigkeit dieser flußnahen Sandstandorte wurde dadurch reduziert. Das Verfahren der künstlichen Wiesenbewässerung war übrigens typisch für viele kleine Flußtäler in Nordwestdeutschland (vergl. Rosenthal und Müller 1988). Die extensive Wiesenutzung (2 × Mähen pro Jahr) dieser dauerfeuchten Standorte förderte Pflanzenarten der Sumpfdotterblumenwiesen (Tab. 2). Auf den trockeneren, flußnahen Sandböden waren Glatthaferwiesen verbreitet (Lenski 1953).

Abb. 8. Die wesentlichen Grundwasserparameter der Wasserstufen (dargestellt sind die Mittelwerte der Wasserstufen [Säulen] sowie die minimalen und maximalen Werte [Linien]; I n = 4, II n = 12, III n = 9, IV n = 3, V n = 13, VI n = 4, VII n = 8; MGW = mittlerer Grundwasserstand; WI = Wechselfeuchteindex nach Scholle und Schrautzer 1993; ÜD = Überflutungsdauer in % während der Vegetationsperiode).

Tab. 1. Eigenschaften der Wasserstufen bezüglich des mittleren Grundwasserstandes, der Überflutung und der Wechselfeuchte (MGW = mittlerer Grundwasserstand; WI = Wechselfeuchteindex nach Scholle und Schrautzer 1993; ÜD = Überflutungsdauer in % während der Vegetationsperiode)

Wasserstufe		MGW	WI	ÜD	Beispielgesellschaften (vergl. Abb. 7)
I	sehr naß	-13	73	29	Caricetum gracilis
II		-21	57	7	Phalaridetum arundinaceae, Glycerietum maximae
III		-19	33	0	Filipendula ulmaria-Ges.
IV		-32	152	14	Flutrasen
V		-25	75	4	Senecioni-Brometum, Caricetum fuscae, Juncetum filiformis
VI		-61	145	0	Urtica dioica-Gesellschaft
VII	frisch	-91	112	0	Molinio-Arrhenatheretea-Basalges.

Mit der Aufgabe des Rieselsystems nach 1960 trockneten die Flächen im Sommer stärker ab (Abb. 9). Danach wurden Entwässerungsgräben angelegt, so daß insgesamt eine intensive Nutzung möglich wurde (Karte 1991). Die dauerfeuchten Wassergreiskrautwiesen der Wasserstufen 3 und 5 wurden so durch wechselfrische Grünlandgesellschaften (Molinio Arrhenatheretea-Rumpfgesellschaften) der Wasserstufen 6 und 7 ersetzt.

Welche Schlußfolgerungen ergeben sich aus diesen Erkenntnissen für die Regeneration?

■ Als „Zielvegetation“ müßten auf den hier untersuchten Sandauenstandorten im wesentlichen verschiedene standörtliche Ausprägungen der Wassergreiskrautwiesen angestrebt werden.

■ Voraussetzung dafür wäre die Wiederherstellung des hydrologischen Regimes (Berieselung) und der entsprechenden extensiven Nutzung (2 × Mähen pro Jahr). Die Wiederherstellung

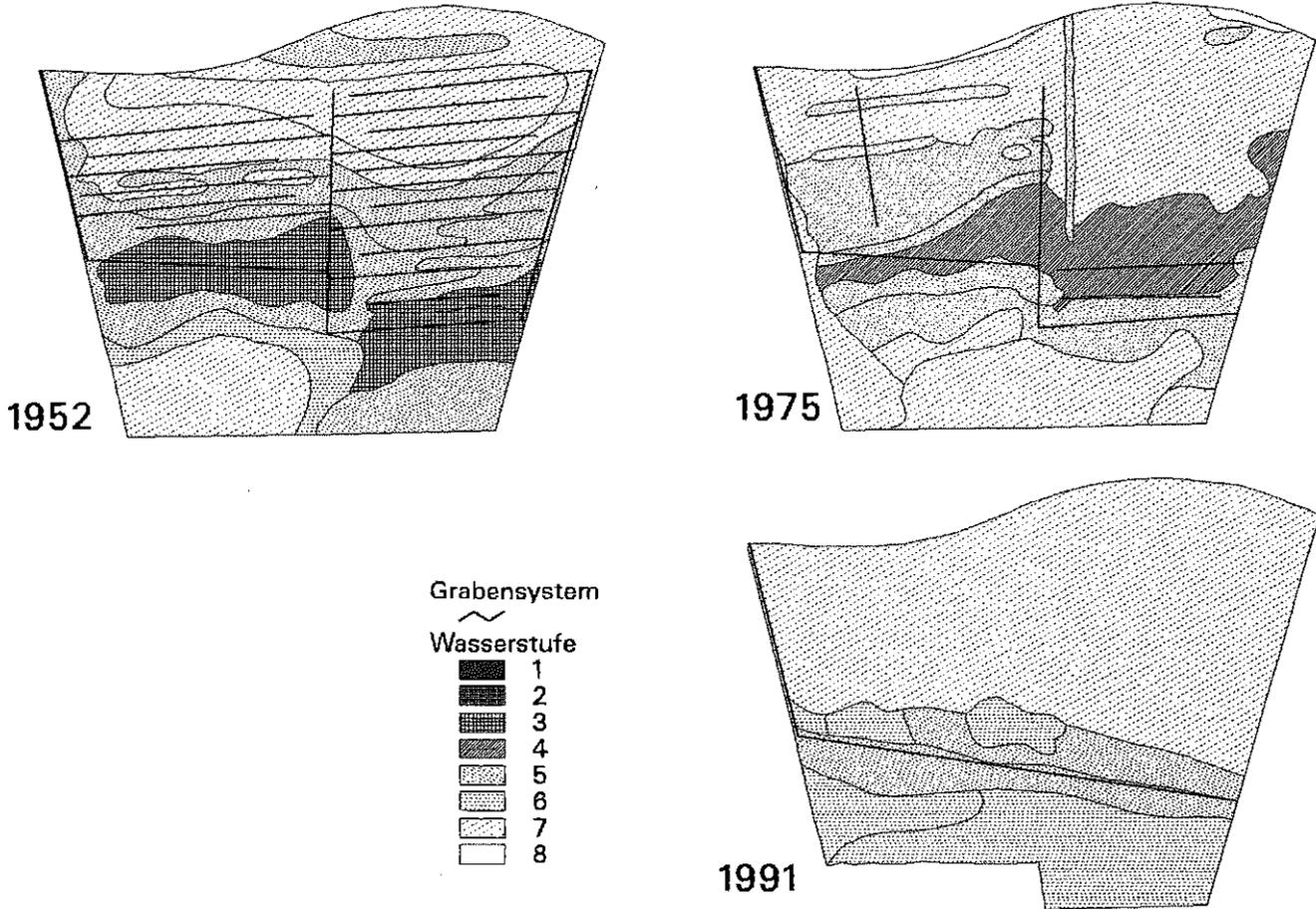


Abb. 9. Wasserstufenkarten aus den Jahren 1952, 1975 und 1991 für eine Rieselwiese im Ostetal (erstellt mit dem Geographischen Informationssystem Arc/Info).

Tab. 2. Pflanzengesellschaften auf einer Untersuchungsfläche im Ostetal zwischen 1952 und 1991

<p>Pflanzengesellschaften 1952</p> <p>Dauco-Arrhenatheretum, Subass. v. Alopecurus pratensis, Var. v. Lychnis Phleum pratense-Ranunculus ficaria-Ges., Subass. v. Achillea millefolium Phleum pratense-Ranunculus ficaria-Ges., Subass. v. Filipendula ulmaria Angelico-Cirsietum oleracei, Subass. v. Carex fusca Angelico-Cirsietum oleracei, Subass. v. Heracleum spondyleum Angelico-Cirsietum oleracei, Typ. Subass. Senecioni-Brometum, Subass. v. Carex fusca Senecioni-Brometum, Subass. v. Phalaris arundinacea Senecioni-Brometum, Typ. Subass.</p> <p>Pflanzengesellschaften 1975</p> <p>Alopecurus pratensis-Gesell. Dauco-Arrhenatheretum, Subass. v. Alopecurus pratensis Dauco-Arrhenatheretum, Subass. v. Ranunculus bulbosus, Var. v. Cerastium arvense Lolio-Plantaginetum Rumici-Alopecuretum geniculati</p> <p>Pflanzengesellschaften 1991</p> <p>Molinio-Arrhenatherethea-Basalges. Fazies v. Agropyron repens Molinio-Arrhenatherethea-Basalges. Fazies v. Alopecurus pratensis Molinio-Arrhenatherethea-Basalges. Fazies v. Lolium perenne Molinio-Arrhenatherethea-Basalges., Ausb. m. Phalaris arundinacea, Fazies v. Alopecurus pratensis Ruderalflächen</p>

des Rieselsystems ist für größere Flächen unrealistisch, da die Unterhaltung zu teuer und arbeitsaufwendig ist. Eine Alternative wäre die Verfüllung der Gräben, was die Abtrocknung der Fläche im Sommer (durchlässiger Sandboden) jedoch nicht ganz verhindern würde.

■ Die Reduzierung der Düngung würde auf den nur leicht anmoorigen Sandböden vermutlich schnell zu einer Aushagerung führen (vgl. Schiefer 1984). Nach Erreichung eines „maximal standing crop“ von 40–60 dt/ha könnte die Nutzungsintensität auf eine zweimalige Mahd pro Jahr (1. Mahd Mitte Juni) zurückgenommen werden.

5. Diskussion

Das Ziel von Regenerationsmaßnahmen ist die Wiederherstellung ehemals vorhandener biotischer und abiotischer Bedingungen. Historische Zustände können dafür ein Leitbild abgeben, das aber nicht als starres und kategorisches

Zielkonzept mißverstanden werden darf. Wie Feldexperimente zeigten, ist die Wiederherstellung der hier betrachteten „Zielgesellschaft Wassergreiskrautwiese“ nicht so schnell möglich, wie man zunächst erwartet hatte (u. a. *Michels* 1993, *Hellberg* 1995, *Hellberg* und *Kundel* 1995). Offenbar müssen irreversible oder doch schwer reversible hydrologische, bodenkundliche und biologische Prozesse einkalkuliert werden, die sich in ihren negativen Auswirkungen z. T. verstärken. Einige, im Rahmen dieses Symposiums z. T. vertiefte Problempunkte sollen hier kurz angesprochen werden:

■ Die Bodenverdichtung durch Vererdung der Torfsubstanz, Befahrung mit schweren Maschinen und Beweidung manifestiert sich in der Reduzierung des Porenraumvolumens und der Veränderung der Porenraumgliederung, ein bei Rückquellungsversuchen kaum reversibler Vorgang (*Blankenburg* 1993). Die hydrologisch-ökologisch wirksame Folge ist eine höhere Wechselfeuchtigkeit der Standorte, d. h. einerseits nimmt die Stauwasserbildung zu, andererseits die Sommertrockenheit aufgrund geringerer Speicherkapazität des Bodens. Selbst bei einer Grundwasseranhebung wirken sich diese ungünstigen bodenphysikalischen Eigenschaften so aus, daß die trockenheitsempfindlichen Pflanzenarten der Sumpfdotterblumenwiesen gegenüber den auf Wechselfeuchtigkeit adaptierten Flutrasenarten keine Chance haben (*Hellberg* 1995).

■ Der Gebietswasserhaushalt ist oft nicht wiederherstellbar. Das kann seine Ursache in der großräumigen Absenkung der Wasserstände haben (*Grootjans* und *ten Kloster* 1980) oder in der Aufgabe traditioneller Zuwässerungs- und Überstauungspraktiken, die heute zu arbeits- und kostenaufwendig geworden sind (*Rosenthal* und *Müller* 1988).

■ Die Herkunft und Qualität des Grundwassers bedingt die Ausbildung bestimmter nässegebundener Pflanzengesellschaft mit (*Grootjans* 1980, *Succow* 1981). Bei Regenerationsmaßnahmen geht es also nicht nur um Wassermengen, sondern ebenso um bestimmte Wasserqualitäten (s. Beitrag von *Grootjans* in diesem Heft).

■ Wiedervernässungsmaßnahmen machen die Bewirtschaftung unter den

heutigen ökonomischen Rahmenbedingungen vielfach unattraktiv, so daß das Ganze entweder zum kostenintensiven „Pflegefall“ wird oder die Nutzung ganz aufgegeben wird. Bei Brache entstehen Rieder und Röhrichte, die dem Leitbild einer extensiv genutzten Landschaft widersprechen (*Briemle* et al. 1987, *Rosenthal* 1992b).

■ Die Aushagerungsfähigkeit und -geschwindigkeit von Standorten ist vom Bodentyp, dem primär ertragslimitierenden Nährstoff, der Düngungsintensität und der Aushagerungsmaßnahme abhängig (*Schiffer* 1984, *Kapfer* 1988, *Oomes* 1990, *Schwartz* 1992, *Koerselman* 1995). Wie diese Autoren betonen, sind durchschlickte Niedermoorböden z. B. nur schwer aushagerbar; Überstauungsmaßnahmen können den Prozeß der Aushagerung und Ertragsreduzierung auf solchen Standorten verzögern oder sogar ganz unterbinden, wenn sie zusätzlich Sedimente und Nährstoffe auf die Flächen bringen.

■ Die Neuetablierung der gewünschten Pflanzenarten ist nicht nur an die Wiederherstellung der abiotischen Rahmenbedingungen gebunden, sondern auch an die Verfügbarkeit der entsprechenden Samen im Boden. Die meisten Feuchtwiesenarten bauen aber keine ausdauernde Samenbank auf, so daß nach Jahren der Intensivnutzung kein Regenerationspotential mehr vorhanden ist (*Maas* 1987, *Bakker* 1989, *Rosenthal* 1992). Es entstehen Flutrasen oder Röhrichte, deren beteiligte Pflanzenarten ausdauernde Samenbanken ausbilden (z. B. *Glyceria fluitans*) (*Hellberg* 1995).

■ Bei fehlendem Samenpotential im Boden ist eine Neueinwanderung notwendig. Sie ist an die Fähigkeit der Samen zur Fernverbreitung und an das Vorhandensein bestimmter Ausbreitungsmedien gebunden. Für beide Faktoren sind ungünstige Rahmenbedingungen im Sinne der raschen Wiederbesiedlung von Standorten anzunehmen (*Verkaar* et al. 1983, *Schwabe-Kratochwil*, *Bakker* 1995 (s. Beitrag in diesem Heft), *Kleinschmidt* 1995).

Es bleibt festzuhalten, daß es sich bei der von uns als Leitbild festgesetzten „Zielgesellschaft Wassergreiskrautwiese“ zunächst nur um einen Idealzustand und groben Richtwert handeln kann, der nach realistischer Einschätzung nicht kurz- oder mittelfri-

stig erreicht werden kann. Die Wiederherstellung des komplexen Faktorengefüges einer Feuchtwiese (Artendiversität, Boden- und Vegetationsstruktur, trophische Beziehungen) aus einer vergleichsweise simplen Intensivwiese ist nicht so einfach (vgl. *Gigon* und *Bocherens* 1985). Die Renaturierung von Feuchtwiesen, im Sinne der Erreichung naturnäherer Zustände, wäre also wohl zunächst ein realistischeres Ziel (*Pfadenhauer* 1991). Als langfristige Zielvorstellung sollte der Regenerationsgedanke aber bestehen bleiben, um die Ziele und Maßnahmen nicht der Beliebigkeit (im Sinne eines wahllosen Herumprobierens) preiszugeben. Für die Bewertung der Effekte solcher Maßnahmen könnte man sich an den bereits erarbeiteten Hemerobiestufen von *Kowarik* (1988) und *Schrautzer* (1988) orientieren. Die spezifische Ausformung der durch Renaturierungsmaßnahmen erreichten naturnäheren Vegetationstypen könnte dabei vom Idealzustand der „Zielvegetation“ (z. B. einer Wassergreiskrautwiese) abweichen und würde als Teil einer Sukzessionsreihe bewertet werden.

6. Literatur

- Baeumer, K.*, 1962: Die Wasserstufenkarte der Wümme-Niederung. – Abh. Naturw. Ver. Bremen 36 (1), 118–168.
- Bakker, J. P.*, 1989: Nature management by grazing and cutting. – *Geobotany* 14: 400 S.
- Bakker, J. P.*, 1995: Bedeutung des Samenpotentials und der Ausbreitungsstrategien von Pflanzenarten für die Regeneration von Feuchtwiesen. – In: Norddt. Naturschutzakad. (Hrsg.): Wiedervernässung zur Regeneration von Feuchtwiesen (Fachtag. 1994, dieses Heft).
- Berning, A., Stelzig, V., Vogel, A.*, 1987: Nutzungsbedingte Vegetationsveränderungen an der mittleren Ems. – Ber. Internat. Symp. IW, Halle 1987, 98–109.
- Blankenburg, J.*, 1993: Bodenveränderungen durch Extensivierungen? – Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 34 (4), 225–232.
- Foerster, E.*, 1983: Pflanzengesellschaften des Grünlandes in Nordrhein-Westfalen. – *Schr. R. LÖLF* 8, 70 S.

- Frese, E., 1994: Wandel des Feuchtgrünlandes im mittleren Ostetal – Ein vegetationsökologischer Vergleich 1964/1993. – Dipl.arbeit an der Universität Bremen. 135 S.
- Ganzert, C., Pfadenhauer, J., 1988: Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 16, 64 S.
- Gigon, A., Bocherens, Y., 1985: Wie rasch verändert sich ein nicht mehr gemähtes Ried im Schweizer Mittelland? – Ber. Geobot. Inst. ETH Stftg. Rübel Zürich 52, 53–65.
- Grootjans, A., 1995: Qualitative hydrological conditions for the regeneration of wet meadows. – In: Norddt. Naturschutzakad. (Hrsg.): Wiedervernässung zur Regeneration von Feuchtwiesen (Fachtag. 1994, dieses Heft).
- Grootjans, A. P., ten Klooster, W., 1980: Changes of ground water régime in wet meadows. – Acta Bot. Neerl. 29 (5/6), 541–554.
- Gulski, M., 1985: Landschaftsökologische Untersuchungen im Hellbachtal (Kreis Herzogtum Lauenburg). – Mitt. Arb.gem. Geobot. Schleswig-Holstein und Hamburg 35, S. 105.
- Hellberg, F., 1995: Entwicklung der Grünlandvegetation bei Wiedervernässung und periodischer Überflutung – Vegetationsökologische Untersuchungen in nordwestdeutschen Überflutungspoldern. – Diss. Bot. 243, 271 S.
- Hellberg, F., Kundel, W., 1995: Entwicklung winterlich überfluteter Grünlandvegetation. – In: Norddt. Naturschutzakad. (Hrsg.): Wiedervernässung zur Regeneration von Feuchtwiesen (Fachtag. 1994, dieses Heft).
- Kapfer, A., 1988: Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. – Diss. Bot. 120, 144 S.
- Kleinschmidt, C., 1995: Bedeutung von Überschwemmungen für die Diasporenverdriftung von Feuchtwiesenpflanzenarten. – Dipl.arb. Universität Bremen (in Vorber.).
- Koerselman, W., 1995: Ertragslimitierende Nährstoffe im Grünland und ihre Bedeutung für Regenerationsmaßnahmen. – In: Norddt. Naturschutzakad. (Hrsg.), Wiedervernässung zur Regeneration von Feuchtwiesen (Fachtag. 1994, dieses Heft).
- Kölbel, A., Dierssen, K., Grell, H., Voss, K., 1990: Zur Veränderung grundwasserbeeinflusster Niedermoor- und Grünland-Vegetationstypen des nordwestdeutschen Tieflandes – Konsequenzen für „Extensivierung“ und „Flächenstilllegung“. – Kieler Notizen 20 (2), 67–89.
- Kowarik, I., 1988: Zum menschlichen Einfluß von Flora und Fauna – Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). – Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 56, 280 S.
- Kunzmann, G., 1989: Der ökologische Feuchtegrad als Kriterium zur Beurteilung von Grünlandstandorten – Ein Vergleich bodenkundlicher und vegetationskundlicher Standortmerkmale. – Diss. Bot. 134, 254 S.
- Lenski, H., 1953: Grünlanduntersuchungen im mittleren Oste-Tal. Mitt. Flor.-Soz. Arbeitsgem. N.F. 4, 26–58.
- Lienkamp, G., 1993: Grundwasseruntersuchungen ausgewählter Grünlandbestände des mittleren Ostetals. – Unveröffentl. Diplomarbeit, Universität Bremen, 125 S.
- Lütjen, M., 1976: Grünlandgesellschaften im mittleren Ostetal. – Schriftl. Hausarbeit TU Hannover, Hannover, 98 S.
- Lütke, T., 1992: Vegetationsmosaik in Feuchtgrünlandbeständen des mittleren Ostetals. – Unveröffentl. Dipl.-Arbeit, Universität Bremen, 85 S.
- Maas, D., 1987: Keimungsansprüche von Streuwiesenpflanzen und deren Auswirkung auf das Samenpotential. – Dissertation, Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau, TU München-Weihenstephan, 172 S.
- Meisel, K., 1977: Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flußtäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einzelne wesentliche Nutzungsansprüche. – Schr. Reihe f. Vegetationskde. 11, 1–121.
- Meisel, K., 1983: Zum Nachweis von Grünlandveränderungen durch Vegetationserhebungen. – Tuexenia 3, 407–415.
- Meisel, K., 1984: Landwirtschaft und „Rote Liste“-Pflanzenarten. – Natur und Landschaft 59 (7/8), 301–307.
- Meisel, K., Hübschmann, A., 1975: Zum Rückgang von Naß- und Feuchtbiotopen im Emstal. – Natur u. Landschaft 50 (2), 33–38.
- Meisel, K., Hübschmann, A., 1976: Veränderungen der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit. – Schr.Reihe f. Vegetationskde. 10, 109–124.
- Michels, C., 1993: Grünlandextensivierung im Feuchtgebiet Saerbeck. Ergebnisse einer vegetationskundlichen Dauerflächenuntersuchung im Rahmen einer Effizienzkontrolle zum Feuchtwiesenschutzprogramm. – LÖLF-Mitteilungen 18, 51–55.
- Müller, J., Rosenthal, G., Uchtmann, H., 1992: Vegetationsveränderungen und Ökologie nordwestdeutscher Feuchtgrünlandbrachen. – Tuexenia 12, 223–244.
- Oomes, M. J. M., 1990: Changes in dry matter and nutrient yields during the restoration of species-rich grasslands. – Journal of Vegetation Science 1, 333–338.
- Pfadenhauer, J., 1991: Restoration of wetlands in southern Germany: principles and concepts. – In: Ravera, O. (Hrsg.): Terrestrial and aquatic ecosystems – Perturbation and recovery, 387–391.
- Rosenthal, G., 1992: Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen – Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen. – Diss. Bot. 182, 283 S.
- Rosenthal, G., Müller, J., 1988: Wandel der Grünlandvegetation im mittleren Ostetal – Ein Vergleich 1952–1987. – Tuexenia 8, 79–99.
- Schiefer, J., 1984: Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. Veröff. Nat. schutz Landpfl. in Bad.-Würt. 57/58, 33–62.
- Scholle, D., 1991: Vegetationskundliche Untersuchungen im Raum Bornhöved und deren Auswertung mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS). – Unveröff. Dipl.-Arb., Geogr. Inst. Universität des Saarlandes, 66 S.
- Scholle, D., Schrautzer, J., 1993: Zur Grundwasserdynamik ausgewählter Niedermoorgesellschaften Schleswig-Holsteins. – Z. Ökologie u. Naturschutz 2, 87–98.

- Schrautzer, J.*, 1988: Pflanzensoziologische und standörtliche Charakteristik von Seggenriedern und Feuchtwiesen in Schleswig-Holstein. – Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schl.-Holst. Hamb. 38, 189 S.
- Schwabe, A.*, 1991: Zur Wiederbesiedlung von Auenwald-Vegetationskomplexen nach Hochwasser-Ereignissen: Bedeutung der Diasporen-Verdriftung, der generativen und vegetativen Etablierung. – Phytocoenologia 20 (1), 65–94.
- Schwartz, P.*, 1992: Nordwestdeutsche Feuchtgrünlandgesellschaften unter kontrollierten Nutzungsbedingungen. – Diss. Bot. 183, 204 S.
- Succow, M.*, 1981: Landschaftsökologische Kennzeichnung und Typisierung der Moore der DDR. – Promotionschrift B, AdL der DDR, 256 S. + Anlagen.
- Tüxen, R.*, 1954: Pflanzengesellschaften und Grundwasserganglinien. – Angew. Pfl. soziol. 8, 64–98.
- Verkaar, H. J., Schenkeveld, A. J., Klashorst, M. P. van der*, 1983: The ecology of short-lived forbs in chalk grasslands: dispersal of seeds. – New Phytologist 95, 335–344.
- Weber, H. E.*, 1983: Vegetation der Haaren-Niederung am Westrande der Stadt Oldenburg. Ein Beitrag zur Problematik brachgefallener Feuchtwiesen. – Drosera 83 (2), 87–116.
- Wiedenroth, E.-M.*, 1971: Wechselbeziehungen zwischen Grünlandvegetation und Standort unter besonderer Berücksichtigung des Wasserhaushaltes. – Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung 11 (1/2), 71–97.
- Wolf, G., Wiechmann, H., Forth, K.*, 1984: Vegetationsentwicklung in aufgegebenen Feuchtwiesen und Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf Pflanzenbestand und Boden. – Natur u. Landschaft 59 (7/8), 316–322.

Anschriften der Verfasser

Markus Hengstenberg
Gert Rosenthal
Universität Bremen
Projekt Feuchtgrünland
Fachbereich Biologie
28334 Bremen

Dagmar Scholle
Joachim Schrautzer
Universität Kiel
Projektzentrum Ökosystemforschung
Schauenburgerstraße 122
24118 Kiel

Bedeutung der Nutrienten, des Samenpotentials und der Ausbreitungsstrategien von Pflanzenarten für die Regeneration von Feuchtwiesen

On the role of nutrients, seed bank and seed dispersal in restoration management of fen meadows

by J. P. Bakker, R. M. Bekker, H. Olf and R. J. Strykstra

Introduction

Restoration management in fen meadows aims at the re-establishment of former species-rich plant communities after a period of agricultural intensification. This paper discusses the reversal of the effects of former fertilizer application after its cessation. Hydrological conditions have not been changed. The importance of hydrological conditions in restoration management in fen meadows is stressed by many authors in the present volume and indicated by *Bakker and Olf* (1992).

The effects of restoration management fit into the hydrological framework of superficial seepage in a small tributary of the nature reserve Stroomdallandschap Drentsche A in the northern part of the Netherlands (*Bakker* 1989). Along this tributary gradually fields have been acquired by the State, fertilizer application has been ceased and restoration management by haymaking in July started. This layout provided both successional series, i.e. permanent plot studies in fields in which fertilizer application ceased shorter or longer ago, and a chronosequence, i.e. the spatial arrangement of such fields.

The successional series are important as descriptions of species replacement resulting from restoration management. The chronosequence enables to carry out experiments on the mechanisms of succession.

Species replacement during 15 years of restoration management is described (*Olf and Bakker* 1991, *Bakker and Olf* 1992). The chronosequence, including fields which received no fertilizer application since 1967 or even 1945, indicates that long-term succession will feature the series *Poö-Lolietum* via *Lolio-Cynosuretum* towards *Junco-Molinion* communities (*Bakker* 1989).

Fertilization history

Taking 1945 as a starting point, when the application of fertilizer in fen meadows was low, an estimation can be made of the cumulative input of nitrogen, including atmospheric deposition (*Bakker and Olf* 1995). Figure 1A shows the cumulative input of nitrogen for 9 individual fields with various years in which fertilizer application has been stopped. Field D received no fertilizers since 1945. It harbours the *Junco-Molinion* communities. Fertilizer application ceased in 1967 in fields F and G, in which *Lolio-Cynosuretum* communities can be found. Field A, in which fertilizer

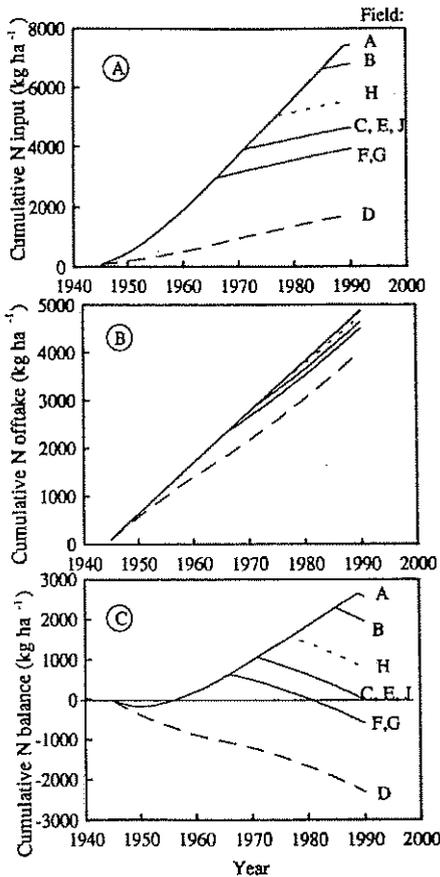


Fig. 1. Estimated cumulative input (A, sum of fertilizer application and atmospheric deposition), cumulative N offtake (B) and cumulative nitrogen balance (C, difference between input and offtake) to 9 different fields of fen meadows since 1945. Fertilizer input was stopped in different years in each field. Offtake rates were interpolated from standing crop and tissue N concentrations of four fields which received no fertilizer application since 45, 20, 6 and 2 years, respectively.

application ceased in 1991, features a *Poö-Lolietum*.

Knowing the offtake of nitrogen by hay, the cumulative output of nitrogen can be estimated (Fig. 1B). The result of input and output enables to establish a cumulative nitrogen balance (CNB) of the different fields (Fig. 1C) (Bakker and Olff 1995). It is obvious that field D shows a negative CNB from the beginning of restoration management, whereas fields F and G reached the turning point from positive to negative CNB in 1980, fields C, E and J reached that point in 1990, whereas field H has still some years to go.

Once the fertilization history of fields is known, it is possible to take into

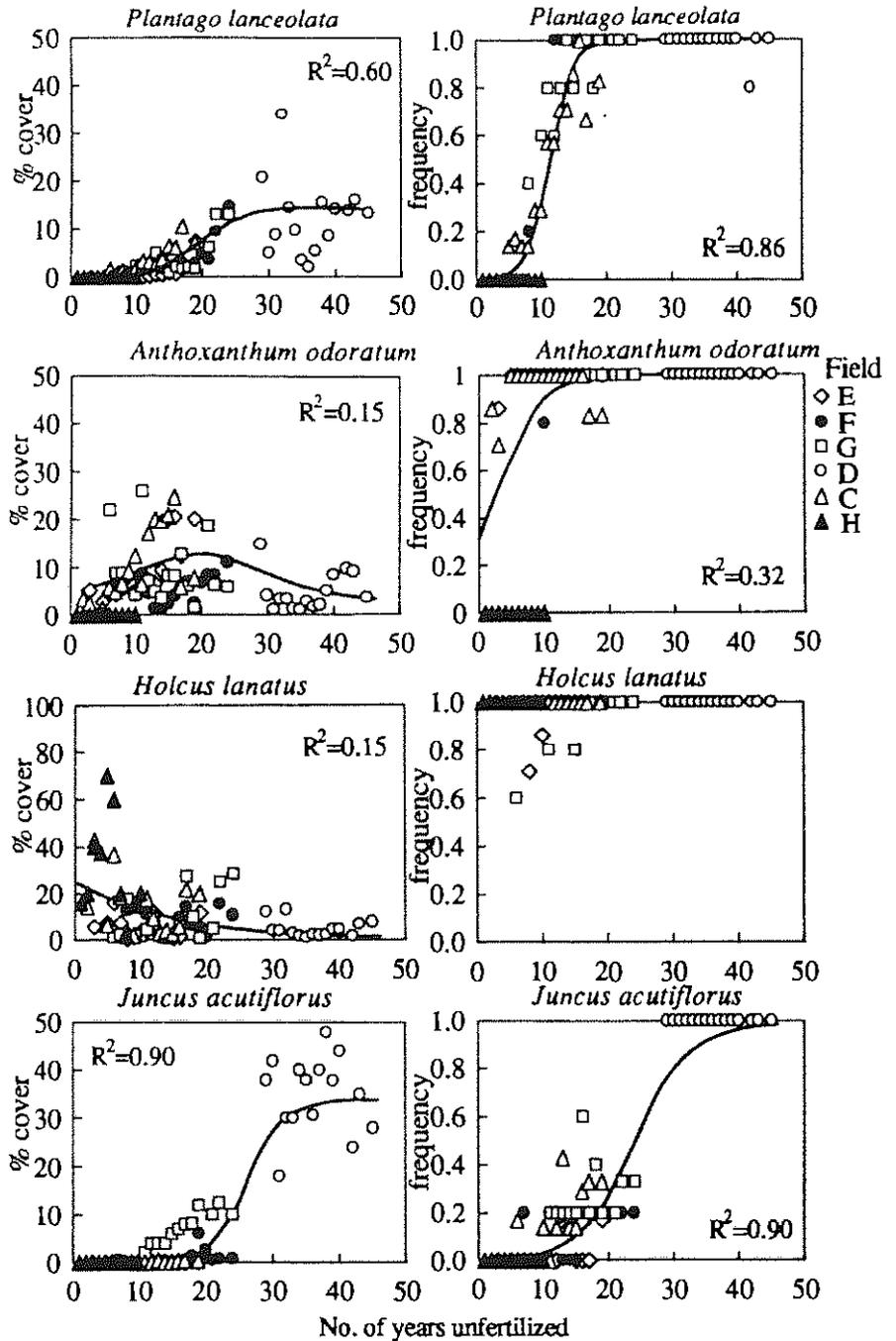


Fig. 2. Percentage cover and frequency of occurrence (fraction of total number of plots) of some dominant species in the permanent plots in six annually cut fields, as dependent on the duration of restoration management (number of years without fertilizer application). All presented response models were significant, as tested by a F-test based on non-linear regression.

account both the CNB and the number of years of restoration management, and relate these to species replacement observed. It is remarkable that *Anthoxanthum odoratum* and *Plantago lanceolata* did not appear in field H after 10 years of restoration management, whereas they did in fields C and G (Fig. 2). Maybe the number of

years of restoration management is not the best predictor for the establishment of species. The response of *Anthoxanthum odoratum* shows a better relationship with the CNB than the number of years of restoration management (Fig. 3). The fit of *Juncus acutiflorus* and *Plantago lanceolata* was already very good, and did not

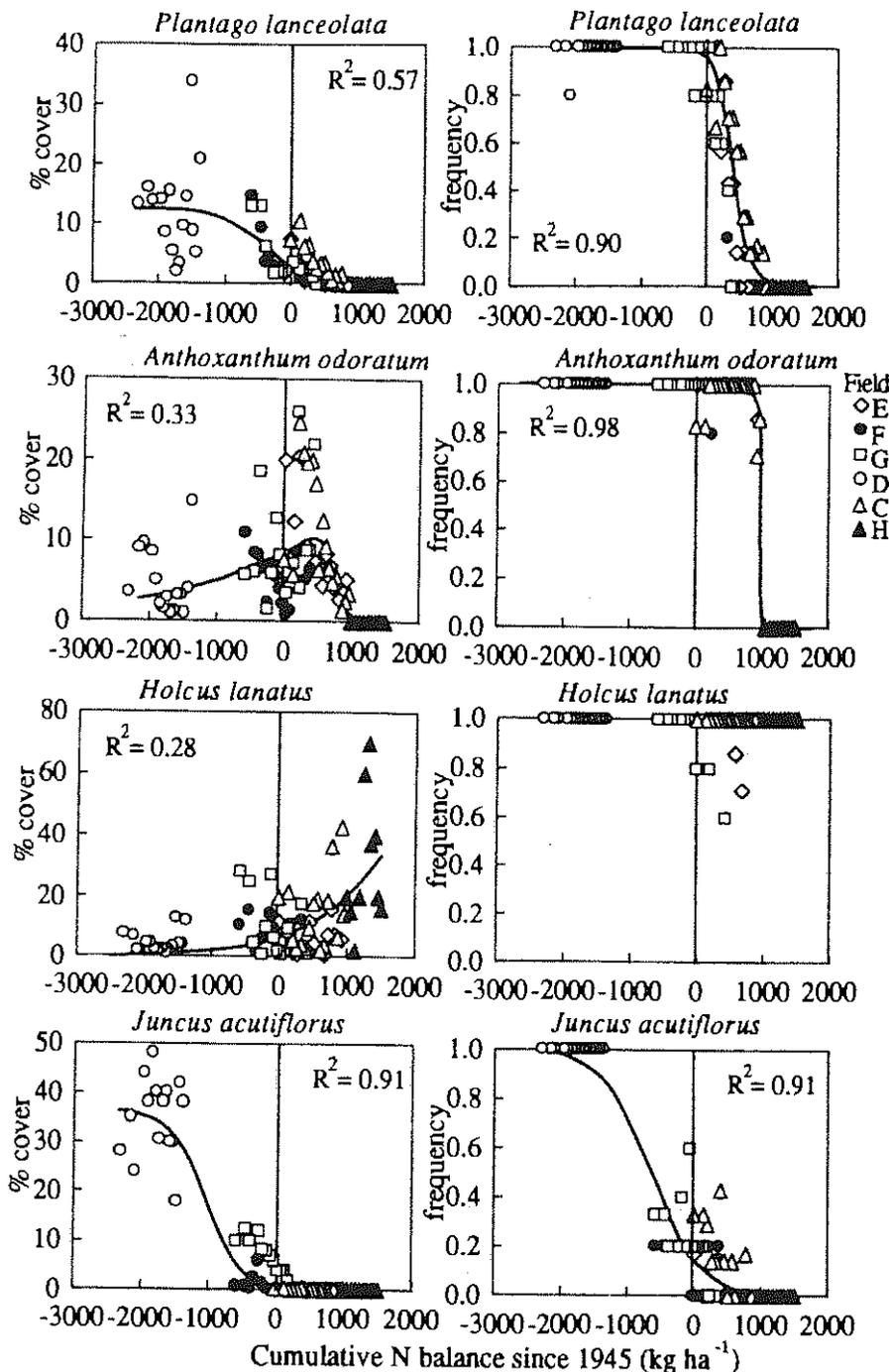


Fig. 3. Percentage cover and frequency of occurrence (fraction of total number of plots) of some dominant species in the permanent plots in six annually cut fields, as dependent on the cumulative nitrogen balance since 1945 (see Fig. 1C). All presented response models were significant, as tested by a F-test based on non-linear regression.

improve further. The CNB should drop below 1000 kg N for *Plantago lanceolata* and become negative for *Juncus acutiflorus*, before these species apparently can establish in a field. The fertilization history makes clear that the number of years is less important for some species than the time of the beginning of restoration management

(Bakker and Olff 1995). The different rates of establishment of various species may be explained by their dispersal capacity.

It takes time, but eventually species common in the tributary establish in many fields. This is not the case for rare species. They remain in one field, and apparently do not spread (Fig. 4). The

only exception is *Dactylorhiza majalis*, which may easily be dispersed by wind. On the contrary, a wind dispersal species as *Crepis paludosa* does not spread.

Mechanisms of succession

An important conclusion from the previous section implies that the longer the fertilizer application has taken place, the longer it will take before species can re-establish. This may be related to the higher productivity of the surrounding vegetation, and hence competition for light. Possible mechanisms of restoration succession, especially with respect to nutrients are mentioned by Olff, Berendse and De Visser (1994), Olff et al. (1994), and Olff and Pegtel (1994).

The general idea that can be put forward is a trade-off between competition for nutrients and light. Species dominating in early restoration successional stages with superfluous nutrients and high production win the competition for light. Species dominating in late successional stages with an open canopy and superfluous light win the competition for nutrients.

Restoration management after the cessation of fertilizer application is attended by a decreasing standing crop and an increasing species-richness (Bakker and Olff 1992). We further focus on the mechanisms behind the increase of species-richness. The species not present in the beginning of restoration management can emerge from the soil seed bank and/or being dispersed from outside the field.

Seed bank

The soil seed bank is sampled in 10 adjacent quadrats of 5 × 5 m. In each quadrat 10 samples are taken from 0–5 cm and 5–10 cm. The 10 samples from each layer are mixed and the seeds are concentrated by rinsing the soil samples with water. This procedure reduces bulk soil by 50 to 70 %. The remainder is spread in a 3 mm thick layer on sterilized soil in a heated glasshouse. Seedlings are identified and counted. After 6 to 8 weeks no new seedlings emerge. The remainder does not contain viable seeds, as proved by handsorting and check under the binocular. This concentration method enables a quicker and better estimation of the seed bank than

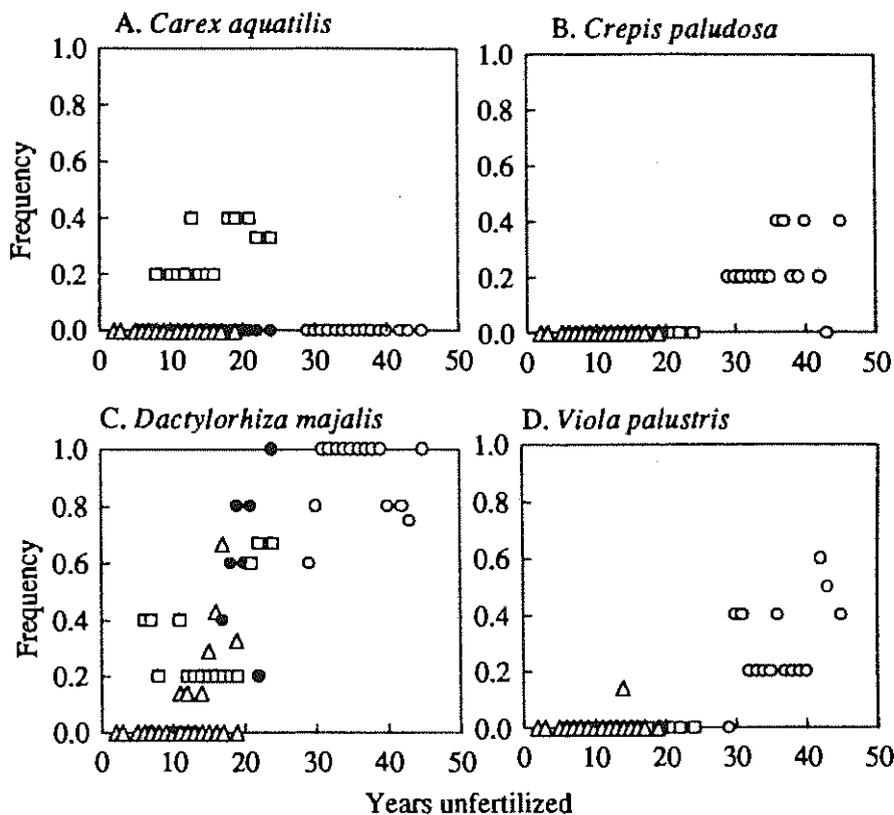


Fig. 4. Percentage cover and frequency of occurrence (fraction of total number of plots) of 4 rare plant species occurring in permanent plots in six annually cut fields, as dependent on the duration of restoration management (numbers of years without fertilizer application).

the method in which seeds are not concentrated and put in a several cm thick layer in the glasshouse (Table 1) (Ter Heerdt et al. 1996).

The seed bank of a field 3 years after the cessation of fertilizer application contains more seeds of the species in the established vegetation in the top soil than in the deeper layer (Table 2). Of the species present in the seed bank, but absent in the established vegetation, *Juncus acutiflorus* is the only one of the *Juncus-Molinia* communities expected to establish. Most species in this

category have more seeds in the deeper than in the upper soil layer, suggesting that they can be classified as species having a long-term persistent seed bank. This suggestion comes from the assumption that the longer a seed is viable, the more chance it has to reach a deeper soil layer by bioturbation (Thompson 1992).

The seed bank of a field 26 years under restoration management still contains species with a long-term persistent seed bank, which do not occur in the established vegetation. *Juncus acuti-*

Table 2. Relationship between the established vegetation and the seed bank in a field 3 years after the cessation of fertilizer application

	established vegetation	seed bank seeds · m ⁻²	
		0–5 cm	5–10 cm
<i>Holcus lanatus</i>	+	5710	1448
<i>Ranunculus repens</i>	+	3820	3025
<i>Rumex acetosa</i>	+	2480	30
<i>Cardamine pratensis</i>	+	660	460
<i>Juncus bufonius</i>	-	12230	9140
<i>Glyceria fluitans</i>	-	470	770
<i>Juncus acutiflorus</i>	-	230	630
<i>Stellaria uliginosa</i>	-	120	120
<i>Lythrum portula</i>	-	55	55
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	-	30	50

florus, however, is not only present in the seed bank, but now even so in the established vegetation. Many species that have established in the vegetation during succession, are also represented in the seed bank. Most of them have more seeds in the upper layer than in the deeper soil layer (Table 3). This subdivision and the fact that they only occur in the seed bank when established in the vegetation suggest that these species can be classified as having a transient or short-term persistent seed bank.

It can be concluded that, except for *Juncus acutiflorus*, the species increasing during restoration succession have no long-term persistent seed bank. They must, therefore, be dispersed from elsewhere.

Seed dispersal

We focus on dispersal by hay-making machinery. The fields along the tributary are cut for hay by one authority in charge of the management. This implies that the machines go from one field into another on the same day. This enables the cleaning of different parts of the machinery between two fields in order to estimate seed transport.

The machinery was observed to con-

Table 1. Mean number of seeds · litre⁻¹ found by seedling emergence and handsorting of the remainder in concentrated and not concentrated fen meadow soil

species	seedling emergence %	concentrated		not concentrated		
		hand-sorting %	emergence + hand-sorting %	seedling emergence %	hand-sorting %	emergence + hand-sorting %
Gramineae	75 (100)	-(-)	75 (100)	32 (43)	30 (40)	62 (83)
<i>Juncus spec.</i>	1197 (100)	-(-)	1197 (100)	669 (56)	396 (33)	1065 (89)
Other spec.	174 (100)	-(-)	174 (100)	85 (45)	-(-)	85 (45)
unknow	-(0)	3 (100)	3 (100)	-(-)	-(-)	-(-)

Table 3. Relationship between the established vegetation and the seed bank in a field 26 years after the cessation of fertilizer application

	estab- lished vege- tation	seed bank seeds · m ⁻²	
		0–5 cm	5–10 cm
<i>Holcus lanatus</i>	+	1290	55
<i>Ranunculus repens</i>	+	780	3095
<i>Juncus bufonius</i>	–	32870	37910
<i>Glyceria fluitans</i>	–	250	2740
<i>Juncus acutiflorus</i>	+	5020	6130
<i>Myosotis palustris</i>	+	70	180
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	+	135	80
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	620	90
<i>Caltha palustris</i>	+	95	85
<i>Plantago lanceolata</i>	+	765	0
<i>Cynosurus cristatus</i>	+	0	0

tain 1000–1500 seeds · gram⁻¹ material attached. Transport by hay-making machinery can be estimated to amount over 1,000,000 seeds.

Sampling seeds from the skid disk before the machinery enters a field (import) and after cutting that field (ex-

Table 4. Seed transport at the skid disk of the hay-making machinery between different fields in relationship to the established vegetation

	abun- dancy vege- tation	im- port seeds · gr. ⁻¹	ex- port seeds · gr. ⁻¹
<i>Holcus lanatus</i>	dominant	287	1794
<i>Rumex acetosa</i>	abundant	5	15
<i>Juncus effusus</i>	frequent	1003	72
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	–	44	4
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	–	99	9
<i>Anthriscus sylvestris</i>	–	9	1

port), shows that seeds from species dominant in the vegetation are actually exported (e.g. *Holcus lanatus*, *Rumex acetosa*). Important is that seeds from species absent in the established vegetation (e.g. *Anthoxanthum odoratum*, *Rhinanthus angustifolius*) are actually imported (Table 4).

The abundancy in the vegetation and the numbers of seeds on the machinery show a significant positive correlation. This means that in general no selection takes place by the machinery and most species are dispersed proportionally to their abundancy, both within and between fields.

However, species like *Ranunculus repens* and *Caltha palustris* are hardly found at all on the machinery, despite their abundancy in the vegetation. This discrepancy may be attributed to their early period of seed set. *Juncus acutiflorus* does not yet carry seeds at the time of cutting in July.

The seeds mainly accumulate at two parts of the machinery. Firstly, many seeds fall on the safety skirt covering the mowing blades, which moves about

50 cm above soil level. During mowing seeds drop off continuously. When the machine leaves the field the blades covered by the cloth are put vertically, and all the seeds drop off. The safety skirt is, therefore, only important for seed transport within fields.

Secondly, plant material accumulates on the skid disk and beam of the mowing machinery, which is at soil level. The skid disk remains in the same position and is, therefore, important for seed transport within as well as between fields.

Some species like *Anthoxanthum odoratum* show similar amounts of seeds on safety skirt and skid disk (Table 5). Other species like *Rumex obtusifolius* tend to be found more on the safety skirt than on the skid disk. Species that feature this distribution are tall, which explains their higher occurrence on the safety skirt than on the skid disk.

Conclusions

In the successional series of restoration management presented, some conclusions about mechanisms of species replacement may be drawn.

1. The start of the increase of species becoming dominant later during restoration management depends on the amount of nutrients accumulated during former fertilizer application.

2. Most species expected to increase can not rely on a long-term persistent seed bank reflecting the vegetation prior to fertilizer application.

3. Most species establishing during this succession depend on dispersal by hay-making machinery.

References

Bakker, J. P., 1989: Nature management by grazing and cutting. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
 Bakker, J. P., Olff, H., 1992: Restoration management in moist grasslands in the Netherlands. – Norddeutsche Naturschutz Akademie Berichte 5, 42–48.
 Bakker, J. P., Olff, H., 1995: Nutrient dynamics during restoration of fen meadows by hay-making without fertilizer application. – In: Wheeler, B. D., Shaw, S., Fojt, W. and Robertson, R. A. (Eds), Restoration of tem-

Table 5. Seed transport at the safety skirt and skid disk of the hay-making machinery in relationship to the abundancy in the established vegetation

	abun- dancy vege- tation	safety skirt seeds · gr. ⁻¹	skid disk seeds · gr. ⁻¹
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	abundant	20	24
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	abundant	18	36
<i>Dactylorhiza majalis</i>	rare	5	95
<i>Rumex obtusifolius</i>	abundant	13	1
<i>Cynosurus cristatus</i>	abundant	16	1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	abundant	154	94
<i>Ranunculus repens</i>	abundant	1	1
<i>Caltha palustris</i>	frequent	–	–
<i>Juncus acutiflorus</i>	abundant	–	–

- perate wetlands. pp. 143–166. Wiley, Chichester.
- Oloff, H., Bakker, J. P., 1991: Long-term dynamics of standing crop and species composition after the cessation of fertilizer application to mown grassland. – *Journal of Applied Ecology* 28, 1040–1052.
- Oloff, H., Berendse, F., De Visser, W., 1994: Consequences of changing nutrient supply rates for grassland vegetation. I. Seasonal dynamics of nutrient mineralization, biomass and tissue nutrient concentrations. – *Journal of Ecology* 92, 611–620.
- Oloff, H., Pegtel, D. M., 1994: Characterization of the type and extent of nutrient limitation in grassland vegetation using a bioassay with intact sods. – *Plant and Soil* 163, 217–224.
- Oloff, H., Pegtel, D. M., Van Groenendael, J., Bakker, J. P., 1994: Germination strategies during grassland succession. – *Journal of Ecology* 92, 69–77.
- Ter Heerdt, G. N. J., Verweij, G. L., Bekker, R. M., Bakker, J. P., 1996: An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. – *Functional Ecology*.
- Thompson, K., 1992: The functional ecology of seed banks. – In: Fenner, M. (Ed), *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, pp. 231–258. CAB International, Wallingford.

Author's address

J. P. Bakker
R. M. Bekker
R. J. Strykstra
Laboratory of Plant Ecology
University of Groningen
P. O. Box 14
9750 AA Haren
The Netherlands

H. Oloff
Department of Terrestrial Ecology and
Nature Conservation
Agricultural University
Bornsesteeg 69
6708 PD Wageningen
The Netherlands

Untersuchungen zu Interaktionen zwischen Pflanzenarten des Feuchtgrünlandes

von Dieter Maas

Einleitung

Interaktionen zwischen Pflanzenarten tragen wesentlich zur Organisation von Pflanzengemeinschaften bei. Sie wirken nicht nur innerhalb stabiler Bestände, sondern spielen auch bei Sukzessionsvorgängen eine wesentliche Rolle. Interaktionen zwischen Pflanzenindividuen lassen sich gemäß der Art ihrer Wirkung in positiv und negativ und ihrer Wirkungsrichtung in ein- und zweiseitig grob einteilen, wenn man neutrale Wirkung auf einen von zwei Partnern einer zweiseitigen Interaktion außer acht läßt (Gigon 1981).

In Regenerationsversuchen mit Pflanzenbeständen, bei denen normalerweise eine große Zahl der einen Standort besiedelnden Arten durch andere ersetzt werden soll, spielen solche Interaktionen eine wesentliche Rolle, einmal für die Persistenz der vorhandenen Arten, andererseits aber auch für die Ablösung vorhandener Arten durch neu hinzutretende. Der Ersatz vorhandener Arten durch andere muß dabei durchaus nicht allein durch die Wirkung

ein- oder zweiseitig negativer Interaktionen vonstatten gehen, es sind auch zumindest einseitig positive Interaktionen, z.B. bei der Schaffung von Schutzstellen für die Keimung und Etablierung, möglich (siehe z.B. Ryser 1991). Negative Interaktionen werden im allgemeinen Sprachgebrauch auch als Konkurrenz bezeichnet, für deren Untersuchung in der Pflanzenökologie ein umfangreiches experimentelles Instrumentarium geschaffen wurde, welches darauf beruht, daß das Wachstum von Pflanzenindividuen in Monokulturen bzw. unter konkurrenzfreien Bedingungen mit dem Wachstum von konkurrenzbeeinflussten Individuen in Beziehung gesetzt wird. (Im übrigen ließen sich auch positive Interaktionen mit teilweise demselben methodischen Ansatz nachweisen, nur wurden solche bisher kaum beschrieben).

Die bekannten Versuchsansätze zur Erfassung von Konkurrenzwirkungen lassen sich grob in zwei Zweige unterteilen (Austin et al. 1988):

■ Substitutive Verfahren, bei denen die Dichte einer Art in Mischkultur nur

halb so hoch ist wie in Monokultur. In Mischkultur ist dabei die Gesamtdichte von zwei oder mehreren kombinierten Arten genauso hoch wie in Monokultur. In Mischkultur sind zusätzlich unterschiedliche Mischungsanteile der beteiligten Arten möglich, was die sog. „replacement“-Reihen ergibt. Sie wurden am Beginn der experimentellen Ära der Konkurrenzuntersuchungen entwickelt (de Wit 1960) und sind seither in Gebrauch. Wesentliches Prinzip dieser Verfahren ist die Konstanz der Dichte der Individuen in Mischkultur.

■ Additive Verfahren, bei denen die Dichte der Individuen jeder Art in Monokultur und Mischkultur dieselbe ist. Die Gesamtdichte der Individuen in einer Mischkultur von zwei Arten ist dann doppelt so hoch wie in Monokultur. Auch hier sind zusätzlich verschiedene Anteile der Arten in Mischkulturen möglich, wobei allerdings nur die Anzahl der Individuen einer Art verändert wird. Im extremsten Fall wird ein einzelnes Individuum (Zielindividuum) einer Art mit unterschiedlicher Anzahl an konkurrierenden Individuen konfrontiert (Nachbarindividuen), wobei diese nicht unbedingt zu einer anderen Art gehören müssen (Goldberg und Werner 1983; Goldberg 1987).

Daneben existieren Versuche mit variablen Dichten und Mischungsanteilen, bei denen, vergleichbar den replacement-Reihen, die Mischungsanteile variiert werden, aber dies bei ver-

schiedenen Dichten. Auch die Monokulturen werden dann in der Regel in verschiedenen Dichten angelegt (Firbank und Watkinson 1985).

Zur Auswertung aller Versuchsschemata dienen in der Regel Quotienten, welche die Ertragsanteile der Mischkulturen zu denen der Monokulturen in Beziehung setzen oder die den Ertrag von Zielindividuen unterschiedlicher Artzugehörigkeit miteinander vergleichen. Wegen der Eindeutigkeit der Aussage dieser Quotienten bei additiven Versuchssystemen sind diese Verfahren im Vergleich eher zu bevorzugen (Snaydon 1991).

Ein genereller Schwachpunkt dieser Konkurrenzversuche liegt in der meist nur phänomenologisch beschreibenden Auswertung von Ertragsveränderungen als Folge der Konkurrenz (Tilman 1988). Funktionsbezogene Ergebnisse, welche die zugrunde liegenden Mechanismen aufdecken, werden meist nicht ermittelt. Als solche sind einmal Änderungen in der Ausbildung einzelner Pflanzenorgane denkbar, da sich aus ihnen der Gesamtertrag zusammensetzt und, speziell bei klonal wachsenden Arten, auch die Ausbreitung in die Fläche bestimmt wird. Zweitens werden ertragslimitierende Änderungen des Ressourcenangebots für einzelne Individuen meist nur auf interpretatorischem Weg dargestellt, aber nicht direkt ermittelt, obwohl diese Änderungen als Basis von Konkurrenzwirkungen gelten können (Keddy 1989).

Bezogen auf jeweils nur eine Ressource ist zu erwarten, daß sich auf Dauer die Art mit dem pro Trockenmasseeinheit geringsten Bedarf an dieser Ressource durchsetzt, bzw. die Art mit der größten Aufnahmeeffektivität, da durch solchen präemptiven Ressourcengebrauch die für andere Arten verbleibende Ressourcenmenge eingeschränkt wird.

Im Gegensatz zu Lebensräumen höherer Produktivität, in denen Pflanzenarten mit besserer Fähigkeit zur Ressourcenausnutzung als Konkurrenzstärkste dominieren (Grubb 1976, Tilman 1988), sollen in Pflanzengemeinschaften geringer Produktivität die Interaktionen zwischen den einzelnen gemeinsam einen Standort besiedelnden Individuen eingeschränkt sein (Grime 1981). Es wird vermutet, daß dies mit einer eingeschränkten Fähig-

keit zum Ressourcenerwerb einhergeht. Die Begrenzung der Trockenmasseproduktion durch äußere Faktoren, wie standortbedingt geringe Ressourcennachlieferung oder anderweitig ungünstige Wachstumsbedingungen, wird allgemein als „Streß“ bezeichnet. Die Beseitigung der Streßsituation müßte die dadurch verursachte Depression der Trockenmasseproduktion beheben. Ergebnisse mehrerer Untersuchungen deuten allerdings darauf hin, daß bei Pflanzenarten, die einer Selektion in Richtung auf Wachstum an solchen Standorten unterworfen waren, keine derart beschriebenen Streßsymptome nachweisbar sind, sie also auch nicht unter Streß leiden (Chapin et al. 1986, Ernst 1983). Es ist demnach denkbar, daß, wie in Lebensräumen mit höherer Produktivität, auch hier Interaktionen zwischen den einzelnen Individuen zur Wirkung kommen können.

Neben diesen theoretischen Überlegungen führen auch Beobachtungsergebnisse zu Sukzessionsvorgängen speziell in Mehlprimel-Kopfbinsensriedern des Alpenvorlandes (Görs 1964, Braun 1968) zu dem Schluß, daß Änderungen in der Artendominanz und Artenausstattung durch negative Interaktionen verursacht werden (Schopp-Guth 1993). Solange solche Pflanzenbestände regelmäßig genutzt werden, bilden die wiederholt auftretenden Störungen durch Mahd eine Gegenkraft zu negativen Interaktionseffekten und tragen zur Stabilität der Pflanzengemeinschaft bei (van Andel und van den Bergh 1987). Derartige Effekte sind auch aus Kalkmagerrasen (Mitchley und Grubb 1986, Mitchley 1988) und alpinen Rasen (Gigon und Ryser 1988) bekannt.

Der experimentelle Nachweis des Auftretens von negativen Interaktionen zwischen einzelnen Arten innerhalb der Mehlprimel-Kopfbinsensrieder wird in dieser Arbeit geführt. Dabei wird der Versuch unternommen, nicht nur auf der phänomenologischen Ebene stehenzubleiben, sondern auch die Ursachen zumindest teilweise zu erklären. Da die Vegetation am natürlichen Standort in ihrer Produktivität hauptsächlich durch das geringe Nährstoffangebot limitiert ist, werden die untersuchten Arten auf ihren Grad der Nährstoffnutzung hin analysiert. Der Frage der Produktivitätsbegrenzung

durch das Nährstoffangebot wird durch Düngungsversuche über einen künstlich erzeugten Nährstoffgradienten nachgegangen. Als Vergleichsobjekte dienen hier zusätzlich Arten nährstoffreicheren Feuchtgrünlandes.

Material und Methoden

Als Untersuchungsobjekte der Konkurrenzversuche dienten *Molinia caerulea* (L.) Moench und *Schoenus ferrugineus* L., die in genutzten Mehlprimel-Kopfbinsensriedern in der Regel gemeinsam als dominante Arten auftreten. Weitere Vergleichsarten waren *Agrostis stolonifera* L., *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth, *Holcus lanatus* L. und *Alopecurus pratensis* L. (Nomenklatur nach Rothmaler 1982). Im weiteren Text werden nur noch die Gattungsnamen verwendet.

Die Interaktionen zwischen *Molinia* und *Schoenus* wurden in einem additiven Versuchsaufbau mit jeweils einem Ziel- und keinem bis zu acht Nachbarindividuen untersucht. Als Nachbarindividuen wurden Pflanzen der jeweils anderen und auch derselben Art verwendet. Diese Versuche wurden in Kunststoffcontainern der Größe 12 × 12 × 12 cm durchgeführt, als Substrat diente TKS 1, das in Struktur und Nährstoffverfügbarkeit dem Substrat am natürlichen Wuchsort der beiden Arten ähnlich ist. Die verwendeten Pflanzen stammen aus einem gemeinsamen natürlichen Vorkommen beider Arten im Lkr. Bad Tölz. Sie wurden nach der Entnahme als Einzelsprosse (oberirdischer Sproßteil mit Sproßbasis und dazugehörigem Wurzelsystem) in die Container gepflanzt. Die Bewässerung erfolgte mit Leitungswasser nach Bedarf. Im ersten und zweiten Versuchsjahr wurde die oberirdische Biomasse jeweils Anfang November abgeschnitten. Im dritten Versuchsjahr erfolgte die Beerntung bereits Mitte August, da zu diesem Zeitpunkt die Hauptnährstoffe ihre höchsten Sproßkonzentrationen aufweisen (Ganzert und Pfadenhauer 1986, Pfadenhauer und Lütke Twenhöven 1986) und das Material auf deren Gehalt hin analysiert wurde. Jede Artenkombination und Dichtestufe wurde mit zehn Wiederholungen bearbeitet. Diese Versuche wurden über drei Vegetationsperioden fortgeführt, wovon die zwei letzten Jahre zur Da-

tengewinnung und Auswertung herangezogen wurden.

Für die Untersuchungen entlang des künstlichen Nährstoffgradienten wurden Einzelsprosse der sechs o. g. Arten in Kunststofftöpfe der Größe 8 x 8 x 8 cm gesetzt. Als Substrat diente ein Gemisch aus 70 % Quarzsand und 30 % Hygromull. Die Töpfe wurden mit je einem Glasfaserbewässerungsdocht versehen und dieser später in Vorratsbehälter mit Nährlösung gehängt. Die Nährlösungen wurden aus Konzentrat (Wuxal Super) verdünnt auf drei Stufen mit 1 mg N/l, 10 mg N/l und 40 mg N/l. Pro Nährstoffstufe wurden fünf Wiederholungen jeder Art angesetzt. Diese wurden zunächst eine Vegetationsperiode ohne weitere Nährstoffzufuhr gehalten und im zweiten Jahr auf die Nährstoffstufen verteilt.

Am Sproß der Zielindividuen bzw. am höchsten Sproß der entstandenen Horste der Konkurrenzversuche wurden jeweils im August folgende Merkmale bestimmt: Sproßhöhe, Länge des längsten Blatts, Anzahl an Blättern, Anzahl der Sprosse im Horst, Vorhandensein eines Fruchtstandes, Anzahl fruchtender Sprosse pro Horst, oberirdische Trockenmasse des Sprosses, oberirdische Trockenmasse des ganzen Horstes. Zusätzlich wurde die oberirdische Gesamttrockenmasse der Nachbarindividuen ermittelt. An den Pflanzen der Nährstoffversuchsreihe wurden Sproß- und Wuzeltrockenmasse bestimmt. Die Sprosse der Konkurrenzversuche wurden auf ihre Gehalte an Stickstoff, Phosphor, Kalium und Calcium analysiert.

Die Reaktion der phänometrischen Merkmale aus den Konkurrenzversuchen auf zunehmende Dichte der Nachbarindividuen wurde durch Regressionanalyse mit der Trockenmasse der Nachbarindividuen als unabhängiger Variable untersucht. Aus den Sproß- und Wuzeltrockenmassen der Pflanzen aus der Nährstoffreihe wurde ihre Gesamttrockenmasse und das Sproß-/Wuzelverhältnis berechnet und alle Parameter varianzanalytisch ausgewertet.

Die oberirdischen Trockenmassedaten der Zielindividuen aus den Konkurrenzversuchen wurden verwendet, um Parameter zur Konkurrenzfähigkeit beider Arten und zur Intensität der intra- und interspezifischen Konkurrenz

zu berechnen (Snaydon 1991). Die Konkurrenzfähigkeit wird teilweise auch als Aggressivität bezeichnet und durch folgende Formel definiert:

Konkurrenzfähigkeit:

$$A_{ij} = (W_{ji} / W_{ij}) - (W_{ji} / W_{ji})$$

A = Konkurrenzfähigkeit; W = Trockenmasse des Zielindividuums; Subskripte bezeichnen Mono- bzw. Mischkulturen.

Die Konkurrenzfähigkeit ist ein Ausdruck dafür, wie stark die Fähigkeit der Zielart, Ressourcen aufzunehmen, durch die Mischkultur im Vergleich zur Monokultur beeinträchtigt wird. Dabei wird die Trockenmasse der Zielart als Maß für die Menge der aufgenommenen Ressourcen verwendet. Durch die Subtraktion der Quotienten für beide Arten der Mischung entsteht ein einziger dimensionsloser Zahlenwert, der die Arten in direkten Vergleich setzt. Werte von A > 0 bedeuten in diesem Fall, daß die aufgenommene Ressourcenmenge von Art i in Mischkultur im Vergleich zu Art j weniger stark eingeschränkt wird, Werte von A < 0 bedeuten das Gegenteil. Auf Dauer wäre zu erwarten, daß die konkurrenzstärkere Art verdrängt, wenn dies der einzige Mechanismus wäre, der die Interaktion zwischen beiden Arten steuert.

Während die Konkurrenzfähigkeit auf dem Vergleich des Wachstums der Zielart bei gleicher Dichte in Mono- und Mischkultur basiert, wird zur Ermittlung der Intensität der Konkurrenz die Reaktion der Zielart auf zunehmende

Dichte mit konkurrenzfrei wachsenden Individuen derselben Art in Beziehung gesetzt. Werte für die Intensität der Konkurrenz können sowohl für interals auch für intraspezifische Konkurrenz ermittelt werden.

Intensität der Konkurrenz:

intraspezifisch: $ASC_{ii} = \log (W_{i0} / W_{ij})$

$ASC_{jj} = \log (W_{j0} / W_{ji})$

interspezifisch: $ASC_{ij} = \log (W_{i0} / W_{ij})$

$ASC_{ji} = \log (W_{j0} / W_{ji})$

ASC = Intensität der Konkurrenz

W_{i0} = Trockenmasse konkurrenzfrei wachsender Individuen;

andere Subskripte wie oben.

Die Intensität der Konkurrenz ist ein Maß für die Wirkung verschiedener Nachbararten auf eine Zielart, indem die Nachbararten durch ihren eigenen Verbrauch der Zielart Ressourcen vor enthalten. Diese Wirkung kann in ihrer Dichteabhängigkeit beschrieben werden. Je größere Werte dieser Parameter annimmt, um so stärker wird die Zielart in ihrem Wachstum beeinträchtigt. Verschiedene Zielarten können anhand ihrer Werte miteinander verglichen werden.

Ergebnisse

Die Werte für die Konkurrenzfähigkeit der beiden untersuchten Arten gemäß den Daten der dritten Vegetationsperiode sind in Abbildung 1 dargestellt. Die Werte schwanken minimal um 0, das heißt, die Konkurrenzfähigkeit beider Arten ist als vergleichbar anzusehen. Es können hier nur die aus den

**Interaktion Molinia / Schoenus
Konkurrenzfähigkeit nach zwei Versuchsjahren**

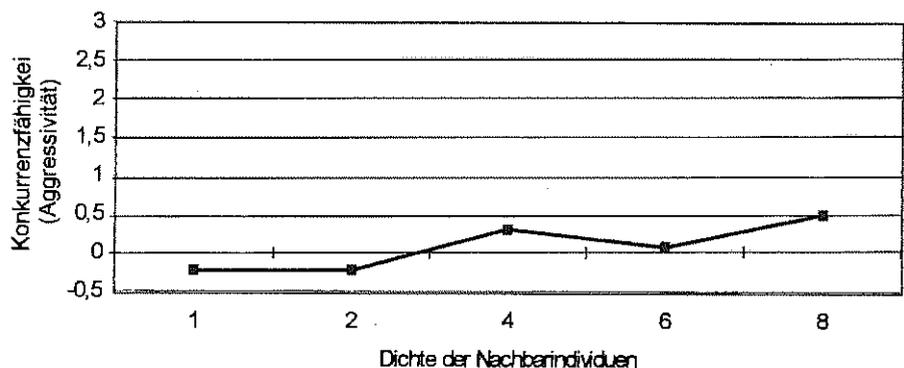


Abb. 1. Werte für die interspezifische Konkurrenzfähigkeit (Aggressivität; Snaydon 1991) von *Molinia caerulea* und *Schoenus ferrugineus* bei zunehmender Dichte von Nachbarindividuen. Werte > 1 = *Molinia caerulea* konkurrenzkräftiger; Werte < 1 = *Schoenus ferrugineus* konkurrenzkräftiger.

Abb. 2. Werte für die interspezifische Intensität der Konkurrenz bei *Molinia caerulea* und *Schoenus ferrugineus* bei zunehmender Dichte von Nachbarindividuen der jeweils anderen Art. Je größer der Wert, um so höher ist die Intensität der Konkurrenz.

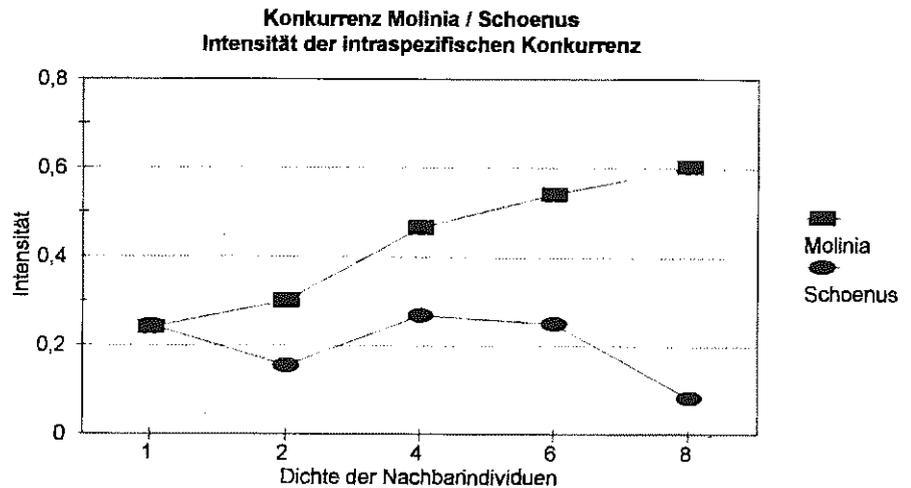
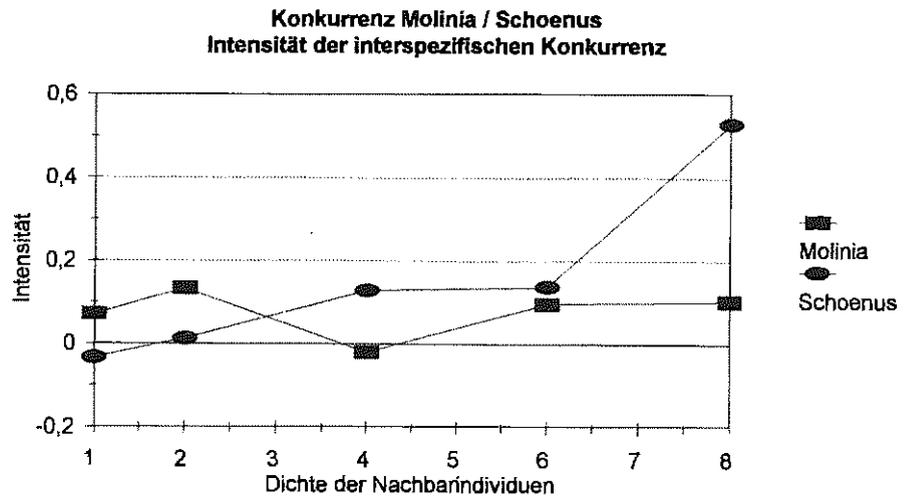


Abb. 3. Werte für die intraspezifische Intensität der Konkurrenz bei *Molinia caerulea* und *Schoenus ferrugineus* bei zunehmender Dichte von Nachbarindividuen derselben Art. Je größer der Wert, um so höher ist die Intensität der Konkurrenz. Der Artnamen des Zielindividuums ist als erster angegeben.



Regressionsgleichungen für die Reaktion einzelner phänometrischer Merkmale bei intraspezifischer Konkurrenz bei *Molinia caerulea*.

Merkmal	Regressionsgleichung	p	Wirkung
Sproßhöhe	$Y = 47.375 + 4.6088 * X$	> 0,001	+
Sproßgewicht	$Y = 250.1 + 28.181 * X$	> 0,001	+
Anzahl an Seitentrieben	$Y = 1 / 0.1062 + 0.00571 * X$	> 0,001	-

Regressionsgleichungen für die Reaktion einzelner phänometrischer Parameter bei interspezifischer Konkurrenz mit *Molinia* als Ziel- und *Schoenus* als Nachbarart.

Merkmal	Regressionsgleichung	p	Wirkung
Sproßhöhe	$Y = 27.29 * X^{-0.2871}$	> 0,001	-
Anteil fertiler Sprosse	$Y = 0.782 - 0.346 * X$	> 0,001	-
Samenzahl	$Y = 34,043 - 22,22 * X$	> 0,001	-
Sproßgewicht	$Y = 112.1 * X^{-0.3429}$	> 0,001	-
Anzahl an Seitentrieben	$Y = 5.075 + 1.502 / X$	> 0,001	-

Regressionsgleichung für die Reaktion einzelner phänometrischer Parameter bei interspezifischer Konkurrenz mit *Schoenus* als Ziel- und *Molinia* als Nachbarart

Merkmal	Regressionsgleichung	p	Wirkung
Anzahl grüner Blätter	$Y = 0,006 + 0,238 * X$	> 0,001	+
Anzahl an Seitentrieben	$Y = 7,91 * X^{-0.7022}$	> 0,001	-
Gesamtgewicht aller Sprosse	$Y = 0,501 - 0,147 * X$	> 0,001	-

Tab. 1. Signifikante Regressionsgleichungen für die Reaktion einzelner phänometrischer Merkmale auf zunehmende Trockenmasse von Nachbarindividuen in Konkurrenzversuchen. + = Wert für das Merkmal steigt mit zunehmender Trockenmasse; - = Wert für das Merkmal sinkt bei zunehmender Trockenmasse. Für intraspezifische Konkurrenz bei *Schoenus ferrugineus* ergeben sich keine signifikanten Reaktionen.

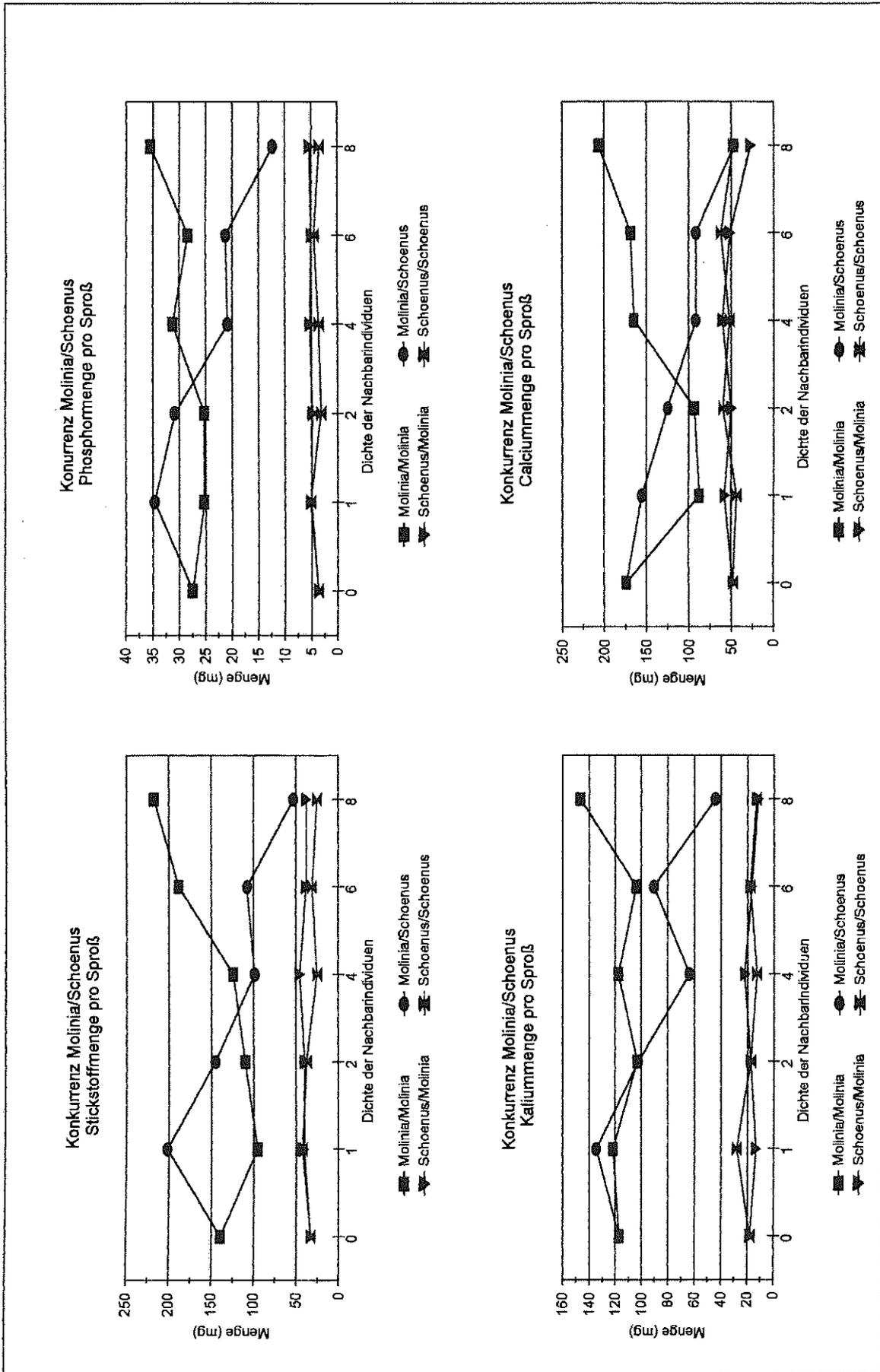


Abb. 4. Absolute Mengen (mg/Sproß) an vier Hauptnährstoffen in Einzelsprossen von *Molinia caerulea* und *Schoenus ferrugineus* bei intra- und interspezifischer Konkurrenz durch zunehmende Dichte an Nachbarindividuen. Der Artnamen des Zielindividuum ist als erster angegeben.

Mittelwerten der Trockenmasse von jeweils zehn Zielindividuen berechneten Quotienten ohne Konfidenzintervalle angegeben werden, da keine eindeutige wechselseitige Zuordnung der Mono- und Mischkulturen möglich ist, was für die Berechnung von Mittelwerten und Varianz der Konkurrenzfähigkeit notwendig wäre.

Die Werte für die interspezifische Intensität der Konkurrenz werden in Abbildung 2 dargestellt, für intraspezifische Konkurrenz in Abbildung 3. Auch hier gilt die Beschränkung auf die Angabe von Mittelwerten ohne Varianzen. Die interspezifische Konkurrenz zwischen den beiden untersuchten Arten ist mit Ausnahme der höchsten Dichtestufe, wo *Molinia* als überlegene Art erscheint, zwischen beiden Arten als gleich stark anzusehen. Anders bei der intraspezifischen Konkurrenz, wo bereits bei niedriger Dichte der Nachbarindividuen *Molinia* in seinem Wachstum stärker gehemmt wird, als *Schoenus*. Dieser Unterschied der Intensität der intraspezifischen Konkurrenz wird mit zunehmender Dichte immer deutlicher. Die Zielindividuen von *Schoenus* sind ihrerseits durch intraspezifische Konkurrenz in ihrer Entwicklung über den ganzen Dichtegradienten nicht eingeschränkt.

Die Ergebnisse der Untersuchung der Reaktion einzelner Pflanzenorgane auf zunehmende Dichte bei inter- und intraspezifischer Konkurrenz sind in Tabelle 1 dargestellt. Es sind jeweils die Regressionsformeln mit Signifikanzniveau und die Wirkung zunehmender Dichte (positiv/negativ) angegeben. Zunehmende intraspezifische Konkurrenz fördert Höhenwachstum und Gewicht der Einzelsprosse bei *Molinia*, während die vegetative Ausbreitung durch Seitensproßbildung gehemmt wird. Bei zunehmender interspezifischer Konkurrenz durch *Schoenus* wird sowohl das Wachstum der Einzelsprosse von *Molinia* als auch deren generative und vegetative Vermehrung negativ beeinflusst. *Schoenus* wird durch zunehmende Dichte an Nachbarpflanzen derselben Art in seinem Wachstum nicht erkennbar beeinträchtigt. Dies gilt sowohl für Einzelsprosse als auch für den gesamten Horst der Zielindividuen. Bei interspezifischer Konkurrenz durch *Molinia* wird auch bei dieser Art die vegetative Ausbreitung und damit das

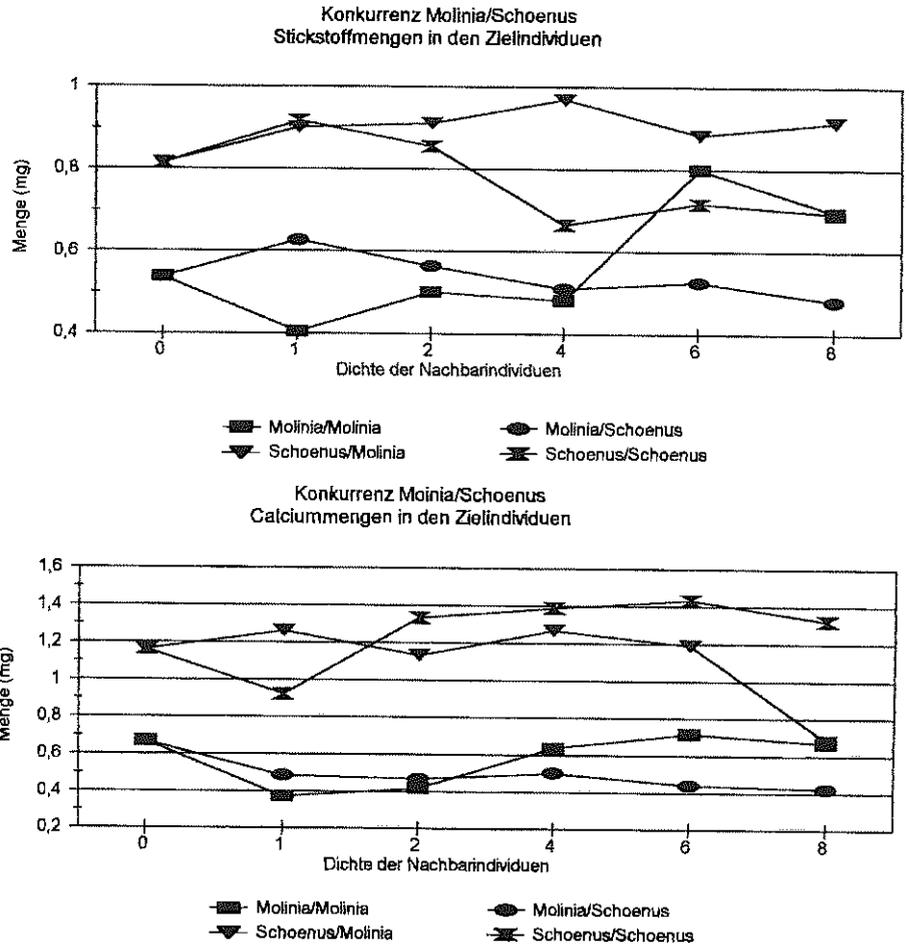


Abb. 5. Absolute Menge (mg) an Stickstoff und Calcium in Zielindividuen von *Molinia caerulea* und *Schoenus ferrugineus* bei intra- und interspezifischer Konkurrenz durch zunehmende Dichte an Nachbarindividuen. Der Artname des Zielindividuums ist als erster angegeben.

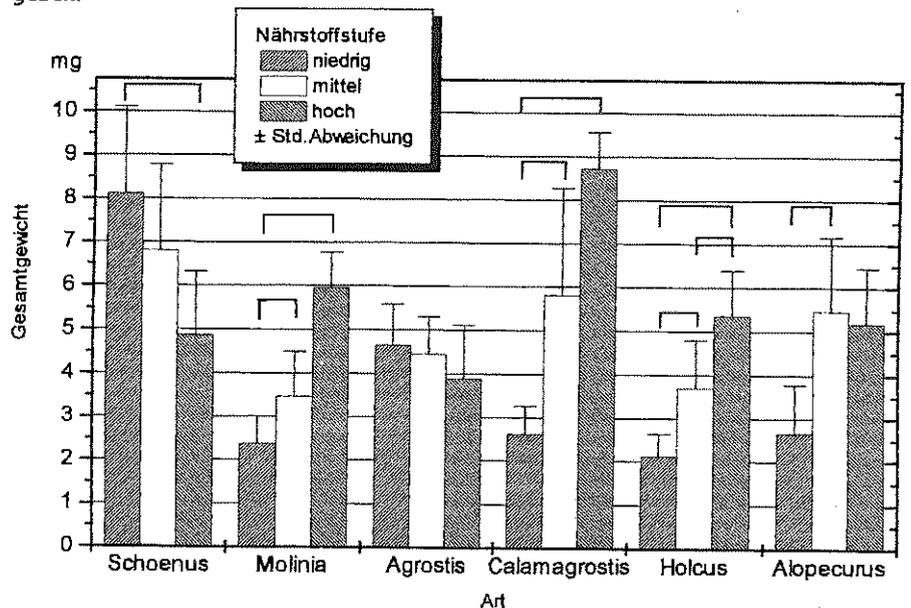


Abb. 6. Gesamtgewicht (mg) von konkurrenzfrei wachsenden Individuen sechs verschiedener Pflanzenarten bei drei unterschiedlichen Nährstoffkonzentrationen des Substrats. Signifikante Differenzen ($p < 0,05$) der Mittelwerte zwischen den Nährstoffstufen sind durch Klammern angedeutet.

Horstgewicht reduziert, während einzelne Sprosse in ihrer Entwicklung nicht gehemmt werden.

Die Nährstoffmengen (in mg/Sproß) in Einzelsprossen beider Arten aus den Konkurrenzversuchen sind in Abbildung 4 graphisch dargestellt. Für alle drei Hauptnährstoffe und Calcium ist dasselbe Muster zu erkennen: Die Menge pro Sproß ist bei *Molinia* um ein mehrfaches höher als bei *Schoenus*. Bei zunehmender Dichte an *Schoenus*-Nachbarpflanzen gehen die Nährstoffmengen in den Sprossen von *Molinia* zurück, während sie bei intraspezifischer Konkurrenz für alle Dichtestufen auf vergleichbarer Höhe bleiben.

Abbildung 5 zeigt eine graphische Darstellung der Stickstoff- und Calciummengen des gesamten Horstes der Zielindividuen. Tendenziell sind die Ergebnisse bei Phosphor und Kalium dieselben, allerdings weniger deutlich ausgeprägt, weshalb hier auf eine Darstellung verzichtet wird. Pro Zielindividuum enthält *Schoenus* höhere Nährstoffmengen als *Molinia*. Erst in der höchsten Dichtestufe nähern sich die Mengen in beiden Arten vergleichbaren Werten.

In den Abbildungen 6 bis 9 werden die Ergebnisse des Nährstoffversuchs dargestellt. Während die Gesamttrockenmasse der einzelnen Pflanzen von *Molinia*, *Calamagrostis*, *Holcus* und *Alopecurus* mit steigendem Nährstoffangebot zunimmt, geht sie bei *Schoenus* zurück und ist bei *Agrostis* über den experimentell erzeugten Nährstoffgradienten unverändert (Abb. 6). Dasselbe Ergebnis, allerdings mit deutlicheren Unterschieden, wird für die Sproßtrockenmasse beobachtet (Abb. 7). Die Wurzel trockenmasse reagiert auf die Veränderungen des Nährstoffangebots weniger ausgeprägt. Nur bei *Calamagrostis* und *Holcus* werden mit höherem Nährstoffangebot auch größere Wurzelmassen erreicht (Abb. 8). Das Sproß-/Wurzelverhältnis geht bei *Schoenus* mit steigendem Nährstoffangebot zurück, bei *Molinia*, *Calamagrostis* und *Alopecurus* steigt es an (Abb. 9).

Diskussion

Entgegen manchen theoretischen Überlegungen (Grime 1981) finden offenbar zwischen Arten deutlich produktivitätsbegrenzter Standorte, wie

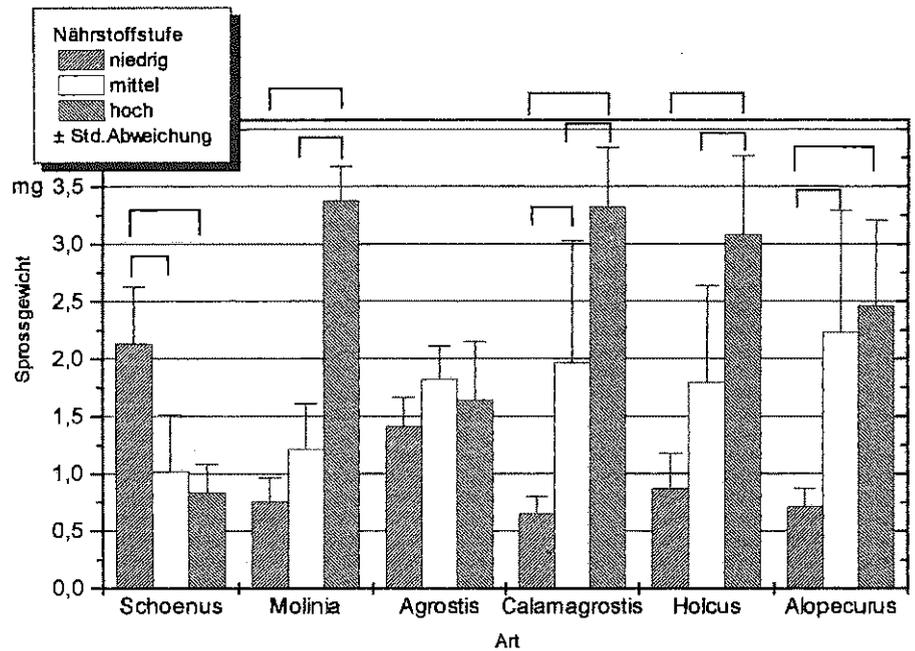


Abb. 7. Sproßgewicht (mg) von konkurrenzfrei wachsenden Individuen sechs verschiedener Pflanzenarten bei drei unterschiedlichen Nährstoffkonzentrationen des Substrats. Signifikante Differenzen ($p < 0,05$) der Mittelwerte zwischen den Nährstoffstufen sind durch Klammern angedeutet.

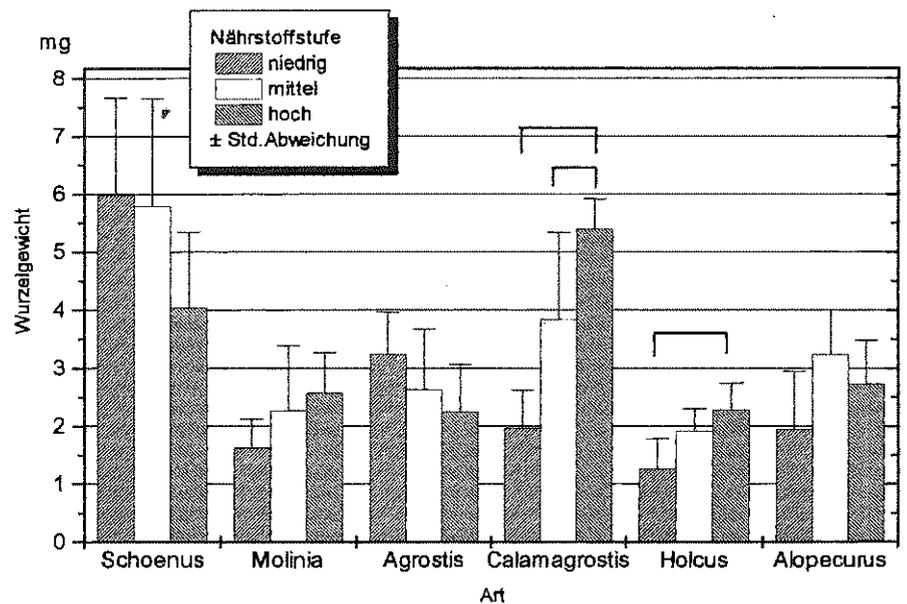


Abb. 8. Wurzelgewicht (mg) von konkurrenzfrei wachsenden Individuen sechs verschiedener Pflanzenarten bei drei unterschiedlichen Nährstoffkonzentrationen des Substrats. Signifikante Differenzen ($p < 0,05$) der Mittelwerte zwischen den Nährstoffstufen sind durch Klammern angedeutet.

sie Kalkflachmoore darstellen, negative Interaktionen statt. Um diese Interaktionen in ihrer Wirkung beurteilen zu können, kommt es sehr stark auf die für diesen Zweck verwendeten Quotienten an. So lassen die für die Konkurrenzfähigkeit berechneten Werte keine eindeutige Aussage in bezug auf die Über-

legenheit einer der beiden untersuchten Arten zu. Mittelfristig wäre gemäß diesen Werten ein relativ stabiles Gleichgewicht zwischen beiden Arten denkbar, das von Jahr zu Jahr, z. B. durch variierende Witterungsbedingungen, etwas modifiziert werden könnte.

Beobachtungen in Pflanzengemein-

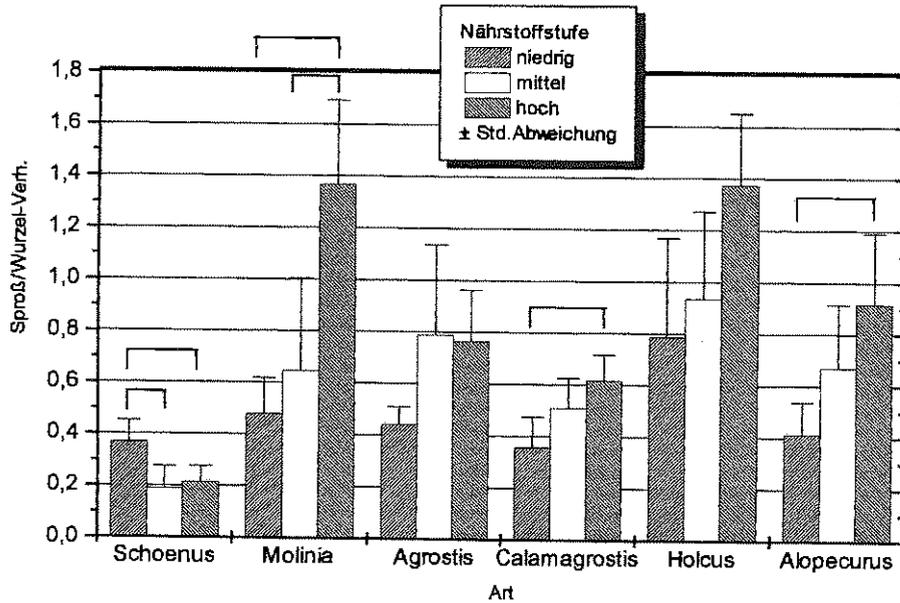


Abb. 9. Sproß-/Wurzelverhältnis von konkurrenzfrei wachsenden Individuen sechs verschiedener Pflanzenarten bei drei unterschiedlichen Nährstoffkonzentrationen des Substrats. Signifikante Differenzen ($p < 0,05$) der Mittelwerte zwischen den Nährstoffstufen sind durch Klammern angedeutet.

schaften der Mehlsprimel-Kopfbinsenrieder weisen aber in Abhängigkeit von der jeweiligen Nutzung oder Pflege auf die Überlegenheit von *Schoenus* hin (Schopp-Guth 1993). Diese beobachteten Dominanzverschiebungen werden auch durch die Quotienten zur Beschreibung der Intensität der Konkurrenz beider untersuchter Arten beschrieben. Sie erlauben nicht nur, das Ergebnis von Interaktionen anhand eines erreichten Endzustands zu beschreiben, sondern vorausschauend Prognosen zu erstellen. Daneben werden durch die kontrollierten Versuche bereits Mechanismen aufgedeckt, die aus einer Beobachtung von Sukzessionsvorgängen am natürlichen Standort in dieser Klarheit wahrscheinlich nicht zu gewinnen wären.

Auch durch die Berechnung des Quotienten der Intensität der interspezifischen Konkurrenz wird ein Gleichgewicht der Konkurrenzstärke zwischen *Molinia* und *Schoenus* festgestellt, aber es wird zusätzlich die intraspezifische Konkurrenz als für *Molinia* begrenzender Faktor deutlich. Man kann mit einiger Sicherheit annehmen, daß die an realen Standorten beobachteten Sukzessionsvorgänge dieselbe Ursache haben, auch wenn dort Interaktionen mit weiteren, im Versuch nicht integrierten Arten denkbar sind.

Man kann aus den auf der Trocken-

masse basierenden Quotienten allerdings nicht ablesen, welche der oberirdischen Organe durch die Interaktionswirkungen in ihrem Wachstum eingeschränkt werden. Für die in diesem Fall untersuchten klonal wachsenden Arten ist neben der Höhe und dem Gewicht der Einzelsprosse vor allem die vegetative Ausbreitung durch Seitensprosse der kritische Punkt. Bei interspezifischem Kontakt zwischen Horsten werden beide Arten in ihrer vegetativen Ausbreitung eingeschränkt, was zu dem oben erwähnten Gleichgewicht führen könnte. Dies wird aber verhindert, weil sich *Molinia* und *Schoenus* bezüglich ihrer Reaktion auf intraspezifische Konkurrenz unterscheiden: Hier wird das laterale Ausbreitungsvermögen von *Schoenus* genausowenig beschränkt wie das Höhenwachstum seiner Einzelsprosse. *Molinia* zeichnet sich dagegen bei intraspezifischer Konkurrenz durch ausgeprägtes Höhenwachstum der Einzelsprosse aus, gleichzeitig wird aber die laterale vegetative Ausbreitungstendenz reduziert.

Insgesamt wird also für die beiden hier untersuchten Arten aufgrund der Analyse des Wachstums ihrer oberirdischen Organe die vegetative Ausbreitung als das die Konkurrenzbeziehungen bestimmende Element erkannt, ein Faktum, welches auch in vergleichsweise weit entwickelten theoretischen

Modellen (Tilman 1988) nicht berücksichtigt ist.

Das an einigen natürlichen Standorten zu beobachtende Gleichgewicht zwischen *Molinia* und *Schoenus* wird durch die regelmäßige Mahd verursacht, durch die *Molinia* stärker als *Schoenus* zu vegetativer Ausbreitung angeregt wird (Diemer und Pfadenhauer 1987, Schopp-Guth 1990), was für viele landwirtschaftlich genutzte Grasarten seit längerem bekannt ist (Langer 1963, Jewiss 1972). Ursache für den Unterschied zwischen den beiden untersuchten Arten ist die unterschiedliche Ausbildung von Speicherorganen und die Entwicklung der nächstjährigen Seitensprosse. Sie werden bei *Schoenus* bereits im Herbst angelegt, liegen über der Bodenoberfläche und enthalten einen Großteil der gespeicherten Reservestoffe (Diemer und Pfadenhauer 1987, Ganzert und Pfadenhauer 1986). *Molinia* speichert seine Reservestoffe in basalen Sproßknollen an der Bodenoberfläche (Pfadenhauer und Lütke Twenhöven 1986), wo sie von der traditionellen Herbstmahd der Streuwiesen weniger stark betroffen werden. *Molinia* verdankt seine Existenz als eine der dominanten Arten der Mehlsprimel-Kopfbinsenrieder also den ständigen Störungen, durch welche *Schoenus*, offenbar als eine Art späterer Sukzessionsstadien und weniger störungstolerant, in seiner Überlegenheit an diesen Standorten eingeschränkt wird. In der Versuchsanlage zur Erfassung der Konkurrenzbeziehungen wurde dieser Mahdeffekt in den ersten Jahren durch einen Schnitt weit über der Bodenoberfläche, der die bereits angelegten nächstjährigen Sprosse von *Schoenus* verschonte, vermieden.

Wenn die interne Nährstoffbilanz beider Arten deren Reaktion auf Mahd mitbestimmt und damit die Interaktionen zwischen beiden Arten zu regulieren vermag, sollten die Nährstoffe auch als bestimmende Ressourcen für die Überlegenheit von *Schoenus* unter ungestörten Bedingungen wirksam werden. Unterschiede in den Nährstoffmengen pro Sproß und pro Horst zwischen beiden Arten sind in der Tat vorhanden. Im Vergleich hat *Molinia* offenbar einen höheren Nährstoffbedarf zur Erzeugung eines Sprosses als *Schoenus*. Dies gilt unabhängig von der Nachbarart und von deren Dichte. Sehr

ausgeprägt wird der Effekt bei intra-spezifischer Konkurrenz sichtbar, wo offenbar durch den hohen Nährstoffbedarf für das Höhenwachstum der einzelnen Sprosse so viele Ressourcen gebunden werden, daß für eine vegetative Ausbreitung durch Seitensprosse nicht mehr ausreichend zur Verfügung ist. *Schoenus* mit seinem sehr viel niedrigeren Nährstoffbedarf pro Sproß hat dagegen weitaus weniger unter einer Begrenzung der vegetativen Ausbreitung zu leiden. Dies führt im Vergleich beider Arten zu dem Ergebnis, daß in diesem Versuch letztendlich größere Nährstoffmengen von *Schoenus* beansprucht werden als von *Molinia*: Die Art mit dem pro Sproß geringeren Nährstoffbedarf ist die konkurrenzstärkere und beeinträchtigt durch einen insgesamt höheren Nährstoffverbrauch zusätzlich das Wachstum anderer Arten. Am ausgeprägtesten ist dieser Effekt bei Stickstoff zu finden, obwohl allgemein angenommen wird, daß dieser Nährstoff am natürlichen Standort nicht limitierend wirkt (Egloff 1983, Kapfer 1988).

Dies gilt aber nur unter den Bedingungen sehr geringen Nährstoffangebots, wie es auf den Standorten von Mehlprimel-Kopfbinsenriedern anzutreffen ist. Entlang des künstlich erzeugten Nährstoffgradienten geht das Wachstum von *Schoenus* bei höheren Nährstoffangeboten zurück, vor allem die Sproßentwicklung wird stark reduziert. Dies kann möglicherweise auf bereits bei diesen Konzentrationen auftretenden Toxizitätserscheinungen zurückgeführt werden, die bei Arten nährstoffreicherer Standorte erst bei wesentlich höheren Konzentrationen zu finden sind (Austin und Austin 1980, Austin 1982).

Molinia kann dagegen höhere Nährstoffangebote in verstärktes Sproßwachstum umsetzen. Es ist hierin Arten nährstoffreicherer Standorte, wie *Calamagrostis*, *Holcus* und *Alopecurus* vergleichbar. Im Unterschied zu diesen reagiert aber allein das Sproßwachstum, ohne daß auch verstärktes Wurzelwachstum zu beobachten wäre. Im Vergleich zu diesen Arten nährstoffreicherer und auch trockenerer Standorte nimmt also seine Fähigkeit zum Erwerb unterirdischer Ressourcen nicht im selben Umfang zu wie seine Konkurrenzfähigkeit um Licht. Da das ausge-

prägte Sproßwachstum auch eine größere transpirierende Oberfläche zur Folge hat, dürfte *Molinia* dadurch insgesamt gegenüber *Calamagrostis* und *Holcus* an Durchsetzungsfähigkeit verlieren, was durch Geländebeobachtungen bestätigt wird und durch weitere Versuche geprüft werden kann. Über die Veränderung des Wasserbedarfs durch erhöhte Transpiration bei verstärktem Blattwachstum ist auch ein Zusammenhang zwischen bodengebundenen Ressourcen und der Fähigkeit zur Konkurrenz um Licht gegeben, der bei einer Beschränkung der Betrachtung allein auf Nährstoffe als Bodenressourcen (Tilman 1988) so nicht erkennbar wird.

Im Gegensatz zu der von Tilman (1990) publizierten Hypothese ist bei geringem Nährstoffangebot auch nicht die Art konkurrenzstärker, die das Angebot an Bodenressourcen durch Verbrauch am stärksten reduziert, sondern die, welche bei gegebenem geringem Nährstoffangebot die größere Trockenmasse produziert. Dabei dürfte zur Bedarfsermittlung die Menge an Nährstoffen als absoluter Wert aufschlußreicher sein, als Konzentrationsangaben, die für Vergleiche oft verwendet werden (z. B. Tilman und Wedin 1991).

Im Vergleich der sechs untersuchten Arten entlang des Nährstoffgradienten sind vier verschiedene Verhaltensmuster erkennbar:

- Die bereits beschriebene mit höherem Nährstoffangebot abnehmende Trockenmasseproduktion bei *Schoenus*, das im Vergleich bei geringem Nährstoffangebot die höchste Sproß- und Wurzel Trockenmasse aufweist und damit unter diesen Bedingungen am konkurrenzstärksten sein dürfte.

- *Agrostis* als Pionierart offener Flächen, das weder mit Sproß- noch mit Wurzelentwicklung eindeutig auf Änderungen des Nährstoffangebots reagiert und ebenfalls den größeren Teil seiner Trockenmasse in Wurzelwachstum investiert.

- Zwei Arten, die bei höherem Nährstoffangebot verstärktes Sproßwachstum aufweisen (*Molinia* und *Alopecurus*), ohne gleichzeitig stärkeres Wurzelwachstum aufzuweisen.

- Zwei Arten, die auf höheres Nährstoffangebot sowohl mit erhöhter Sproß- als auch Wurzel Trockenmasse reagieren (*Calamagrostis* und *Holcus*).

Aus diesen vier Typen widerspricht besonders der letzte dem Schema, wonach verstärkte Konkurrenzfähigkeit um einen Ressourcenbereich mit einer Einbuße an Konkurrenzfähigkeit um einen anderen verbunden sein soll (Tilman 1988). Die theoretisch geforderten Eigenschaften sind also in der Realität zwar bei manchen Arten zu finden, aber möglicherweise nicht für alle Pflanzenarten gültig.

Eine sicherere Aussage über die Konkurrenzfähigkeit bei gegebenem Ressourcenangebot ergibt sich aus diesen Ergebnissen aus der Betrachtung der Wachstumsrate (s. auch Grime 1981), abzulesen aus der Gesamttrockenmasse der einzelnen Arten. Demnach ist *Schoenus* im Vergleich aller sechs Arten bei niedrigem Nährstoffangebot am konkurrenzstärksten, was zumindest gegenüber *Molinia* auch experimentell abgesichert ist. Bei mittlerem und hohem Nährstoffangebot steigt die Konkurrenzfähigkeit von *Calamagrostis* unter den von Mahd unbeeinflussten Bedingungen dieses Versuchs am stärksten an. In genutzten Grünlandstandorten kann diese Überlegenheit gegenüber den anderen Arten aber möglicherweise nicht ausgenutzt werden.

Die Ursache kann durch entsprechende Versuche geklärt werden. Wie bereits erwähnt, dürfte bei stark ansteigender Blattfläche auch die Fähigkeit zur Regulation des Wasserhaushalts auf trockeneren Standorten zunehmend an Bedeutung gewinnen. Auch hier müssen weitere Versuche die Zusammenhänge noch klären.

Literatur

- Austin, M. P., 1982: Use of a relative physiological performance value in the prediction of performance in multi-species mixtures from monoculture performance. – J. Ecol. 70 (2), 559–570.
- Austin, M. P., Austin, B. O., 1980: Behaviour of experimental plant communities along a nutrient gradient. – J. Ecol. 68 (3), 891–918.
- Austin, M. P., Fresco, L. F. M., Nicholls, A. O. et al., 1988: Competition and relative yield: estimation and interpretation at different densities and under various nutrient concentra-

- tions using *Silybum marianum* and *Cirsium vulgare*. – J. Ecol. 76 (1), 157–171.
- Braun, W., 1968: Die Kalkflachmoore und ihre wichtigsten Kontaktgesellschaften im Bayerischen Alpenvorland. – Diss. Bot. 1, Cramer, Vaduz.
- Chapin, S. F., Vitousek, P. M., van Kleeve, K., 1986: The nature of nutrient limitation in plant communities. – The Am. Nat. 127 (1), 48–58.
- de Wit, C. T., 1960: On Competition. – Versl. van de landbouwk. Onderzoek. – 66 (8), 1–82.
- Diemer, M., Pfadenhauer, J., 1987: Effects of differential defoliation on shoot growth, density and phytomass of three graminoids in a calcareous fen. – Oikos 50, 183–190.
- Egloff, T., 1983: Der Phosphor als primär limitierender Nährstoff in Streuwiesen (Molinion) – Düngungsexperiment im unteren Reusstal. – Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, Nr. 50, 119–148.
- Ernst, W. H. O., 1983: Ökologische Anpassungsstrategien an Bodenfaktoren. – Ber. Deutsche Bot. Ges. 96, 49–71.
- Firbank, L. G., Watkinson, A. R., 1985: On the analysis of competition within two-species mixtures of plants. – J. Appl. Ecol. 85 (2), 3–517.
- Ganzert, C., Pfadenhauer, J., 1986: Seasonal dynamics of shoot nutrients in *Schoenus ferrugineus* (Cyperaceae). – Holart. Ecol. 9, 137–142.
- Gigon, A., 1981: Koexistenz von Pflanzenarten, dargelegt am Beispiel alpiner Rasen. – Verh. Ges. f. Ökologie, Vol. 9, 165–172.
- Gigon, A., Ryser, P., 1986: Positive Interaktionen zwischen Pflanzenarten. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, Nr. 87, 372–387.
- Görs, S., 1964: Beitrag zur Kenntnis basiphiler Flachmoor-Gesellschaften 2. Teil. Das Mehlsprimel-Kopfbinsenmoor *Primulo-Schoenetum ferruginei* OBERD. (57) 62. – Veröff. Landesstelle Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 32, 7–42.
- Goldberg, D. E., 1987: Neighborhood competition in an old-field plant community. – Ecology 68 (5), 1211–1223.
- Goldberg, D. E., Werner, P. A., 1983: Equivalence of competitors in plant communities: a null hypothesis and a field experimental approach. – Amer. J. Bot. 70 (7), 1098–1104.
- Grime, J. P., 1981: Plant Strategies and Vegetation Processes. – Wiley & Sons., New York, 2. Aufl.
- Grubb, P. J., 1976: A theoretical background to the conservation of ecological distinct groups of annuals and biennials in the chalk grassland ecosystem. – Biol. Conserv. 10, 53–76.
- Jewiss, O. R., 1972: Tillering in grasses – its significance and control. – J. Brit. Grassld. Soc. 27, 65–82.
- Langer, R. H. M., 1963: Tillering in herbage grasses. – Herb. Abstr. 33, 141–148.
- Kapfer, A., 1988: Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. Diss. Bot. 120. – Cramer, Berlin.
- Keddy, P. A., 1989: Competition. – Chapman & Hall, London, New York, 2. Aufl.
- Mitchley, J., 1988: Control of relative abundance of perennials in chalk grassland in southern England. II. Vertical canopy structure. – J. Ecol. 76 (2), 341–350.
- Mitchley, J., Grubb, P. J., 1986: Control of relative abundance of perennials in chalk grasslands in southern England. I. Constancy of rank order and results of pot- and field-experiments on the role of interference. – J. Ecol. 74 (3), 1139–1166.
- Pfadenhauer, J., Lütke Twenhöven, F., 1986: Nährstoffökologie von *Molinia caerulea* und *Carex acutiformis* auf baumfreien Niedermooren des Alpenvorlandes. – Flora 178, 157–166.
- Rothmaler, W., 1982: Exkursionsflora – kritischer Band (Hrsg.: R. Schubert und W. Vent). – Volk und Wissen, Berlin, 5. Aufl.
- Ryser, P., 1991: Influence of gaps and neighboring plants on seedling establishment in limestone grassland. Experimental field studies in northern Switzerland. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, Nr. 105.
- Schopp-Guth, A., 1990: Wirkung unterschiedlicher Nutzungsintensität auf Populationen von Streuwiesenspflanzen. – Verh. Ges. f. Ökologie, Vol. 19/2, 356–363.
- Schopp-Guth, A., 1993: Dissertationes Botanicae Vol. 204: Populationsbiologische Merkmale von Streuwiesenspflanzen. – J. Cramer, Berlin und Stuttgart.
- Snaydon, R. W., 1991: Replacement series or additive designs for competition studies? – J. Appl. Ecol. 28 (3), 930–946.
- Tilman, D., 1988: Plant Strategies and the Dynamics and Structure of Plant Communities. – Monographs in Population Biology Nr. 26, Princeton Univ. Press, Princeton.
- Tilman, D., 1990: Mechanisms of plant competition for nutrients: the elements of a predictive theory of competition. In: Grace, J. B. and D. Tilman (Hrsg.): Perspectives on Plant Competition, S. 117–141. – Academic Press, New York.
- Tilman, D., Wedin, D., 1991: Plant traits and resource reduction for five grasses growing on a nitrogen gradient. – Ecology 72 (2), S. 685–770.
- van Andel, J., van den Bergh, J. P., 1987: Disturbance in grasslands – outline of the theme. – In: J. van Andel, Bakker, J. P. and Snaydon, R. W. (eds.), Geobotany Nr. 10, Disturbance in Grasslands. Dr. W. Junk Publ., Dordrecht, pp. 3–15.

Anschrift des Verfassers

Dr. Dieter Maas
TU München-Weihenstephan
Lehrstuhl für Landschaftsökologie II
85350 Freising

Populationsbiologische Merkmale von Feuchtwiesenpflanzen und ihre Bedeutung für die Renaturierung

von Armin Schopp-Guth

Einleitung

Die Wiederansiedlung und dauerhafte Etablierung von Pflanzenarten im Zuge von Wiedervernässungs- und Regenerationsmaßnahmen setzt eine genaue Kenntnis der Reaktionen der betreffenden Arten und ihrer Populationen auf Standort-, Nutzungs- und Umwelteinflüsse voraus. Erkenntnisse dazu kann die Populationsbiologie liefern. Sie versucht, Verhaltensmuster von Populationen sowie die sie verursachenden Prozesse in verschiedenen Phasen des Lebenszyklus zu erklären (Urbanska 1992).

Da Feuchtwiesenpflanzen sehr langlebig sein können oder sich häufig durch ausgeprägtes klonales Wachstum auszeichnen, sind Untersuchungen zur Populationsdynamik aufwendig und in der Regel Langzeitstudien. Es werden deshalb nur einige Aspekte und Merkmale herausgegriffen, die für Regenerations- bzw. Renaturierungsmaßnahmen wichtig erscheinen und die zur Klärung der Frage beitragen: Welche Ziele in bezug auf die Vegetationsentwicklung sollen und welche können angestrebt werden?

Anhand von Untersuchungsergebnissen von Feuchtwiesen des Bayerischen Alpenvorlandes soll aufgezeigt werden, wie Feuchtwiesenpflanzen vegetativ und generativ auf Managementmaßnahmen reagieren. Im Hinblick auf die Überlebensdauer der Samen in der Samenbank und die Möglichkeit, bei Renaturierungsmaßnahmen auf die Samenbank von Arten magerer Standorte zurückzugreifen, werden die Dynamik der Samenproduktion und der Samenbank von einigen Feuchtwiesenarten vorgestellt.

Solche Feuchtwiesen – wie sie als Zielsysteme bei Renaturierungsmaßnahmen dienen können – wurden als einschürige Wiesen genutzt, meist spät im Herbst oder Winter gemäht und das Mähgut als Stroheratz und Einstreu in den Ställen verwendet (Pfadenhauer

1989). Die Versuchsflächen zählen zu den Kopfbinsenriedern (*Primulo-Schoeneten*), deren artenreiche Bestände ebenso wie die anderer Kleinsiegenrieder und Pfeifengraswiesen durch die traditionelle Streunutzung der letzten ca. 200 Jahre eine starke Ausbreitung erfahren haben. Durch Meliorationsmaßnahmen wurden sie innerhalb der letzten Jahrzehnte stark dezimiert, die verbleibenden Restbestände sind durch Verbrachung und Nährstoffeinträge von Artenverarmung und Veränderungen in der Artenausstattung betroffen (z.B. Zelasny et al. 1991).

Die Erträge bei Kopfbinsenriedern liegen meist unter 2 t/ha und Jahr, so daß häufig nur alle 2 Jahre oder in größeren Abständen gemäht wurde. Die Wasserstände liegen im Mittel bei 10–20 cm unter Flur (Klötzli 1969, Schopp-Guth 1993). In geringem Umfang wurden Naßwiesen auch mit Jungvieh oder Pferden beweidet. Da die Narbe hierbei nicht unerheblich beeinträchtigt und der Pflanzenbestand ungleich abgefressen wird, ist in der Regel alle paar Jahre eine Nachmahd notwendig. Bei Verbrachung entwickelt sich ein mehr oder weniger dichter Streufilz, der kleinwüchsigeren Arten kaum mehr Überlebenschancen bietet. Die dominanten Arten *Molinia caerulea* und *Schoenus ferrugineus* lösen ihren rasigen Wuchs auf und bilden dichte Bulte.

Versuchsflächen und Methode

Die Versuchsflächen umfassen im einzelnen Wiesen mit Mahd in jedem Jahr (*Wiese 1* und *Wiese 1a*), mit Mahd alle zwei Jahre (*Wiese 2*) und mit Schnitt im Abstand von 3–5 Jahren (*Wiese 3*). Eine Brache blieb ca. 15 Jahre ungenutzt. Bei zwei ehemaligen, ebenfalls ca. 15 Jahre alten Brachen wurde ein (*MnB 86*) bzw. zwei (*MnB 85*) Jahre vor Versuchsbeginn eine jährliche Pflegemahd eingeführt. Eine weitere in jedem Jahr ge-

mähte Wiese (*Gedüngt*) wurde im Jahr vor Versuchsbeginn mit Mist gedüngt. Auf der Weide erfolgte ab Mitte Juli ein Auftrieb von Jungvieh in geringer Besatzdichte. Die Dichte der Fruchtstände wurde auf 20 Dauerquadraten pro Versuchsfläche, die übrigen untersuchten Merkmale an 20 Pflanzenindividuen zum Zeitpunkt der Samenreife erhoben. Die Höhe der Samenbank wurde aus jeweils 15 Bodenproben von 16 × 16 cm Fläche und 7–8 cm Tiefe nach dem Auflaufverfahren bestimmt (detaillierte Angaben zur Methode bei Schopp-Guth 1993).

Nutzung und vegetative Merkmale

Pflanzenarten können mit ausgeprägter Plastizität auf Umwelteinflüsse reagieren. Nährstoffeinträge im Übergangsbereich von Intensivwiesen zu Streuwiesen lassen sich beispielsweise anhand von Halmhöhen und Blattlängen verfolgen (Zelasny und Schelkle 1990). Auch Nutzungseinflüsse können zu plastischen Reaktionen führen. Die Halmhöhen von *Molinia caerulea* reagieren ausgeprägt auf einen Wechsel zwischen Mahd und kurzfristiger Brache: Im Jahr nach einer Mahd bleiben die Pfeifengras-Halme niedrig. Unterbleibt die Mahd, dann strecken sich die Halme im folgenden Jahr in die Höhe, sie müssen über die akkumulierte Streuschicht hinauswachsen (Bosshard et al. 1988). Erkennbar ist dieses Verhalten in Abbildung 1 auf Wiese 3 und Wiese 2. Wiese 1 zeigt allerdings, daß auch bei gleichbleibender Nutzung die Halmhöhen in aufeinanderfolgenden Jahren stark schwanken können. Bei langfristiger Brache sind die Halme am höchsten. Werden Flächen nach längerer Brachezeit wieder gemäht (*MnB86* und *MnB85*), so sinken die Halmhöhen rasch ab. Düngung schlägt sich, zumindest kurzzeitig, in höheren Halmen nieder.

Je nach erfolgter Mahd und deren Frequenz sowie der Nährstoffzufuhr durch Düngung kann jeder Fläche in jedem Jahr eine Nutzungsintensitätsstufe vergeben werden, die etwa der „internen Nährstoffversorgung eines Pflanzenindividuums“ entsprechen dürfte (siehe Schopp-Guth 1993). Zwischen einer solchen Nutzungsstufe und Halmhöhen oder Blattlängen ergibt sich bei bestandsbildenden Arten wie

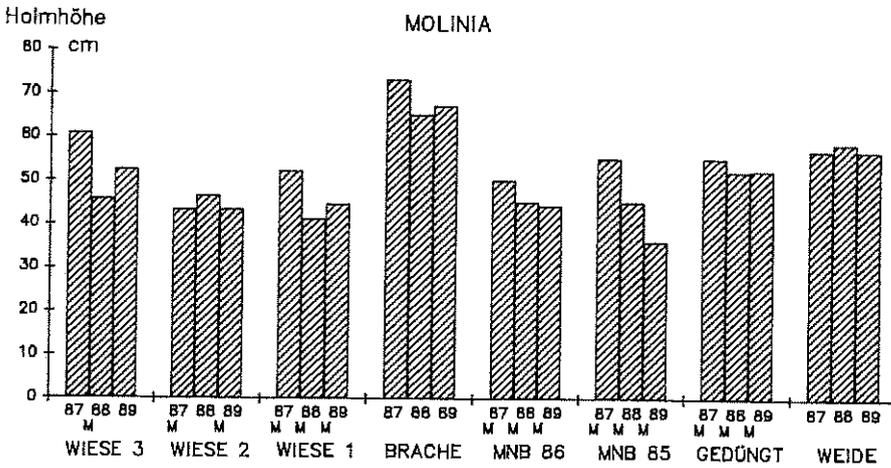


Abb. 1. Halmhöhen von *Molinia caerulea* auf acht verschiedenen bewirtschafteten Flächen in den drei Untersuchungsjahren 1987–1989. Eine erfolgte Herbstmahd ist durch ein M zwischen den Jahreszahlen gekennzeichnet.

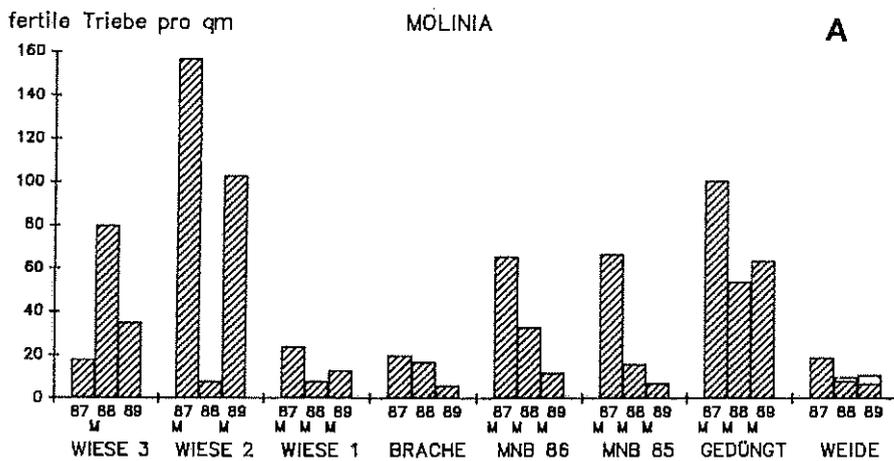
Molinia caerulea und der Kopfbirse *Schoenus ferrugineus* eine gute Beziehung (Tab. 1). Arten, die eingesprengt in dieser Matrix aus *Schoenus* und *Molinia* wachsen, zeigen in der Regel eine schlechtere Korrelation, insbesondere dann, wenn sie wie *Carex lepidocarpa* gerne an Störstellen oder am Rand von Flächen mit stehendem Wasser siedeln. Auch Rosettenpflanzen wie die Mehlprimel, *Primula farinosa*, oder das Fettkraut, *Pinguicula vulgaris*, sind auf lückige Stellen angewiesen und können in dichteren Beständen nicht überleben. Dagegen ist die ebenfalls kleinwüchsige Simsenlilie, *Tofieldia caliculata*, aufgrund ihrer Wuchsform zu einem gewissen Streckungswachstum und damit zur Anpassung an unterschiedliche Vegetationshöhen in der Lage.

Halmdichten und Samenproduktion

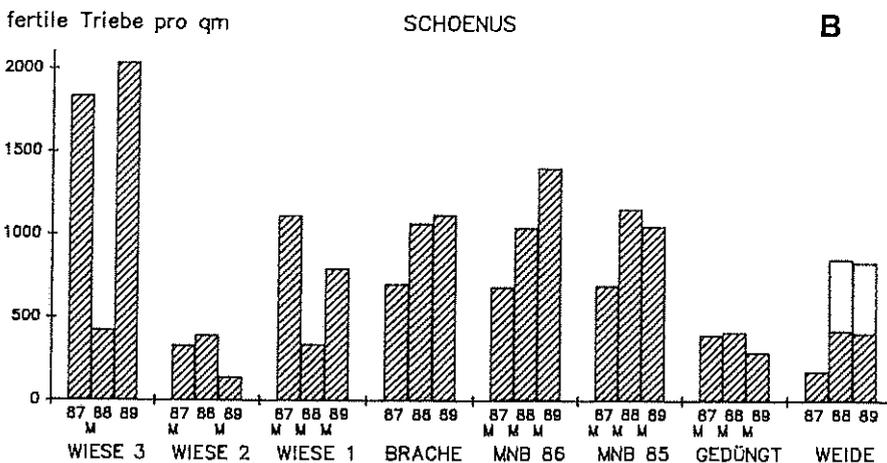
Nicht nur vegetative Merkmale werden bei den bestandsbildenden Arten von der Nutzung bestimmt, sondern auch generative: Die Dichten fruchtbarer Triebe nehmen bei *Molinia caerulea* im Jahr nach einer Herbstmahd zu, unterbleibt die Mahd, sinken sie im folgenden Jahr (Kapfer und Pfadenhauer 1986, Diemer und Pfadenhauer 1987). Eine entsprechende Zunahme ist 1988 bei Wiese 3 und 1989 bei Wiese 2 zu beobachten (Abb. 2A). Sowohl die Brache als auch die regelmäßig gemähte Wiese 1 haben eine geringe Halmdichte. Bei den pflegegemähten Flächen Mn886 und Mn885 dürfte die Halmdichte im Jahr nach der ersten Mahd sprunghaft angestiegen sein, sie sinkt dann mit jeder weiteren Mahd auf das Niveau regelmäßig gemähter Wiesen.

Schoenus ferrugineus reagiert auf die Mahd entgegengesetzt wie *Molinia caerulea* (Abb. 2B). Im Jahr nach einer Herbstmahd nimmt die Zahl fruchtbarer Triebe auf den Wiesen 2 und 3 ab. Auf den ehemaligen Brachen Mn886 und Mn885 steigen die Halmdichten mit jedem Schnitt, erreichen jedoch bei Mn886 offensichtlich im dritten Jahr nach Einsetzen der Mahd ein Maximum.

Samenansatz und Keimfähigkeit der Samen werden bei den windbestäubten Arten *Molinia caerulea* und *Schoenus ferrugineus* stark von klimati-



A



B

Abb. 2. Dichte fertiler Triebe von *Molinia caerulea* (A) und *Schoenus ferrugineus* (B) auf acht verschiedenen bewirtschafteten Flächen in den drei Jahren 1987–1989. Eine erfolgte Herbstmahd ist durch ein M zwischen den Jahreszahlen gekennzeichnet. Bei der Weide sind 1988 und 1989 die Halmdichten vor (Juli) und nach der Beweidung (September) angegeben.

Tab. 1. Korrelation zwischen Nutzungsintensität und vegetativen Merkmalen. Angegeben ist der Korrelationskoeffizient *r*. Signifikanz: *** *p* < 0.001, ** *p* < 0.01, * *p* < 0.05, ns nicht signifikant.

		Höhe der fruchtenden Triebe	Blattlänge bzw. Rosetten-durchmesser	Anzahl Blätter
Matrix	<i>Molinia caerulea</i>	0.82 ***	0.82 ***	0.47 *
	<i>Schoenus ferrugineus</i>	0.71 ***	–	–
Interstitiell	<i>Carex hostiana</i>	0.77 ***	0.50 ***	–
	<i>Carex lepidocarpa</i>	0.58 **	ns	–
	<i>Tofieldia calyculata</i>	0.94 ***	0.86 ***	–
	<i>Primula farinosa</i>	ns	0.66 ***	–
	<i>Pinguicula vulgaris</i>	0.64 ***	0.53 **	–

schen Bedingungen beeinflusst. Multipliziert man Samenansatz und Keimungsrate mit der Halmdichte, so erhält man für jedes Jahr die Produktion keimfähiger Samen pro m². Abbildung 3 zeigt sie für *Molinia caerulea*. Sie kann von Jahr zu Jahr und von Fläche zu Fläche stark schwanken und wird sowohl von der Nutzung als auch von klimatischen Faktoren beeinflusst. Eine hohe Dichte fertiler Triebe wie 1987 auf Wiese 3 muß daher nicht unbedingt mit einer hohen Samenproduktion pro m² übereinstimmen.

Nun erhebt sich natürlich die Frage, ob die Samenbank den gleichen Schwankungen unterworfen ist, oder ob sie die schwankende Samenproduktion ausgleichen kann und damit als ein über längere Zeit anhaltender Samenspeicher bei Renaturierungen aktivierbar ist.

Samenbank

Untersucht man den Zusammenhang zwischen Samenproduktion und Samenbank bei den Kopfbinsenriedern in zwei Versuchsjahren, so ergibt sich für *Molinia caerulea* eine signifikante Korrelation (Abb. 4). Die Höhe der Samenbank hängt damit stark von der produzierten Samenmenge ab. Die Schwankungen der Samenbank an einem Standort können zwischen zwei Jahren ähnlich beträchtlich sein wie die der Samenproduktion. Häufig – allerdings nicht immer – steigt die Samenbank mit steigender Samenproduktion und sinkt ebenso rasch, wenn die Samenproduktion sinkt. Dies spricht für einen hohen Turnover der Samen in den oberen Bodenschichten. Darüber hinaus ist in der Regel die Samenbank geringer als die Samenproduktion. Lediglich auf den

Produktion keimfähiger Samen pro qm

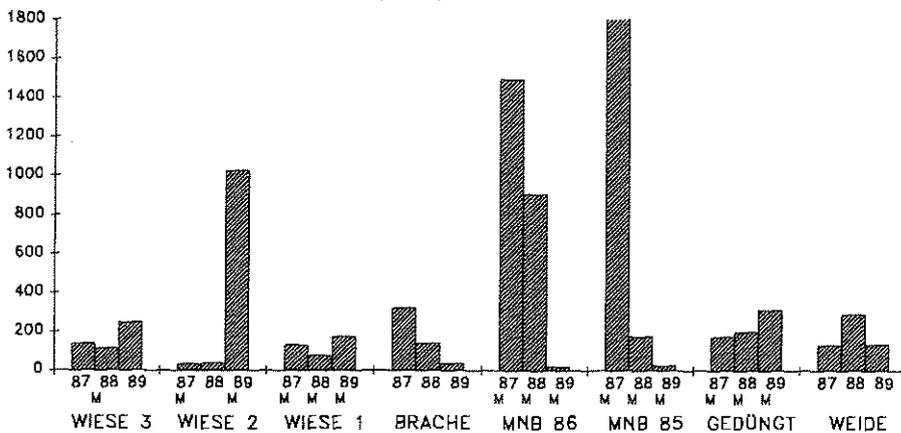


Abb. 3. Produktion keimfähiger Samen pro m² für *Molinia caerulea* auf acht verschiedenen bewirtschafteten Flächen in den Jahren 1987–1989. Eine erfolgte Herbstmahd ist durch ein M zwischen den Jahreszahlen gekennzeichnet.

Wiesen 2 und 3 überstieg 1987 die berechnete Produktion keimfähiger Samen pro m² die Anzahl aufgelaufener Keimlinge aus Bodenproben. Möglicherweise wurde jedoch aufgrund der späten Probenahme Anfang September auf beiden Flächen die Produktion und die Keimfähigkeit der *Molinia*-Samen unterschätzt. Eine Akkumulation im Boden findet auf jeden Fall in größerem Ausmaß nicht statt.

Zwar keimen Samen von *Molinia caerulea* relativ rasch aus und weisen keine langfristig anhaltende angeborene Dormanz auf (Maas 1987). Werden Samen im Boden vergraben und dabei durch ausbleibendes Licht eine Dormanz erzwungen, so können jedoch ca. 20–40 % der Samen über mehrere Jahre ihre Keimfähigkeit beibehalten (Poschod 1990, Skoglund 1990). Der Anteil der Peifengrassamen einer Jahresproduktion, die unter natürlichen Bedingungen in den Boden eingearbeitet werden und langfristig überdauern, scheint aber zumindest bei den hier untersuchten Streuwiesen gering.

Im Gegensatz zu *Molinia caerulea* weisen Samen von *Schoenus ferrugineus* eine angeborene Keimverzögerung auf (Maas 1987). Auch unter den optimalen Bedingungen eines Keimtests im Freiland keimt ein Teil der Samen erst im zweiten oder dritten Beobachtungsjahr (Schopp-Guth 1993). Solche Samen sind sicherlich für hohe Ab-

LN Samenbank

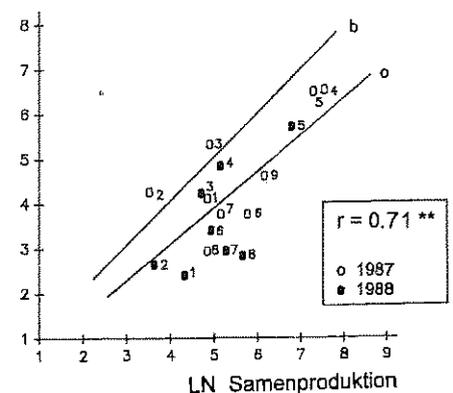


Abb. 4. Zusammenhang zwischen Produktion keimfähiger Samen und Samenbank bei *Molinia caerulea*. 1 Wiese 1, 2 Wiese 2, 3 Wiese 3, 4 MnB 85, 5 MnB 86, 6 Brache, 7 Gedüngt, 8 Weide, 9 Wiese 1A. a Regressionsgerade. b Verbindungslinie gleicher Samenproduktion und Samenbank. Die Daten sind logarithmisch transformiert.

Tab. 2. Zusammenhang zwischen Samenproduktion und Samenbank. Angegeben sind die Korrelationskoeffizienten (r) für 1987 und 1988 (Tofieldia nur 1988) zwischen der berechneten Produktion keimfähiger Samen und der in Bodenproben über einen Beobachtungszeitraum von zwei Jahren aufgelaufenen Anzahl Keimlinge. *** p < 0.001, ** p < 0.01. n = 17, Tofieldia n = 8.

	Korrelationskoeffizient
<i>Schoenus ferrugineus</i>	0.71 ***
<i>Molinia caerulea</i>	0.71 **
<i>Primula farinosa</i>	0.72 ***
<i>Tofieldia calyculata</i>	0.85 **

weichungen von einer Regressionsgeraden entsprechend Abbildung 4 verantwortlich. Dennoch ergibt sich bei *Schoenus ferrugineus*, wie auch bei anderen untersuchten Arten, eine recht gute Beziehung zwischen Samenproduktion und Samenbank (Tab. 2). Auch bleibt die Samenbank wie bei *Molinia caerulea* in der Regel geringer als die Samenproduktion. Bei den untersuchten und vermutlich auch vielen anderen Arten dürfte auf Streuwiesenstandorten die Akkumulation von Samen im Boden daher sehr gering sein. Entwe-

Keimlinge pro qm

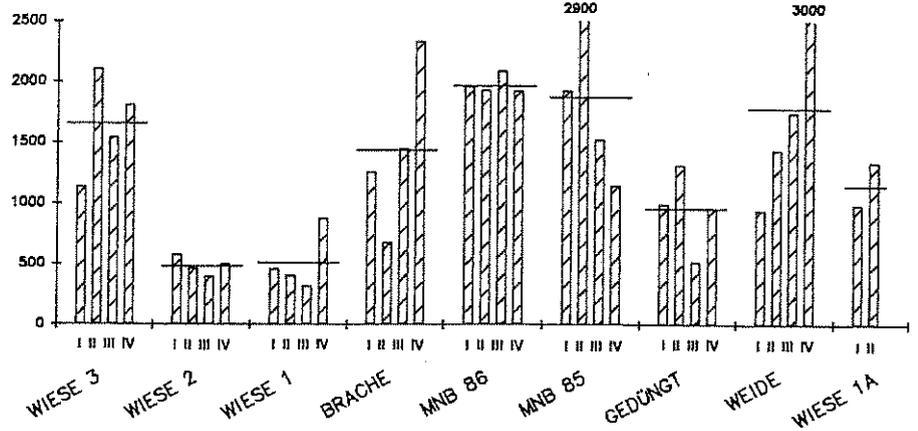


Abb. 5. Höhe der Samenbank unter Kopfbinsriedern. Angegeben ist die über zwei Beobachtungsjahre aus Bodenproben aufgelaufene Anzahl Keimlinge (ohne Gehölze und *Epilobium spec.*). Den Säulen I-IV entsprechen Probeserien, die im August (I) und Oktober (II) 1987 sowie im August (III) und Oktober (IV) 1988 entnommen wurden. Die Querlinien stellen den Durchschnitt der vier Probeserien einer Versuchsfläche dar.

der keimen die Samen rasch aus und verschwinden damit aus der Samenbank, oder sie verlieren ihre Keimfähigkeit durch Fraß, Verpilzung oder Zerfallsprozesse. Auch ein Abtransport mit dem Mähgut muß in Erwägung gezogen werden. Es ergaben sich jedoch bei der Brache und bei Aussetzen des Schnittes auf den in Abständen gemähten Wiesen 2 und 3 keine Hinweise auf höhere Anreicherungsraten.

Regeneration aus der Samenbank?

Die hohen Umsatzraten spiegeln sich auch in den Gesamt-Samenmengen pro m² wider, die unter den verschiedenen Bewirtschaftungsvarianten festgestellt wurden (Abb. 5). Auf den noch regelmäßig gemähten und für den Artenschutz besonders bedeutsamen Flächen ist das Samenpotential im Boden mit

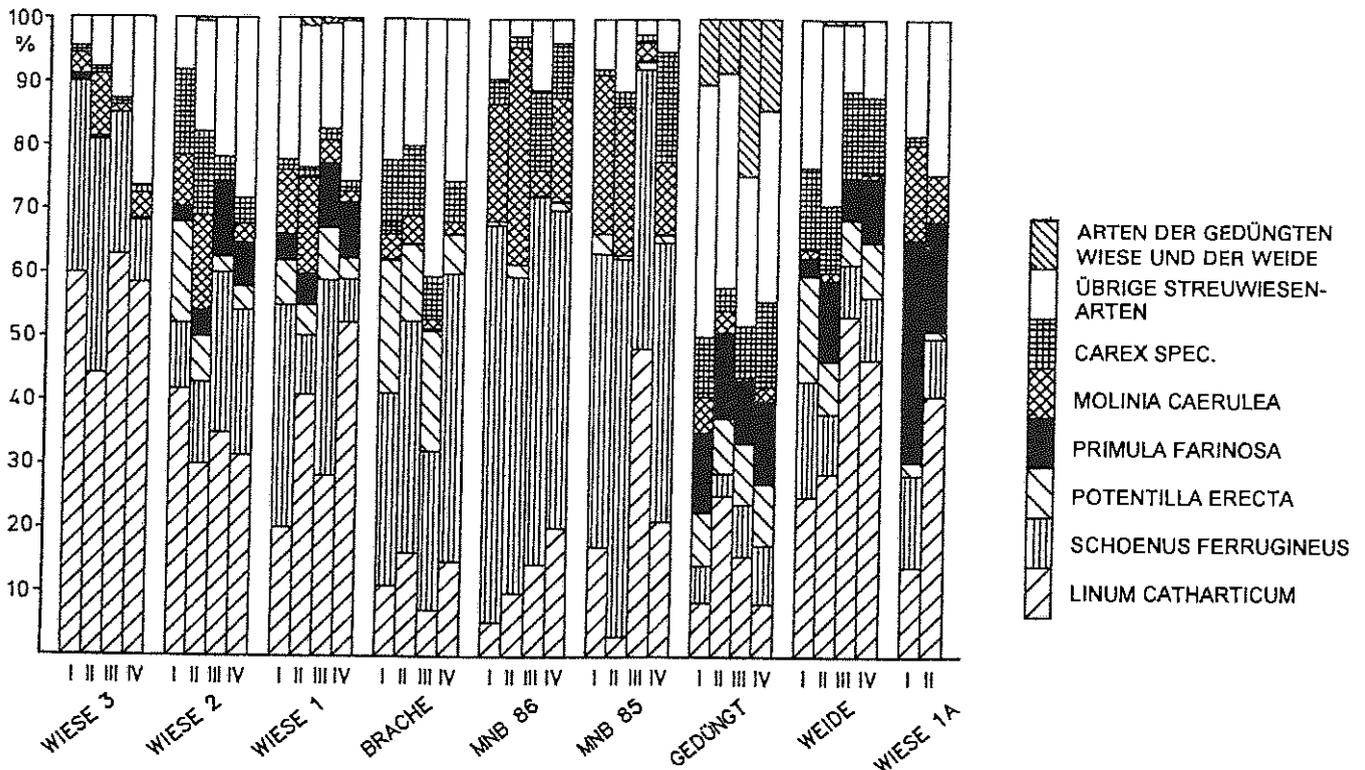


Abb. 6. Anteil von Arten bzw. Artengruppen am Samenpotential im Boden.

etwa 500–600 Samen pro m² extrem gering. Etwas höhere Samenvorräte ergaben sich bei der angedüngten Wiese, bei Weidenutzung, bei Brache und bei nur sporadischer Mahd. Maximal wurden bei einer Probenahme auf der Weide ca. 3000 Samen pro m² gefunden.

Hohe Samengehalte im Boden traten insbesondere auf den pflegegemähten ehemaligen Brachen (MnB85 und MnB86) auf. Sie wurden im wesentlichen durch die gesteigerte Samenproduktion der Bestandsbildner *Schoenus ferrugineus* und *Molinia caerulea* nach Einsetzen der Mahd verursacht. Mit fortgesetzter regelmäßiger Mahd dürfte die Samenbank wieder rasch sinken, wie sich dies bei der Probenreihe IV auf Mn B85 andeutet.

Wie sieht nun die Verteilung von Arten oder Artengruppen in der Samenbank bei den untersuchten Streuwiesen aus? Meist dominieren nur wenige Arten (Abb. 6). Die Kopfbirse selbst und die einjährige Art *Linum catharticum* machen in der Regel bereits 50 % und mehr des Samenpotentials aus. *Potentilla erecta*, *Primula farinosa*, *Molinia caerulea* und die *Carex*-Gruppe sind mit wechselnden Anteilen vertreten. Die nur kurzfristig andauernde hohe Samenproduktion der bestandsbildenden Arten *Molinia caerulea* und *Schoenus ferrugineus* auf den ehemaligen Brachen MnB85 und MnB86 (vergl. Abb. 3) schlägt sich direkt in einem hohen Anteil beider Arten in der Samenbank nieder. Arten nährstoffärmerer Futterwiesen, wie z.B. *Anthoxanthum odoratum*, *Lotus corniculatus* oder *Lychnis flos-cuculi* sowie *Poa trivialis*, die in der Vegetation der gedüngten Wiese und der Weide vorhanden sind, erscheinen insbesondere bei der angedüngten Fläche im Samenpotential. *Schoenus ferrugineus* tritt dort im selben Maß im Samenreservoir zurück, wie es in der Vegetation verschwindet.

Alle übrigen Streuwiesenarten sind in der Regel nur mit zusammen 10–20 % am Samenpotential beteiligt. (Streuwiesenuntypische Arten traten mit Ausnahme von wenigen Exemplaren sowie den unberücksichtigten *Epilobium*-Arten nicht auf.) Insbesondere die seltenen oder spärlich in der Vegetation vorhandenen Arten waren nicht oder nur mit wenigen Exemplaren in den Bodenproben zu finden. Ihre Samendichte im

Boden ist deshalb äußerst gering. Bei Renaturierungsmaßnahmen kann daher kaum mit einer aktivierbaren Samenbank gerechnet werden.

Bei einem Vergleich mit anderen Grünlandbeständen auf Torfböden zeigt sich, daß die Samenmengen unter Kopfbinsrieden mit zwischen 550 und 2000 Samen sehr gering sind (Tab. 3). Bei verschiedenen Kleinseggenrieden wurden 1500–5600 Samen festgestellt. Höhere Samengehalte bei *Mika* (1978) sind auf Sameneinträge von nicht in der Vegetation vorhandenen Arten durch Überflutung oder Kompostdüngung zurückzuführen. Un-

ter Pfeifengraswiesen finden sich 2000–5000, gelegentlich bis zu 8000 Samen. Bei intensivierter Nutzung treten 5000–16000 Samen pro m² auf. Samen von Arten nährstoffärmerer Standorte verschwinden jedoch bei Entwässerung, Düngung und Mehrschnittnutzung mehr oder weniger rasch aus der Samenbank (*Pfadenhauer* und *Maas* 1987, *Maas* 1989). Einen langfristigen – d.h. mehr als 5 Jahre – anhaltenden Samenbanktyp weisen im wesentlichen Seggen- und Binsenarten auf.

Weit verbreitet ist die Ansicht, daß nasse und schlecht durchlüftete Standortbedingungen ein Auskeimen behin-

Tab. 3. Samenpotential unter Feuchtgrünland. Quelle: 1 Schopp-Guth (1993), 2 Maas (1987), 3 Champness und Morris (1948), 4 Mika (1978), 5 Chippindale und Milton (1934), 6 Fischer (1987), 7 Poschlod (1990), 8 Skoglund (1990).

Samen/m ³	Vegetation und Nutzung
Niedermoor:	
	<i>Kopfbinsriede</i>
500	Herbstmahd jährlich / alle 2 Jahre (1)
750, 1200	Herbstmahd (2)
1000	Herbstmahd jährlich, gedüngt (1)
1500	Brache, 10 Jahre (1)
1600	Herbstmahd alle 3–4 Jahre (1)
1800	Weide (1)
1900, 2000	Herbstmahd nach Brache (1)
	<i>andere Kleinseggenriede</i>
2500	Mahd, Eriophorum-Dominanz (3)
3100	Herbstmahd, Dominanz v. <i>Carex flava</i> , <i>C. hostiana</i> , <i>C. panicea</i> (2)
1500–5600	Herbstmahd alle 1–2 Jahre, Davallseggenriede (4)
9200	Herbstmahd, Kompost-gedüngt, Davallseggenriede (4)
	<i>Pfeifengraswiesen</i>
2000	Mahd (3)
2200, 3300	Herbstmahd (2)
5000	Weide (5)
	<i>fettere Wiesen</i>
4900	3-schnittige Futterwiesen (2)
7000, 8700	2-schnittige Futterwiesen (2)
15800	Futterwiese (2)
7000	Hochstaudenflur, 5 Jahre Brache (2)
7000	Brache, ehemals beweidet; Arrhenatheretum (6)
	Hochmoor:
41500–54300	Hochmoor-Stillstandskomplexe (7)
	mineralische Böden:
8000	Pfeifengras-Bestand, gelegentliche Spätsommermahd, Bestandesalter 15 Jahre (6)
24000–114000	Reitgras-Großseggenriede mit <i>Eriophorum angustifolium</i> (gelegentliche Torfaufgabe) (8)

dern und die Speicherung hoher Samenmengen im Boden begünstigen (Leck 1989). Dies wird unterstützt durch Samenbankbestimmungen aus dem Verlandungsbereich von Gewässern oder von Aueböden. Solche Aue- oder Sedimentböden enthalten meist mehr als 50 000 oder 100 000 Samen pro m² (z.B. van der Valk und Davies 1978). Skoglund (1990) zählte bei Reitgras-Großseggenbeständen in Schweden 24 000–114 000 Diasporen. Auch in Hochmoortorfen, die allerdings bis zu einer Tiefe von 45 cm untersucht wurden, scheinen die Voraussetzungen für eine Überdauerung gut zu sein: Poschlod (1990) fand bis zu 55 000 Samen pro m² in Hochmoorstillstandskomplexen, McGraw (1987) sogar bis über 300 000 Samen unter seggenreichen Vegetationsbeständen in Nordamerika. Auf Niedermoortorfen, insbesondere bei einschüriger Nutzung, muß jedoch von nur geringen Samengehalten und einer geringen Überdauerungsfähigkeit im Boden ausgegangen werden.

Folgerungen

Die untersuchten Arten in Kopfbinsenriedern reagieren mit generativen und vegetativen Merkmalen sehr rasch und differenziert auf Umwelt- und Nutzungseinflüsse. Die Samenproduktion variiert stark sowohl zwischen den Bewirtschaftungsvarianten als auch zwischen den Untersuchungsjahren. Da die Samenbank bei vielen Arten ähnliche Schwankungen aufweist wie die Samenproduktion, ist ein hoher Turnover der Samen in den obersten Bodenschichten und eine geringe Anreicherungsfähigkeit zu vermuten. Die auf den Wiesen 1 und 2 festgestellten ca. 500 Samen pro m² entsprechen einer Dichte von lediglich einem Samen, gleich welcher Art, unter der Fläche einer Streichholzschatel! Offensichtlich kann in solchen lichten Vegetationsbeständen keine ausgeprägte Samenbank angelegt werden, die eine rasche Wiederbesiedelung eventuell auftretender Störstellen erlauben würde. Die produzierten Samen scheinen im Gegenteil entweder rasch abzusterben oder aber auszukeimen und der Samenbank dadurch verloren zu gehen. Eine sogenannte „Keimlingsbank“, wie sie z.B. Ryser (1990) für Halbtrockenrasen diskutiert, könnte auch bei Arten ma-

gerer Naßwiesen für die Wiederbesiedelung von Lücken im Vegetationsbestand von Vorteil sein; zumindest würde eine Keimlingsbank zu einer nur geringen Samenbank führen.

Eine dichte Vegetationsdecke kann in Grünlandbeständen durch Ausfiltern von Licht bestimmter Wellenlängen Dormanz bei Samen induzieren oder aufzwingen (Silvertown 1980). Entsprechend könnten bei dichtem Aufwuchs auf Brachen Samen an der Keimung gehindert und im Boden langfristig konserviert werden. Obwohl in der Vegetation verschwunden, lassen sich daher bestimmte Arten bei Feuchtwiesenbrachen und Hochstaudenfluren nach Einsetzen einer Pflege aus der Samenbank aktivieren (siehe z.B. Rosenthal 1992). Dies dürfte sicherlich auch bei einigen Arten auf der hier untersuchten Kopfbinsenried-Brache möglich sein. Es sollte allerdings beachtet werden, daß die zwar dichte und ca. 30–40 cm hohe Streudecke nicht zu einer wesentlichen Erhöhung der Samenbank im Vergleich zu anderen Flächen führt (Abb. 5). Für die speziell untersuchten Arten der Tabelle 3 sind ebenfalls keine erhöhten Anreicherungsraten bei der Brache festzustellen; auch hier sind die Samengehalte im Boden direkt von der Samenproduktion abhängig. Die Wirkung der Streudecke, die ohnehin gegenüber lebender Vegetation ein schlechter Filter für die die Dormanz steuernden Wellenlängen des IR-Bereiches ist, auf die Höhe der Samenbank dürfte daher im vorliegenden Fall nur gering sein.

Die durch den hohen Turnover bedingten geringen Mengen an langfristig im Boden überdauernden Samen schränken die Möglichkeiten der Regeneration aus einer z.B. nach Melioration eventuell noch vorhandenen Samenbank stark ein. Auf intensiviertem Niedermoorgrünland ist höchstens noch in tieferen Bodenschichten mit einem Samenvorrat an Magerrasenarten zu rechnen, die einem mittel- oder langfristigen Samenbanktyp (Maas 1987, Bakker 1989) zuzuordnen sind. Eine Aktivierung mit anschließend auch erfolgreicher Etablierung erscheint jedoch meist schwierig.

In Teichbodensedimenten können Samen seltener oder sogar verschollener Arten in beachtlichen Mengen jahre- und jahrzehntelang keimbereit

überdauern (Poschlod 1993). Ebenso sind zahlreiche Halbtrockenrasenarten mehrere Jahre nach Verbuschung oder Aufforstung noch in der Samenbank nachweisbar und aktivierbar (Poschlod et al. 1991). Auch bei den untersuchten Kopfbinsenriedern erschienen einige Arten mit wenigen Keimlingen in den Bodenproben, die in Vegetationsaufnahmen nicht registriert worden waren (Schopp-Guth 1993). Sie waren vermutlich zu einem früheren Zeitpunkt in der Vegetation vorhanden und könnten sich durchaus erneut etablieren. Möglichkeiten der Aktivierung von Samenbanken müssen daher bei Renaturierungsmaßnahmen untersucht und in ein Management einbezogen werden (Poschlod und Binder 1991).

Allerdings erscheinen die Voraussetzungen für die Konservierung der Artenausstattung bei mageren Naßwiesen äußerst ungünstig, da die Samendichte im Boden insgesamt, zumindest bei Kopfbinsenriedern, Kleinseggenriedern und einigen Pfeifengraswiesen, nur sehr gering ist. Insbesondere die selten in der Vegetation vertretenen Arten sind auch nur selten in der Samenbank zu finden. Die Wiederherstellung artenreicher und charakteristischer Vegetationsbestände magerer Naßwiesen oder sogar von Pflanzengesellschaften mit einer definierten Artenausstattung erscheint daher problematisch, wenn die betreffenden Arten bereits aus der Vegetation verschwunden sind (siehe Kapfer 1993). Die ohne größeren technischen Eingriff oder gar Zwischenkultivierung aktivierbaren Samen von solchen Arten magerer Feuchtwiesen sind vermutlich nur wenige Jahre nach dem Ausfall in der Vegetation in einer solch ausreichenden Dichte in den oberen Bodenschichten vorhanden, die eine Wiederetablierung erlaubt. Zwar mag unter Umständen zur Begründung einer neuen Population ein einziger überdauernder Same einer Art genügen, die Wahrscheinlichkeit seiner Aktivierung dürfte jedoch sehr gering und die Etablierung ein seltenes Zufallsereignis sein.

Die Wiederbesiedelung ausgemagelter und wiedervernäßter Flächen mit Arten, die aus naturschützerischer Sicht von Bedeutung sind, muß daher weitgehend über einen Sameneintrag erfolgen (vergl. Bakker in diesem Heft). Dies setzt geeignete Bedingungen zur

Samenwanderung und -einwanderung voraus. Mit einer effektiven Windverbreitung kann dabei nur bei wenigen Feuchtwiesenarten gerechnet werden. Will man aufwendige technische Maßnahmen wie Mähgutaufbringung, Ansaat oder Auspflanzung vermeiden, sollten insbesondere Beweidungs- oder Bewirtschaftungssysteme in dieser Richtung optimiert werden (Bakker 1989, Kapfer 1993, Maas 1994). Zumindest bei Wiedervernässungsmaßnahmen auf eutrophen Standorten könnten gezielte kurzfristige Überflutungen im Herbst oder Winter, die auch sporadisch erfolgen können, die Wanderung von Samen unterstützen, da die meisten Feuchtwiesenarten schwimmfähige Samen besitzen.

Literatur

- Bakker, J. P., 1989: Nature management by grazing and cutting. – Geobotany 14. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Diemer, M. W., Pfadenhauer, J., 1987: Effects of differential defoliation on shoot growth, density and phytomass of three graminoides in a calcareous fen. – Oikos 50, 183–190.
- Bosshard, A., Andres, F., Stromeyer, S., Wohlgemuth, T., 1988: Wirkung einer kurzfristigen Brache auf das Ökosystem eines anthropogenen Kleinseggenriedes – Folgerungen für den Naturschutz. – Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 54, Zürich, 18–220.
- Champness, S. S., Morris, K., 1948: The population of buried viable seeds in relation to contrasting pasture and soil types. – J. Ecol. 36, 149–173.
- Chippindale, H. G., Milton, W. W., 1934: On the viable seeds present in the soil beneath pastures. – J. Ecol. 22, 508–531.
- Fischer, A., 1987: Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. – Diss. Bot. 110. Cramer, Stuttgart.
- Kapfer, A., 1993: Untersuchungen zur landschaftsökologischen Dynamik, Regeneration und Erhaltung oligotropher Feuchtbiootope. – Veröff. „PAÖ“ der Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe 7, 331–345.
- Kapfer, A., Pfadenhauer, J., 1986: Vegetationskundliche Untersuchungen zur Pflege von Pfeifengras-Streuwiesen. – Natur u. Landschaft 61, 428–432.
- Klötzli, F., 1969: Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. – Beitr. Geobot. Landesaufnahme Schweiz, Heft 52.
- Leck, M. A., 1989: Wetland seed banks. In: Ecology of soil seed banks (Leck, M. A., Parker, V. T. and Simpson, R. L., Hrsg.). Academic Press, San Diego. S. 283–305.
- Maas, D., 1987: Keimungsansprüche von Streuwiesenpflanzen und deren Auswirkung auf das Samenpotential. – Diss. Techn. Univ. München, 172 S.
- Maas, D., 1989: Germination characteristics of some plant species from calcareous fens in southern Germany and their implications for the seed bank. – Holarctic Ecology 12, 337–355.
- Maas, D., 1994: Biotopverbund für Pflanzengemeinschaften – Möglichkeiten und Grenzen anhand eines Beispiels aus der Münchner Schotterebene. – Natur u. Landschaft 69 (2), 54–61.
- McGraw, J. B., 1987: Seed bank properties of an Appalachian Sphagnum bog and a model of the depth distribution of viable seeds. – Can. J. Bot. 65, 2028–2035.
- Mika, V., 1978: Der Vorrat an keimfähigen Samen in südböhmischen Niedermoorböden. – Z. Acker- u. Pflanzenbau 146, 222–234.
- Pfadenhauer, J., 1989: Gedanken zur Pflege und Bewirtschaftung voralpiner Streuwiesen aus vegetationskundlicher Sicht. – Schr. R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 95, 25–42.
- Pfadenhauer, J., Maas, D., 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. Borntträger, Stuttgart.
- Poschlod, P., 1993: „Underground floristics“ – Keimfähige Diasporen im Boden als Beitrag zum floristischen Inventar einer Landschaft am Beispiel der Teichbodenflora. – Natur u. Landschaft 68 (4), 155–159.
- Poschlod, P., Binder, G., 1991: Die Bedeutung der Diasporenbank in Röhden für den botanischen Arten- und Biotopschutz. – In: (Henle, K., Kaule, G., Hrsg.) Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. KFA, Jülich. S. 180–192.
- Poschlod, P., Deffner, A., Beier, B., Grunicke, U., 1991: Untersuchungen zur Diasporenbank von Samenpflanzen auf beweideten, gemähten, brachgefallenen und aufgeforsteten Kalkmagerrasenstandorten. – Verh. Ges. f. Ökologie 20/2, 893–904.
- Rosenthal, G., 1992: Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. – Diss. Bot. 182. Verlag J. Cramer, Stuttgart.
- Ryser, P., 1990: Influence of gaps and neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. Veröff. Geobot. Inst. ETH Stiftung Rübel 104, Zürich. 71 S.
- Schopp-Guth, A., 1993: Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftung auf populationsbiologische Merkmale von Streuwiesenpflanzen und das Samenpotential im Boden. – Diss. Bot. 204. Cramer, Stuttgart.
- Silvertown, J. W., 1980: Leaf canopy induced seed dormancy in a grassland flora. – New Phytologist 85, 109–118.
- Skoglund, J., 1990: Seed banks, seed dispersal and regeneration processes in wetland areas. Dissertation. – Acta Univ. Ups 253. Uppsala.
- Urbanska, K. M., 1992: Populationsbiologie der Pflanzen. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena. 374 S.
- van der Valk, A., Davies, G., 1978: The role of seed banks in the vegetation dynamics of prairie glacial marshes. – Ecology 59, 322–335.
- Zelesny, H., Schelkle, E., 1990: Vegetationskundliche und nährstoffökologische Untersuchungen im Übergangsbereich von Intensivgrünland zu Streuwiese. – Verh. Ges. f. Ökologie 19/2, 478–487.
- Zelesny, H., Abt, K., Konold, W., 1991: Veränderungen von Feuchtbiozöosen im württembergischen Alpenvorland. Naturschutz u. Landschaftsplanung 1, 9–14.

Anschrift des Verfassers

Dr. Armin Schopp-Guth · Bundesamt für Naturschutz · Institut für Biotopschutz und Landschaftsökologie Mallwitzstr. 1–3 · 53177 Bonn

Bedeutung von neugeschaffenen Überflutungsflächen für Rast- und Brutvögel (Beispiel: Brokhuchting in der Bremer Wesermarsch)

von Klaus Handke

1. Einführung

Bis in die 50er Jahre waren großflächige Überschwemmungen für den Bremer Feuchtgrünlandgürtel typisch. Aus diesen Zeiten stammen auch die hohen Zahlen rastender Sing- und Zwergschwäne (max. 600 und 1500–1800 Ex.), Pfeifenten (max. 20000 Ex.), Spießenten (max. 1000 Ex.), Löffelenten (max. 250 Ex.) und Bläßgänse (max. 5000 Ex.), die den Bremer Raum damals zu einem der bedeutendsten Rastplätze dieser Arten im mitteleuropäischen Raum machten (Seitz und Dallmann 1992). Große Überschwemmungsflächen existierten in den Borgfelder und Fischerhuder Wümmwiesen, in den Hammewiesen, im Blockland, St. Jürgensland und in der Ochtumniederung. Teilbereiche des Blocklandes und des Niedervielandes wurden im Winter mit Kanalwasser überstaut (Seitz und Dallmann 1992, Hintemann 1988).

Diese großflächigen Überschwemmungen finden infolge wasserbaulicher Maßnahmen inzwischen mit Ausnahme der Wümmwiesen nicht mehr statt (Seitz und Dallmann 1992). Auch in anderen norddeutschen Gebieten gingen große Rastgebiete für Schwäne, Gänse und Schwimmenten in den letzten Jahrzehnten verloren, so z.B. die Störmündung durch Küstenschutzmaßnahmen (Schmidt 1965, Dahms und Großkopf 1978), die Störniederung bei Itzehoe durch den Bau eines Schöpfwerkes (Dahms und Großkopf 1978), die Allerniederung (Garve 1977) und die Dümmerniederung durch Hochwasserschutzmaßnahmen (Ludwig et al. 1986).

Im Niedervieland und in der angrenzenden Ochtumniederung existierten durch den Polderbetrieb und die Überflutungen der Ochtum in den 50er und 60er Jahren noch große Wasserflächen mit entsprechend hohen Beständen an Wasser- und Rastvögeln, was die Tagebuchaufzeichnungen von Knocke (un-

veröffentlicht) belegen (max. 200 Zwerg- und 120 Singschwäne, 600–800 Spießenten, 300 Kampfläufer und 1500 Uferschnepfen). Nach Einstellung des Polderbetriebes und dem Bau des Ochtumsperrwerkes wurden solche Zahlen nicht mehr registriert (Seitz und Dallmann 1992 und eigene Zählungen).

Um solche überschwemmten Grünlandflächen im Bremer Raum wieder zu schaffen, werden seit 1988 vermehrt im Niedervieland Grünland- und in Grünland umgewandelte Ackerflächen im Rahmen von Ausgleichsmaßnahmen im Zeitraum von Mitte November bis Mitte April regelmäßig überstaut (Handke und Handke 1994, Handke 1993, Blank und Döschner 1990). Nachfolgend soll die Bedeutung dieser Flächen für die Avifauna vorgestellt und diskutiert werden.

Danken möchte ich den Herren Werner Eikhorst, Bremen, und Joachim Seitz, Bremen, für die kritische Durchsicht des Manuskriptes und Herrn Uwe Handke, Delmenhorst, für die Mitarbeit bei den Geländearbeiten.

2. Funktion von Überflutungsflächen für Vögel

Nicht nur jahreszeitlich, sondern auch funktionell werden die überfluteten Grünlandgebiete von Vögeln in unterschiedlicher Weise „genutzt“. Die wichtigste Funktion ist die *Nahrungsaufnahme*. Dabei lassen sich nahrungsökologisch verschiedene Gruppen unterscheiden:

■ Arten, die unmittelbar nach der Überstauung die an die Wasseroberfläche kommenden Mäuse und Wirbellosen fressen (z.B. Graureiher, Nebel- und Rabenkrähe, Lach-, Silber- und Sturm- und Bergpieper).

■ Arten, die in flach überstauten Grünlandflächen nach Wirbellosen stochern (z.B. Bekassine, Uferschnepfe) bzw. von der Oberfläche absammeln (z.B. Rot-

und Grünschenkel, Bruchwasserläufer, Kampfläufer, Möwen).

■ Arten, die auf gerade trocken gefallenem Grünland pflanzliches Material (Gräser, Kräuter) abfressen (z.B. Höcker-, Sing- und Zwergschwän, Bläßgans, Stock- und Pfeifente, Bläßralle). So können sich Bläßralen im Winter fast ausschließlich von Gräsern ernähren (Hurter 1972).

■ Arten, die auf gerade trocken gefallenem Grünland (mit teilweise offenen Flächen) nach Wirbellosen picken (z.B. Kiebitz, Rotschenkel, Kampfläufer) bzw. stochern (Uferschnepfe, Bekassine).

■ Arten, die gründelnd ihre Nahrung aufnehmen (Spieß- und Schnatterente, Höcker-, Zwerg- und Singschwän, Brandgans).

■ Arten, die pflanzliches Material von der Wasseroberfläche aufnehmen (z.B. Pfeifente, Stockente).

■ Arten, die tauchend Wirbellose und kleine Fische aufnehmen (Reiherente, Bläßralle, Taucher, Kormoran).

Nach Fallet (1962) und Lange (1968) erfolgt die Nahrungssuche der Watvögel durch ungezieltes Bodenstechen (Tastsuche) und gezieltes Bodenstechen (Horchsuche, Sichtsuche und Fußtrillern).

Eine weitere wichtige Funktion der überfluteten Grünlandbereiche ist die Nutzung der Flächen als *Schlafplatz*. Dies betrifft Vögel, die nur am späten Nachmittag/Abend bzw. am frühen Morgen im Gebiet beobachtet werden konnten und die in der Regel dort nicht nach Nahrung suchten. Dies sind u.a. Kiebitz, Silber-, Mantel-, Sturm- und Lachmöwe und Graureiher. Von diesen Arten sucht im Winterhalbjahr ein großer Teil der Tiere seine Nahrung außerhalb der Überschwemmungsflächen. So liegen nach Glutz von Blotzheim und Bauer (1982) die Schlafplätze der Silbermöwe fast ausschließlich auf größeren Seen oder Überschwemmungsflächen.

Umgekehrt sind die Verhältnisse bei Schwimmenten, insbesondere bei der Stockente, die am Tage teilweise im Gebiet ruhen und abends in der Umgebung (Grünland/Ackerflächen) nach Nahrung suchen (Rutschke 1989, Schuster 1976).

Außerdem dienen Überschwemmungsflächen im Frühjahr einigen Arten als *Versammlungsplatz*, von dem

aus die Grünlandareale der Umgebung besiedelt werden (vgl. Seitz und Dallmann 1992, Glutz von Blotzheim et al. 1973). Dies betrifft insbesondere Arten wie Uferschnepfe, Kiebitz und Löffelente.

Der Kampfläufer nutzt die Ränder und Beetrücken in überschwemmten Flächen als *Balzplatz*, was Beobachtungen aus den Borgfelder Wümmewiesen, dem Niedervieland und dem Holterland belegen.

Eine wichtige Funktion ist die Nutzung als *Brutplatz*. Alle typischen Wiesenbrüterarten stellen sich als Brutvögel auf winterlich überfluteten Flächen ein. Falls im April noch größere Wasserflächen in Grüppen und Senken vorhanden sind, brüten in solchen Bereichen auch Wasservögel, wie z.B. Bläßralle und Lachmöwe. Auf extrem lang überstauten Flächen mit Schäden in der Vegetationsdecke treten Pionierarten wie Fluß- und Sandregenpfeifer als Brutvögel auf.

3. Entwicklung von Überstauungsflächen im Raum Brokhuchting/Niedervieland – Maßnahmen

Wohl erstmalig im nordwestdeutschen Raum bestand in Bremen die Möglichkeit, im Rahmen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für Eingriffe im Niedervieland (Blank und Döscher 1990, Köhler et al. 1992) bzw. für die Erweiterung des Bremer Flughafens (Bücken 1991) ein großes Gebiet durch Entwicklung eines Grünland-Grabenareales mit hohen Wasserständen und naturnahen Auestrukturen ökologisch aufzuwerten (Kundel und Hobrecht 1994). Seit 1986 werden im ca. 550 ha großen Raum Brokhuchting Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für das Güterverkehrszentrum (GVZ) Bremen, das Außenhandelszentrum, das Gewerbegebiet Niedervieland II und für die Verlängerung der Startbahn des Bremer Flughafens schrittweise realisiert und deren Entwicklung wissenschaftlich untersucht (Handke und Handke 1994). Das Untersuchungsgebiet ist Teil des Naturraumes Wesermarsch und liegt ca. 5 km südwestlich der Bremer Innenstadt am Geestrand. Es liegt zwischen 1 und 2,5 m über dem Meeresspiegel ($\varnothing 2,35$ m). Eine eingehende Beschreibung des Gebietes findet sich u. a. bei Handke (1993)



Abb. 1. Rastende Zwergschwäne im GVZ-Ausgleichsraum im Winter 1988 (Foto P. Handke) – diese Art bevorzugt überstaute Grünlandflächen im Niedervieland und wird alljährlich dort beobachtet.

und Kundel und Hobrecht (1994). Einen Überblick über den Bremer Gesamt- raum geben das Landschaftsprogramm Bremen (Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung Bremen 1991) und die Avifauna Bremens von Seitz und Dallmann (1992).

Die wichtigste Maßnahme im Grün-

land war sicherlich die Überstauung von Grünland- und in Grünland umgewandelten Ackerflächen auf einer Gesamtfläche von ca. 90 ha, verteilt auf vier Teilgebiete. Die Lage der überstauten Flächen und die Beschreibung der Teilgebiete finden sich in Abbildung 3 und Tabelle 1.

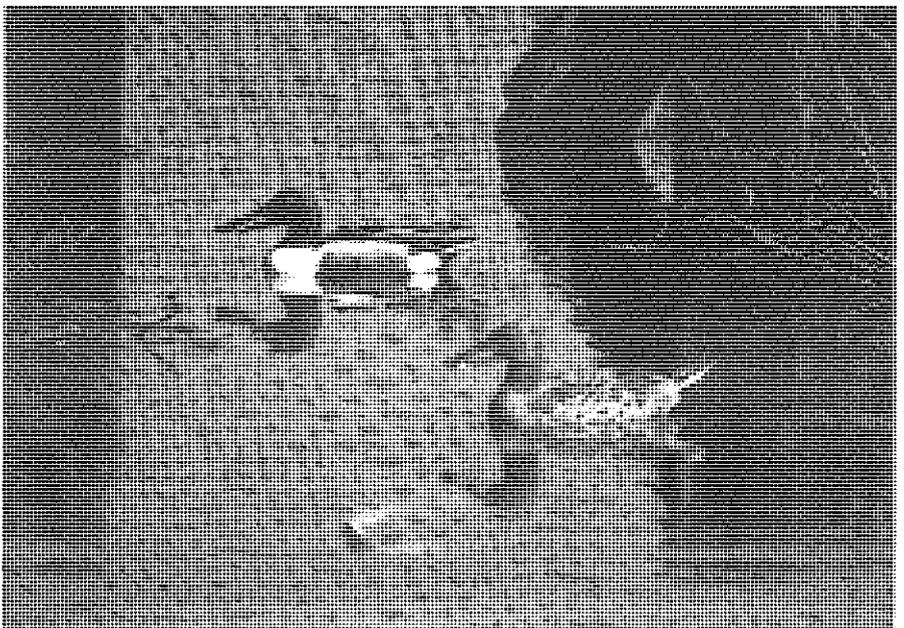


Abb. 2. Die Löffelente ist im Bremer Feuchtgrünland ein Charaktervogel. Hohe Wasserstände und extensive Nutzung in den Ausgleichsflächen im Raum Brokhuchting haben dazu geführt, daß sich dort eine der größten Löffelentenpopulationen mit ca. 20 Paaren etabliert hat. Auf dem Heimzug rasten auf den überstauten Grünlandflächen bis zu 200 Exemplare (Foto P. Handke).

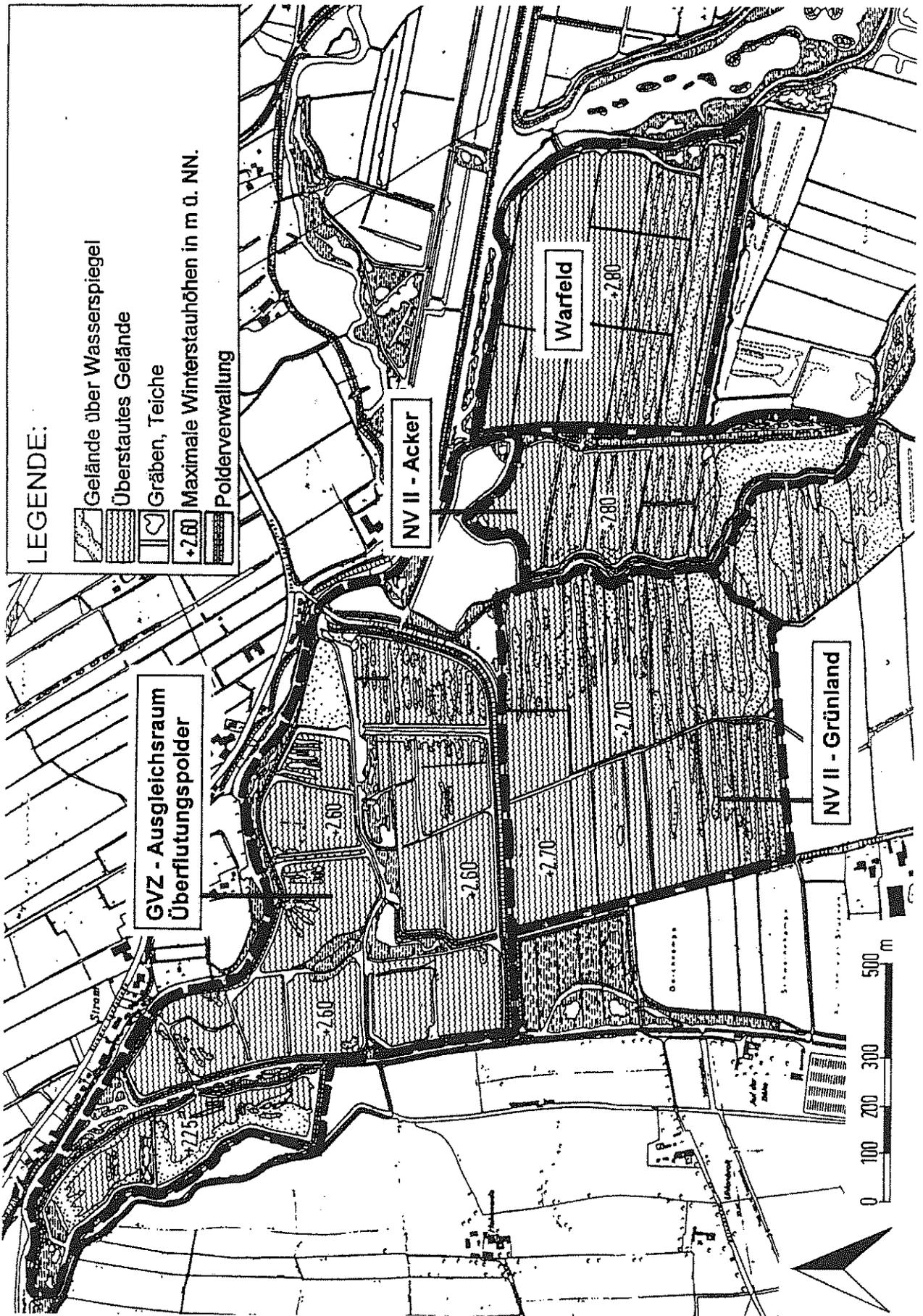


Abb. 3. Lage der Ausgleichsflächen für das Güterverkehrszentrum und Niedervieland II sowie das Warfeld im Gebiet Brokhuchting/ Niedervieland (eingezeichnet sind die bei maximaler Wasserhöhe überstauten Flächen).

Tab. 1. Beschreibung der Flächen, die im Raum Brokhuchting regelmäßig im Winter überstaut werden

Nr	Gebiet (in Klammern Angaben zu Strukturen)	Flächengröße (ha) (in Klammern max. überstaute Fläche)	Beginn der Überstauung	Wassermanagement etc.
1.	Überflutungspolder und Polder Uhlenbroker Fleet und Huchtünger Fleet im GVZ-Ausgleichsgebiet	76 (24)	1987/88	Alljährlich große Wasserfläche über 50 cm Tiefe vorhanden; 1988 bereits Ende März wenig Wasserflächen vorhanden.
2.	Niedervieland II-Ausgleichsraum (Grünlandflächen)	64,7 (40)	1991/92	Große Wasserflächen alljährlich nur in Straßennähe vorhanden; im übrigen Gebiet dominieren wassergefüllte Gruppen und Senken
3.	Niedervieland II-Ausgleichsraum (ehemalige Ackerflächen)	20 (15)	1991/92	Größere Wasserflächen sind nur kleinflächig vorhanden; es dominieren wassergefüllte Gruppen und Senken.
4.	Warfeld	27 (22)	1990/91	Größere Wasserflächen sind nur im Winter in einem Teilbereich vorhanden; es dominieren wassergefüllte Gruppen. 1993 waren Anfang April viele Gruppen ausgetrocknet.



4. Entwicklung der Brut- und Rastvogelbestände in den verschiedenen Überstauungsflächen

Brutvogelbestandsaufnahmen ausgewählter Arten im Gesamttraum (550 ha) erfolgten bereits 1982 und 1986. Seit 1987 werden alle Brutvogelarten im GVZ-Ausgleichsgebiet, seit 1989 auf den übrigen Flächen, kartiert. Methodisch richten sich die Kartierungen nach *Oelke* (1974) bzw. *Eikhorst* und *Handke* (1995).

Alle Vogelarten werden seit 1988 im GVZ-Ausgleichsgebiet und seit 1989 auf den übrigen Flächen einmal je Dekade zu Fuß gezählt (s. *Handke* 1993 und *Handke* und *Eikhorst* 1995).

4.1 GVZ-Ausgleichsgebiet/Überschwemmungspolder

Brutvögel

Nach der ersten Überstauung im Winter 1987/88 war auf der 76 ha großen Fläche ein Anstieg der Brutvogelarten von 26 (1987) auf maximal 46 Arten (1990)

Abb. 4. Lage der GVZ-Ausgleichsflächen. Im Vordergrund die Einmündung der Varleer Bake in die Ochtum mit renaturierten Uferabschnitten. Auf der rechten Seite der Polder Uhlenbroker Fleet mit neu angelegten Teichen. Im Hintergrund liegen die Ausgleichsflächen für Niedervieland II (Foto Studio B).

Tab. 2. Bestandsentwicklung der Brutvögel im Bereich der Überschwemmungspolder und der Polder Huchtinger und Uhlenbroker Fleet (76 ha) im GVZ-Ausgleichsgebiet 1982 und 1986 bis 1993 (Daten aus: Eikhorst und Ritzel 1983) ? = nicht erfaßt

	vor den Ausgleichsmaßnahmen			nach den Ausgleichsmaßnahmen					
	1982	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Siedlungsdichte (P/10 ha)	?	?	11,7-11,8	22,2-22,5	33,0-33,7	37,6-38,0	29,9-31,7	29,5-30,1	31,2-31,8
Siedlungsdichte (nur gefährdete Arten der dt. Rote Liste (Stand 1992))	?	3,8	5,5-5,6	12-12,2	12,9-13,4	14,3-14,5	13,6-14,3	12-12,4	13,4
Siedlungsdichte (nur Kiebitz, Rotschenkel, Uferschnepfe, Bekassine)	2,6	2,2	3,3	8,4	9,9	9,3	10,1	9,1	10,0
Siedlungsdichte (nur Wasservögel)	?	?	?	2,9	7,0-7,2	6,8-7,0	5,6-6,7	7,8	7,0
Artenzahl	?	?	26	36-37	44-46	46	41	38-39	41
Artenzahl (nur gefährdete Arten)	6	8	8	10-11	10-11	11	10	9	11

zu registrieren (Handke 1993). Es wurden bisher insgesamt 57–58 Brutvogelarten (Durchschnitt 1988–1993: 41,3 Arten) nachgewiesen (siehe Tab. 2).

Die Siedlungsdichte der Brutvögel stieg von knapp 12 BP/10 ha auf maximal knapp 38 BP/10 ha im Jahr 1990 an (Durchschnitt 1988–1993: 30,9 BP/10 ha). Damit hat sich die Siedlungsdichte der Brutvögel etwa verdreifacht. Die Brutpaarzahl gefährdeter Arten nahm von 29 auf alljährlich 91 bis 110 Paare zu (Durchschnitt 1988–1993: 100 Paare).

Seit 1988 wurden im Gebiet sieben Wasservogelarten nachgewiesen (Höckerschwan, Brandgans, Stock-, Löffel- und Reiherente, Bläß- und Teichralle). Für Krickente und Zwergtaucher bestand in Einzeljahren Brutverdacht. Unter den seit 1988 nachgewiesenen Wasservogelbrutpaaren dominieren Bläßralle (34%), Stockente (24,2%), Teichralle (14,6%) und Reiherente (14,3%).

Die Brutbestände der typischen Watvogelarten Kiebitz, Rotschenkel, Uferschnepfe und Bekassine erhöhten sich von 17 bis 25 Paare im Zeitraum von 1982 bis 1987 auf 65 bis 77 Paare (Durchschnitt 1988–1993: 72,6 Paare). Erheblich zugenommen haben insbesondere Kiebitz, Uferschnepfe und Rotschenkel. Dabei blieben die Bestände dieser Arten im Gegensatz zu Probeflächen im Umland (Handke 1993) im Zeitraum 1988 bis 1993 relativ stabil: Kiebitz 35–44 Paare, Uferschnepfe 14–21 Paare und Rotschenkel 9–11 Paare.

Eine leichte Zunahme gegenüber dem Ausgangszustand 1986/87 war bei Schafstelze und Wiesenpieper festzustellen, während der Feldlerchenbestand mit alljährlich 10–15 Paaren konstant blieb.

Fast der gesamte Bereich der überstauten Flächen wurde von Wiesenlimikolen besiedelt, selbst wenn diese Flä-

chen in der Nähe von Gehölzen, Straßen und Dämmen lagen. Nach dem Schlüpfen der Jungvögel verblieben die jungführenden Watvögel im Gebiet. Es kam allerdings zu Wanderbewegungen zwischen den als Weide, Mähweide oder Wiese unterschiedlich genutzten Parzellen (Handke 1993). Eine große Bedeutung für nahrungssuchende Watvögel haben wassergefüllte Senken/Gruppen im Zeitraum Mai/Anfang Juni.

Rastvögel

Mit Beginn der Überstauung hat sich das Gebiet sofort zum bedeutendsten Wasser- und Watvogelrastplatz im Niedervieland entwickelt. So rasteten hier bis zu 2060 Watvögel, 2800 Möwen und 2400 Wasservögel. Dabei kam es zu bemerkenswerten Ansammlungen, z. B. 44 Sing- und 55 Zwergschwänen, 1650 Pfeif- und 195 Löffelenten, 820 8läßral-

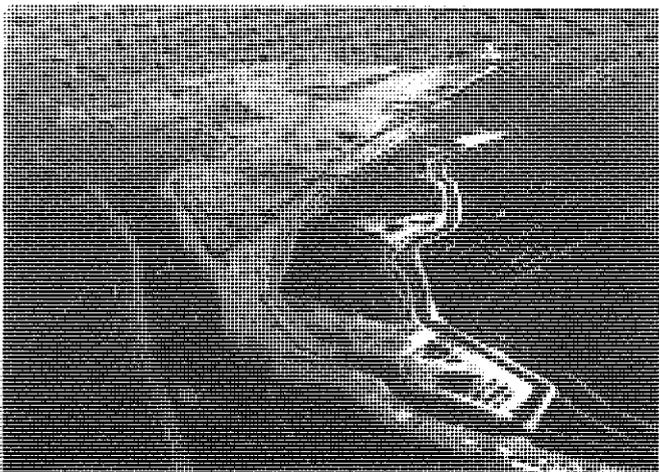


Abb. 5. Das gleiche Gebiet wie Abbildung 4 bei Überstauung im März 1988 (Foto Studio B).



Abb. 6. Überstauungspolder im GVZ-Ausgleichsgebiet im Frühjahr 1992. Blick in nordwestlicher Richtung (Foto P. Handke).

len, 150 Bekassinen, 350 Uferschnepfen, 1600 Kiebitzen sowie 2400 Silbermöwen (siehe auch Handke 1993).

4.2 Polder Warfeld

Brutvögel

Seit 1990 ist das Feuchtgrünlandgebiet als Ausgleichsraum gesichert. Ab dem Winter 1990/91 wurde der 27 ha große Polder regelmäßig überstaut. Bisher sind dort 21 Brutvogelarten nachgewiesen worden, davon 9 erst ab 1990. Die Artenzahlen sind von 8–12 (1986/89) auf alljährlich 16–19 Arten angestiegen (Handke und Hobrecht 1994). Gegenüber dem Ausgangszustand hat sich die Siedlungsdichte der Brutvögel fast verdoppelt (Tab. 4). Besonders stark zugenommen haben die Wasservogelarten, insbesondere durch Anlage neuer Gewässer und Vergrößerung bestehender Gräben. Die Siedlungsdichte der Watvögel hat sich im Zeitraum 1990 bis 1992 deutlich erhöht, erreichte aber 1993 wieder in etwa die Bestandsgröße zu Beginn der Ausgleichsmaßnahmen, da in diesem Jahr – im Gegensatz zu den Vorjahren – zu Beginn der Brutzeit viele Gruppen nicht mehr unter Wasser standen. 1993 brütete hier erstmalig der Kampfläufer erfolgreich.

Rastvögel

Bisher wurden im Polder Warfeld von 1989 bis 1993 über 92 Vogelarten registriert (Handke und Hobrecht 1994). Nach der Überstauung im Winter 1990/91 kam es im Gebiet zu einer Erhöhung der durchschnittlichen Artenzahlen je Exkursion und zu einem sehr starken Anstieg der Individuenzahlen. Gegenüber dem Ausgangszustand von 1989 haben sich die durchschnittlichen Individuenzahlen je Exkursion mehr als vervierfacht (Tab. 5). Zugenommen haben insbesondere der Kiebitz sowie Möwen, die die überstauten Flächen als Schlafplatz nutzen. Die Kiebitze rasten im Gebiet insbesondere im Winter und Frühjahr, wenn die Flächen überstaut sind.

Im Vergleich zum Ausgangszustand nahmen auch Wasservögel und andere Watvogelarten zu, deren Rastzahlen aber im Vergleich zu anderen Rastvogelgebieten im Niedervieland immer noch gering sind.

Tab. 3. Durchschnittliche Individuenzahlen ausgewählter Rastvogelarten je Dekade und Jahr im Bereich der Überflutungspolder im GVZ-Ausgleichsraum 1988 bis 1993 (76 ha) (Grundlage: jeweils 36 Zählungen/Jahr). Die Höchstzahlen sind fett gedruckt.

Art	mit winterlichen Überstauungen					
	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Graureiher	4,2	6,4	5,4	4,6	6,5	5,7
Höckerschwan	11,1	10,6	13,9	12,7	12,2	12,2
Pfeifente	14,9	46,8	61,9	77,1	269,3	212,4
Krickente	10,9	24,4	24,6	35,0	24,6	52,3
Stockente	163,2	148,6	165,6	132,8	135,3	107,3
Löffelente	3,8	17,6	11,8	11,8	16,8	18,3
Bläöralle	42,1	179,5	105,2	182,3	155,4	117,5
Kiebitz	72,1	221,3	149,9	146,8	136,0	52,4
Bekassine	7,9	24,2	13,6	7,9	3,3	20,8
Uferschnepfe	13,8	25,1	31,9	27,7	17,7	18,4
Lachmöwe	220,0	205,4	92,6	85,1	156,4	82,9
Sturmmöwe	12,6	3,6	3,1	3,9	5,7	4,3
Silbermöwe	40,5	121,6	157,4	182,8	93,4	14,6
Bergpieper	0,1	0,1	5,1	2,7	1,8	1,2
φ Artenzahl	33,7	37,1	42,4	37,4	39,0	36,7
φ Individuenzahl	888,4	1204,3	1020,9	1131,5	1270,0	978,4
φ Artenzahl Wasservögel	9,0	12,7	11,4	11,5	13,5	10,7
φ Individuenzahl W'vögel	269,1	458,9	410,0	481,3	637,7	711,8
φ Artenzahl Watvögel	4,2	4,8	4,2	4,2	4,8	4,8
φ Individuenzahl Watvögel (ohne Kiebitz)	34,2	69,3	58,0	46,9	28,9	54,7
φ Individuenzahl Möwen	274,6	331,9	253,6	272,4	256,0	102,1

Tab. 4. Ergebnis der Brutvogelbestandsaufnahme im Warfeld (27 ha) 1982, 1986 und 1989 bis 1993 (verändert nach Handke und Hobrecht 1994) (Kartierung 1982/1986 W. Eikhorst). Das Gebiet wird seit Winter 1990/91 überstaut. ? = Brutbestand wurde nicht erfaßt. Höchstzahlen sind fett gedruckt.

Art	Rote Liste						Beginn der Überstauung		
	BRD 1992	Nds. 1992	1982	1986	1989	1990	1991	1992	1993
1. Höckerschwan			0	0	0	0	0	1	0
2. Knäkente	2	2	0	0	1	1	1	2	2
3. Löffelente	3	2	0	0	0	1	2	2	2
4. Stockente			?	?	1	3	4	4	5
5. Reiherente			0	0	0	1	1	1	1
6. Fasan			?	?	2	1	0	1	1
7. Rebhuhn	3	3	0	0	0	0	0	0	1
8. Bläöralle			0	0	0	2	6	7	6
9. Teichralle			0	0	0	1	2	3	3
10. Flußregenpfeifer	3		0	0	0	0	1	1	0
11. Kiebitz	3	3	2	8	7	15	21	16	8
12. Kampfläufer	1	1	0	0	0	0	0	0	1
13. Bekassine	2	2	2	4	4	3	3	4	4
14. Uferschnepfe	2	2	1	3	7	10	6	9	6
15. Rotschenkel	3	2	0	1	2	3	3	3	2
16. Feldlerche			?	18	4	6	5	5	5
17. Wiesenpieper	3	3	?	8	4	5	5	5	3
18. Schafstelze	3	3	?	5	2	5	5	6	5
19. Braunkehlchen	3	2	0	0	1	2	2	1	1
20. Sumpfrohrsänger			0	0	0	0	0	0	1
21. Rohrammer			?	2	2	1	5	5	6
Summe Arten			6-8	8-10	12	16	16	18	19
Summe Paare			?	>50	37	60	72	75	62
φ Siedlungsdichte P./10 ha			?	>185	13,7	22,2	26,7	27,8	23,0
φ Siedlungsdichte (nur Wasservögel)			?	?	0,7	3,3	5,9	7,0	7,0
φ Siedlungsdichte (nur Kiebitz, Rotschenkel, Uferschnepfe, Bekassine, Kampfläufer)			1,9	6,0	7,4	11,5	12,2	11,9	7,8
φ Siedlungsdichte Wiesensingvögel (Wiesenpieper, Schafstelze, Feldlerche)			?	>115	3,7	5,9	5,9	5,9	4,8
Artenzahl gefährdete Arten			?	6	8	9	10	10	11
φ Siedlungsdichte gef. Arten			?	10,7	10,4	16,7	17,8	18,1	13,0

Tab. 5. Durchschnittliche Individuenzahl je Dekade und Jahr ausgewählter Vogelarten im Warfeld 1989 bis 1993 (verändert nach Handke und Hobrecht 1994). Das Gebiet wird seit Winter 1990/91 überstaut. Höchstzahlen sind fett gedruckt.

Art			mit winterlichen Überstauungen		
	1989 1992	1990 1992	1991	1992	1993
1. Graureiher	2,5	4,0	2,6	2,8	2,0
2. Stockente	2,8	10,4	12,5	15,7	12,2
3. Löffelente	0,2	1,5	3,5	3,4	1,8
4. Reiherente	0	0,7	5,1	5,8	2,6
5. Bläßralle	0,3	3,2	7,2	11,2	11,0
6. Kiebitz	26,0	86,3	173,6	221,7	78,6
7. Bekassine	1,5	6,2	4,3	3,5	6,5
8. Uferschnepfe	2,6	3,7	4,6	3,5	1,9
9. Goldregenpfeifer	0	3,4	1,7	2,6	0,6
10. Silbermöwe	0,2	11,4	36,6	31,9	41,0
11. Lachmöwe	16,7	14,5	24,5	50,6	65,1
Artenzahl insgesamt	52	58	72	73	74
φ Artenzahl/Exkursion	11,3	15,4	20,3	20,7	19,1
φ Individuenzahl/Exkursion	92,5	197,6	370,4	457,4	318,8

4.3 Niedervieland II- Ausgleichs- gebiet/Grünland

Brutvögel

Seit 1982 traten in diesem Untersuchungsraum 36 Arten als Brutvögel auf (Tab. 6). 12–13 Arten haben sich erst nach der ersten Überstauung im Winter 1991/92 angesiedelt (u.a. Löffel- und Knäkente, Brandgans und Kampfläufer). Die Siedlungsdichte der Brutvögel hat sich im Zeitraum 1989 bis 1993 von 5,1 auf ca. 22 P./10 ha 1993 mehr als vervierfacht. Sehr deutlich war dieser

Anstieg bei Wasser- und Watvögeln sowie den gefährdeten Vogelarten, während die Bestände von Feldlerche und Braunkehlchen zurückgegangen sind.

Mit 12 Paaren erreichte die Bekassine in diesem Gebiet ihre höchste Dichte im Niedervieland. Der Kampfläufer hatte 1993 einen Balzplatz mit bis zu vier balzenden Männchen auf einer ehemaligen Ackerparzelle an der Brokhuchtinger Landstraße. Der Aufzuchtserfolg von Kiebitz und Uferschnepfe war 1992 und 1993 mit jeweils mindestens einem Jungvogel/Paar hoch.

Rastvögel

Arten- und Individuenzahlen sind nach der Überstauung erheblich angestiegen (Tab. 7). Besonders machte sich dies bei einigen Wasservogelarten wie Stockente, Höckerschwan und Bläßralle, der Bekassine und Möwen bemerkbar. Quantitativ ist der Raum allerdings mit Ausnahme der Bekassine als Rastplatz nur von lokaler Bedeutung.

4.4 Niedervieland II-Ausgleichs- gebiet/Ackerflächen

Diese Flächen wurden bis 1989 als Acker genutzt und fielen 1990 brach. 1991 erfolgten ein Pflegeschnitt, eine Erhöhung der Wasserstände in der Brutzeit und die Anlage neuer Gewässer und im Winter 1991/92 die erste Überstauung. Danach wurde das Gebiet in Grünland umgewandelt und hohe Wasserstände waren auch in der Brutzeit gewährleistet.

Brutvögel

Die Ergebnisse für die Jahre 1986 und 1989 bis 1993 sind in Tab. 8 zusammengefaßt. Von ursprünglich 7–10 Brutvogelarten ist die Artenzahl auf 23 angestiegen, darunter fast alle typischen Wiesenbrutvogelarten wie Uferschnepfe, Bekassine, Rotschenkel, Löffel- und Knäkente! Der Kiebitz erreicht hier mit 19 Paaren (= 9,5 BP./10 ha) seine höchste Siedlungsdichte im Niedervieland! Die Siedlungsdichte ist von ursprünglich 15–18 BP./10 ha auf 45,5 BP./10 ha angestiegen. Neu angesiedelt hat sich 1993 die Krickente.

Sehr stark zugenommen haben die Wasservogelarten, aber in geringerem Umfang auch Wiesenlimikolen und Wiesensingvögel. Die Ansiedlung einiger Wasservogelarten ab 1991 ist auf die Anlage einiger Teiche und Gräben zurückzuführen.

Rastvögel

Mit der Anlage neuer Gräben und Teiche erhöhten sich die Arten- und Individuenzahlen je Exkursion, insbesondere die Individuenzahlen von Wat- und Wasservögeln.

Nach Durchführung der ersten Stau- maßnahmen im Winter 1991/92 kam es zu einer Verdoppelung der Artenzah-



Abb. 7. Im Vordergrund Ochtumverlegung und überstautes Warfeld, im Hintergrund der überstaute GVZ-Ausgleichsraum Brokhuchting/Niedervieland im März 1990 (Foto Studio B).

Tab. 6. Brutvogelbestand im Bereich der Grünland-Ausgleichsflächen für Niedervieland II (64,7 ha); Kartierung 1982/86 W. Eikhorst, 1989-92 U. und K. Handke/LFB. Das Gebiet wird seit Winter 1991/92 überstaut. Rd = Randbrüter, - = Bestand wurde nicht erfaßt, ? = Brutbestand wurde nicht erfaßt. Höchstzahlen sind fett gedruckt.

Untersuchungsjahr: Art	Rote Liste BRD Nds.							mit winterl. Überstauungen	
	1982	1986	1989	1990	1991	1992	1993		
1. Höckerschwan			0	0	0	0	0	0	2
2. Brandgans			0	0	0	0	0	0	1
3. Stockente			?	-	0	1-2	1	3	11
4. Knäkente	2	2	0	0	0	0	0	ca. 2	1-2
5. Löffelente	3	2	0	0	0	0	0	ca. 2	3
6. Reiherente			0	0	0	0	0	2	2
7. Fasan			?	-	2	1	1	1	0
8. Rebhuhn	3	3	?	0	0	1 Rd	1	1 Rd	3
9. Bläßralle			?	0	0	0	0	ca. 9	15
10. Teichralle			?	1	1	0	2	2	4
11. Wasserralle	3	3	0	0	0	0	0	0	?
12. Austernfischer			0	0	0	0	0	1	1
13. Flußregenpfeifer	3		0	0	0	0	0	2	3
14. Sandregenpfeifer			0	0	0	0	0	1	2
15. Kiebitz	3	3	6	7	10	3	2	10-12	20
16. Bekassine	2	2	7	3	1	1	2	9	12
17. Uferschnepfe	2	2	6	2	4	0	0	2	6
18. Rotschenkel	3	2	2	0	0	0	0	8	10
19. Kampfläufer			0	0	0	0	0	1	1?
20. Feldlerche			?	3	7	16	15	12	17
21. Wiesenpieper	3	3	?	8	3	5	4	5-6	5
22. Bachstelze			0	0	0	-	1 Rd	1	1
23. Schafstelze	3	3	?	2	2	3	2	ca. 5	9-11
24. Teichrohrsänger			?	0	0	0	0	1	1
25. Sumpfrohrsänger			?	4	0	1	1	1	0
26. Feldschwirl			0	0	0	1	1	0	0
27. Gelbspötter			?	0	0	1	1	0	0
28. Dorngrasmücke			?	1	0	1	2	1	1
29. Braunkehlchen	3	2	0	6	4	2	3	0	?
30. Amsel			?	0	0	1	1	1	1
31. Kohlmeise			?	0	0	1	0	0	0
32. Rohrammer			?	5	4	3	3	5	6
33. Grünfink			?	0	0	0	1	0	0
34. Bluthänfling			?	0	0	1	3	1	1
35. Elster			?	0	1	1(Rd)	0	0	0
36. Rabenkrähe			?	0	0	1	0	0	1
Summe Arten			-	-	11	19	18	28	26-29
Summe Paare			-	-	38	44-45	46	94-97	139-145
φ Siedlungsdichte P./10 ha			-	-	5,1	5,9-6,0	6,2	14,5-14,6	21,5-22,4
φ Siedlungsdichte (nur Wasservögel)			?	0,2	0,2	0,2-0,3	0,5	3,2	6,0-6,2
φ Siedlungsdichte (nur Kiebitz, Bekassine, Rotschenkel, Uferschnepfe, Kampfläufer)			3,0	1,8	2,3	0,6	0,6	4,6-4,9	7,4
φ Siedlungsdichte (Feldlerche, Wiesenpieper, Schafstelze)			?	6,2	1,8	3,5	3,2	4,2-4,3	4,8-5,1
Artenzahl gefährdete Arten			?	7	6	6	6	11	10-13
φ Siedlungsdichte gef. Arten			?	4,0	3,7	2,3	1,8	7,2-7,7	11,1-12,0

Art	1989/90	1991	mit winterl. Überstauungen	
			1992	1993
1. Graureiher	1,7	1,4	1,4	2,0
2. Höckerschwan	0,0	0,3	2,9	5,0
3. Stockente	6,7	5,9	49,2	52,1
4. Bläßralle	0,0	0,0	2,4	9,3
5. Kiebitz	39,1	48,6	56,8	43,8
6. Bekassine	0,3	2,7	2,5	26,9
7. Uferschnepfe	2,9	0,0	14,3	4,9
8. Lachmöwe	22,2	18,3	70,9	52,9
Artenzahlsumme	75	80,0	85,0	103,0
φ Artenzahl/Exkursion	12,7	18,6	22,8	24,7
φ Individuenzahl/Exkursion	126,8	293,2	256,8	351,6
φ Artenzahl Wasservögel	0,8	1,1	3,1	4,1
φ Individuenzahl Wasservögel	5,3	7,1	62,2	78,9
φ Artenzahl Watvögel	0,8	2,3	3,3	4,6
φ Individuenzahl Watvögel (ohne Kiebitz)	4,3	4,0	25,4	46,6
φ Individuenzahl Möwen	19,5	21,1	81,9	60,3

Tab. 7. Durchschnittliche Individuenzahlen ausgewählter Vogelarten je Dekade und Jahr im Bereich der Grünland-Ausgleichsflächen für das Niedervieland II. Das Gebiet wird seit Winter 1991/92 überstaut. Höchstzahlen sind fett gedruckt.

Art	Rote Liste		1982	1986	1989	1990	Neuanl. v. Gew. 1991	mit winterl. Überstauungen	
	BRD 1992	Nds. 1992						1992	1993
1. Höckerschwan			0	0	0	0	0	1	1
2. Krickente	3	3	0	0	0	0	0	0	1
3. Stockente			?	-	2	2	2	4	5
4. Löffelente	3	2	0	0	0	0	0	2	2
5. Knäkente	2	2	0	0	0	0	0	1	2
6. Reiherente			0	0	0	0	1	2	3
7. Fasan	2	2	?	-	1	2	1	2	1
8. Wachtel			0	0	0	1	0	0	0
9. Rebhuhn	3	3	0	0	0	0	1	1	2
10. Bläßralle			?	0	0	0	1	6	9
11. Teichralle			?	0	0	0	0	1	6
12. Austernfischer			0	0	0	0	1	1	1
13. Flußregenpfeifer	3		0	0	0	0	2	2	1
14. Sandregenpfeifer			0	0	0	0	1	1	1
15. Kiebitz	3	3	2	4	17	2	17	18	19
16. Bekassine	2	2	0	0	0	0	0	1	3
17. Uferschnepfe	2	2	1	0	0	0	0	1	2
18. Rotschenkel	3	2	0	0	0	0	1	1	2
19. Säbelschnäbler			0	0	0	0	1	0	0
20. Feldlerche			?	6	3	5	8	7	8
21. Wiesenpieper	3	3	?	1	0	0	0	2	2
22. Schafstelze	3	3	?	1	0	0	0	2	3
23. Feldschwirl			0	1	0	0	0	0	0
24. Sumpfrohrsänger			?	5	5	9	4	4	7
25. Teichrohrsänger			?	2	1	1	1	1	2
26. Drosselrohrsänger	1	1	0	0	0	0	1	0	0
27. Rohrammer			?	4	7	8	5	6	9
Summe Arten			?	10	7	8	16	22	23
Summe Paare			?	>22	36	30	48	67	91
φ Siedlungsdichte Paare/10 ha			?	>11	18	15	24	33,5	45,5
φ Siedlungsdichte Wasservögel			?	?	1,0	1,0	2,0	8,5	14,5
φ Siedlungsdichte (nur Kiebitz Bekassine, Uferschnepfe, Rotschenkel)			1,5	2,0	8,5	1,0	9,0	10,5	13,0
φ Siedlungsdichte (nur Feldlerche, Wiesenpieper, Schafstelze)			?	4,0	1,5	2,5	4,0	5,5	6,5
Artenzahl gefährdete Arten			?	3	2	2	5	10	11
φ Siedlungsdichte gef. Arten			?	3,0	9,0	1,5	11,0	15,5	19,5

Tab. 8. Brutvogelbestand im Bereich der Acker-Ausgleichsflächen für das Niedervieland II (20 ha) (Kartierungen 1982/86 W. Eikhorst, 1989 K. Handke, 1990-93 U. Handke). Das Gebiet wird seit Winter 1991/92 überstaut. Rd = Randbrüter, ? = Bestand wurde nicht erfaßt; Höchstzahlen sind fett gedruckt.

len je Exkursion gegenüber 1989/90 (Tab. 9). Die Individuenzahl stieg sogar auf das Fünffache an, insbesondere Wat- und Wasservögel und Möwen haben sehr stark zugenommen. Bemerkenswert waren die Beobachtungen von Gänsen (bis zu sechs Arten in max. 80 Exemplaren) sowie Sing- und Zwergschwänen, die sich mehrfach über längere Zeiträume hinweg dort aufhielten.

4.5 Vergleich der Teilgebiete

In Tabelle 10 sind für einige Arten und Gruppen die Ergebnisse nach den Staumaßnahmen vergleichend gegenübergestellt. Der Untersuchungszeitraum (= Überstauungszeitraum) erstreckt sich dabei auf zwei bis sechs Jahre, wobei die Erfahrungen aus den mit fünf bis sechs Jahren relativ lang untersuchten Bereichen im GVZ-Ausgleichsgebiet und im Warfeld gezeigt haben, daß die jährlichen Schwankungen, insbesondere bei den Brutvögeln, relativ gering ausfielen.

Auf allen Teilflächen kam es nach den durchgeführten Staumaßnahmen in Verbindung mit hohen Wasserständen in der Brutzeit zu einem deutlichen Anstieg der Arten- und Individuenzahlen von Brut- und Rastvögeln. Dies betraf insbesondere Wasser-, Wat- und Möwenvögel!

Die durchschnittlichen Siedlungsdichten der Watvogelarten Bekassine, Kiebitz, Rotschenkel, Kampfläufer und Uferschnepfe sind mit 6,2 bis maximal 11,8 BP/10 ha relativ ähnlich und liegen deutlich über den Werten aus dem Niedervieland (K. Handke in Vorber.). Auch bei den Singvogelarten Feldlerche, Schafstelze und Wiesenpieper und den Wasservogelarten sind die durchschnittlichen Dichten von 3,8-6 BP/10 ha bzw. mit 4,7-11,5 BP/10 ha in gleicher Größenordnung. Die ehemalige Ackerfläche (Niedervieland II-Ausgleichsraum) weist aufgrund ihrer geringen

Tab. 9. Durchschnittliche Individuenzahlen ausgewählter Vogelarten je Dekade und Jahr im Bereich der Acker-Ausgleichsflächen für das Niedervieland II. Das Gebiet wird seit Winter 1991/92 überstaut. Höchstzahlen sind fett gedruckt.

Art	1989/90	Neuanlage v. Gewässern 1991	mit winterl. Überstauungen	
			1992	1993
1. Graureiher	0,3	1,4	3,1	2,3
2. Höckerschwan	0	0,3	3,1	1,9
3. Stockente	1,4	6,8	26,6	22,0
4. Krickente	0	0,5	3,5	4,0
5. Bläßralle	0	0,4	7,7	9,3
6. Kiebitz	4,0	33,7	58,6	38,4
7. Bekassine	0,2	0,7	2,6	3,5
8. Uferschnepfe	0	0	1,2	1,8
9. Lachmöwe	2,8	8,5	34,9	21,9
Summe Artenzahl	64	63	78	83
φ Artenzahl/Exkursion	9,8	15,2	22,3	25,6
φ Individuenzahl/Exkursion	58,4	99,6	275,0	206,3
φ Artenzahl Wasservögel	0,4	1,8	5,3	5,7
φ Individuenzahl Wasservögel	1,4	9,6	51,2	48,3
φ Artenzahl Watvögel	0,5	3,4	4,3	4,7
φ Individuenzahl Watvögel (ohne Kiebitz)	0,2	6,4	9,8	13,2
φ Individuenzahl Möwen	3,0	9,0	81,9	29,8

Größe und ihres Strukturreichtums (viele Wasser- und Röhrriechpflanzen) in der Regel die höchsten Werte auf.

In allen Gebieten brüten „gefährdete“ Arten, insbesondere Wiesenbrüter in knapp 10,0–16,4 BP./10 ha. Dabei liegen die Werte in den älteren Gebieten etwas höher.

Die hohe Brutvogelartenzahl im GVZ-Ausgleichsgebiet erklärt sich durch die Größe und das Vorhandensein von Baumgruppen, Einzelbäumen und Gehölzen. Nur hier brüten einige Singvogelarten wie Blau- und Kohlmeise, Amsel und Fitis.

Nach den bisherigen Erfahrungen wirken sich niedrige Wasserstände zu Beginn der Brutzeit negativ auf den Wiesenbrüterbestand aus. Solche Situationen lagen 1988 im GVZ-Ausgleichsgebiet (Tab. 2) und 1993 im Warfeld (Tab. 4) vor. In beiden Jahren waren zu Beginn der Brutzeit kaum stehende Wasserflächen in den Gruppen vorhanden.

Während alle überstauten Teilflächen eine sehr hohe Bedeutung für Brutvögel haben, zeigen sich bei den Rastvögeln zwischen den Teilgebieten Unterschiede (Tab. 10 und 11). Für die meisten Wat- und Wasservogelarten ist allein das mit 76 ha größte Gebiet, der GVZ-Ausgleichsraum, quantitativ bedeutsam. Nur hier stellen sich für einen längeren Zeitraum regelmäßig über 500 Wasservögel ein und werden regelmäßig lokal, regional und national bedeutsame Rastzahlen (Berndt et al. 1985) ermittelt (Tab. 11). Allerdings kam es ebenfalls auf allen anderen Teilflächen zu einer deutlichen Zunahme der Individuen- und Artenzahlen. Auch hier sind Möwen und Watvögel wie Bekassine und Kiebitz häufig. Wasservögel wie Pfeif-, Löffelente und Bläßralle sind in den drei übrigen Poldern nur in geringer Zahl anwesend. Dies liegt möglicherweise an der geringen Flächengröße, vermehrten Störungen (das Niedervieland II-Grünland wird nur durch einem niedrigen Deich von einer Straße abgeschirmt) und an einer anderen Land-Wasser-Verteilung. Nur im GVZ-Ausgleichsraum sind großflächig Wasserflächen mit einer Tiefe von über 50 cm vorhanden. In den anderen Flächen dominieren flach überstaute Bereiche mit Beetrücken, die aus den Wasserflächen herausragen (siehe Abb. 8)

Tab. 10. Die Avifauna von vier Ausgleichsflächen mit regelmäßiger Überstauung im Winter (Raum Brokhuchting/Niedervieland). Höchstzahlen sind fett gedruckt. SD = Siedlungsdichte.

Gebiet:	Überflutungs- polder GVZ-Aus- gleichsraum	Warfeld	Grünland NV II-Aus- gleichsraum	ehemalige Ackerflächen NVII-Ausgleich
Fläche:	76 ha	27 ha	65 ha	20 ha
Untersuchungsjahre m. Ü'stauung:	6	4	2	2
BRUTVÖGEL				
φ Artenzahl	41,3	17,2	26,8	22,5
φ Siedlungsdichte	30,9	24,9	18,3	39,5
φ SD Wasservögel	6,3	5,8	4,7	11,5
φ SD Watvögel (Kiebitz, Uferschnepfe, Rotschenkel, Bekassine, Kampfläufer)	9,5	10,9	6,2	11,8
φ SD Wiesensingvögel (Feld- lerche, Schafstelze, Wiesenpieper)	3,8	5,6	4,6	6,0
RASTVÖGEL (φ Ex./Exkurs.)				
Graureiher	5,4	3,1	1,7	2,6
Pfeifente	113,7	1,8	0,0	0,9
Stockente	142,1	12,7	50,7	24,3
Bläßralle	130,3	8,2	5,9	8,5
Kiebitz	130,1	140,1	50,3	48,5
Bekassine	16,5	5,1	14,7	3,1
Uferschnepfe	23,7	3,4	9,6	1,5
Lachmöwe	42,7	38,7	61,9	28,4
Silbermöwe	101,9	30,0	7,4	25,8
ALLE VÖGEL				
φ Artenzahl/Exkursion	37,6	18,8	23,8	24,0
φ Individuenzahl/Exkursion	1082,2	336,1	304,2	240,7
φ Artenzahl Wasservögel	11,5	4,4	3,6	5,5
φ Individuenzahl Wasservögel	494,8	41,5	70,6	50,0
φ Artenzahl Watvögel	4,4	3,0	3,9	4,5
φ Individuenzahl Watvögel (ohne Kiebitz)	48,7	13,1	36,0	11,5
φ Individuenzahl Möwen	251,9	70,2	71,1	55,7



Abb. 8. Überstautes Warfeld mit renaturierten Uferabschnitten an der Ochtum (Foto P. Handke).

Tab. 11. Vergleich der Maximalzahlen ausgewählter Vogelarten in vier Ausgleichsflächen in Brokhuchting/Niedervieland, die regelmäßig überstaut werden. National bedeutende Rastzahlen sind fett gedruckt, regional bedeutende sind unterstrichen.

Art	Kriterien für die Beurteilung von Feuchtgebieten nach BERNDT et al. (1985)			GVZ	Warfeld	NV II Grünland	NV II Acker
	national bedeutend	regional bedeutend	lokal bedeutend				
	Küstenregion						
1. Graureiher	100	50	25	22	21	7	13
2. Höckerschwan	-	-	-	60	8	26	16
3. Singschwan	75	40	15	<u>44</u>	3	3	3
4. Zwergschwan	60	20	10	<u>55</u>	11	13	6
5. Bläßgans	200	100	50	83	67	6	42
6. Brandgans	1000	500	250	28	4	13	4
7. Pfeifente	1500	250	50	1650	180	12	35
8. Krickente	1000	400	100	250	110	40	40
9. Stockente	5000	1500	500	1200	120	300	350
10. Spießente	400	150	45	54	1	28	2
11. Löffelente	200	100	50	<u>195</u>	45	13	18
12. Schnatterente	100	50	25	42	4	5	7
13. Reiherente	2500	250	50	60	17	12	11
14. Gänseäger	600	150	25	43	-	-	-
15. Kranich	100	50	10	9	49	-	-
16. Bläßralle	5000	500	100	<u>820</u>	134	51	68
17. Kiebitz	3000	1500	750	1600	1200	600	400
18. Bekassine	100	50	25	150	37	250	22
19. Uferschnepfe	750	250	100	<u>350</u>	48	193	24
20. Rotschenkel	500	250	100	24	7	40	12
21. Kampfläufer	200	75	25	65	5	50	12
22. Bruchwasserläufer	50	25	10	<u>34</u>	3	20	5
23. Silbermöwe	-	-	-	2400	1100	200	850
24. Sturmmöwe	-	-	-	130	32	18	31
25. Lachmöwe	-	-	-	1700	750	1100	350
26. Bergpieper	-	-	-	45	14	65	5
Wasservögel				2455	290	339	386
Watvögel (inkl. Kiebitz)				2060	1120	600	409
Watvögel (ohne Kiebitz)				388	98	280	50
Möwen				2810	1350	362	1235

5. Auswirkungen auf den Gesamttraum Brokhuchting

Seit 1989 wird der Bestand brütender und rastender Vögel im Gesamttraum Brokhuchting regelmäßig erfaßt (Handke und Handke 1994). Dabei zeigt sich, daß die Veränderung nach Durchführung der Ausgleichsmaßnahmen, insbesondere der winterlichen Überstauung der Flächen, erheblich war. Von 68–74 Arten im Zeitraum von 1989 bis 1991 stieg die Brutpaarzahl auf 83–85 (1993) Arten im Gesamttraum an. Am Beispiel von Bekassine und Löffelente ist zu erkennen, wie typische Wiesenbrüterarten ihr Brutareal erheblich ausdehnen konnten (Abb. 9a/b und 10a/b).

Auch bei den rastenden Vögeln ist die Zunahme beachtlich (Tab. 12). Dies ist in erster Linie auf das Vorhandensein großer Wasserflächen im Winterhalbjahr zurückzuführen!

6. Bedeutung der überstauten Flächen für das Niedervieland

1993 wurden die Brutvogelbestandsaufnahmen für den ca. 3000 ha großen Bereich Niedervieland/Ochtumniederung/Ochtumsand von 1982 (Eikhorst und Ritzel 1983) und 1986/87 (Handke 1991) wiederholt. Dabei zeigte sich, daß einige Brutvogelarten des Feuchtgrünlandes im Bereich Brokhuchting ihre höchsten Siedlungsdichten erreichen (Knäk- und Löffelente, Uferschnepfe, Rotschenkel, Bekassine, Kiebitz) (siehe auch Abb. 11).

Bei folgenden Arten brütet inzwischen ein Großteil der Gesamtpopulation im Untersuchungsraum Brokhuchting (in Klammern Anteil des Brutbestandes von Brokhuchting am Gesamtbestand): Löffelente (42 %), Knäken (45 %), Uferschnepfe (62 %), Kampfläufer (100 %), Rotschenkel (50 %), Bekassine (41 %), Schafstelze (22 %).

Auch die Ergebnisse der seit 1992 wieder regelmäßig durchgeführten Wasservogelzählung machen die Bedeutung der Überschwemmungsflächen für einige Arten deutlich (Tab. 13). Viele Arten wie Höckerschwan, Bläßgans, Pfeif-, Spieß- und Schnatterente, Bläßralle, Bekassine, Uferschnepfe und Kampfläufer wurden zu mehr als 50 % in den überstauten Ausgleichsflächen

Tab. 12. Veränderungen der Rastbestände einiger ausgewählter Vogelarten im Raum Brokhuchting (inkl. GVZ-Ausgleichsgebiet/Überschwemmungspolder), Grundlage 36 Zählungen/Jahr, Angaben in durchschnittl. Ex./Exkursion, ca. 400 ha Fläche, verändert nach Handke und Hobrecht 1994. Höchstzahlen sind fett gedruckt.

Art	1989	1991	1993
1. Graureiher	16,3	19,3	22,4
2. Höckerschwan	12,3	19,1	27,8
3. Bläßgans	2,4	1,5	12,1
4. Pfeifente	52,4	130,6	369,1
5. Krickente	31,8	88,5	116,1
6. Stockente	197,3	219,1	361,4
7. Löffelente	18,8	22,2	31,5
8. Knäken	2,8	6,0	6,3
9. Reiherente	18,8	41,4	30,2
10. Bläßralle	200,8	277,3	249,5
11. Kiebitz	378,7	497,6	355,0
12. Bekassine	32,5	26,9	98,6
13. Rotschenkel	7,7	12,8	14,1
14. Uferschnepfe	32,3	35,7	30,0
15. Silbermöwe	123,4	224,2	74,9
16. Lachmöwe	299,8	184,9	289,3
17. Bergpieper	0,2	7,5	14,6

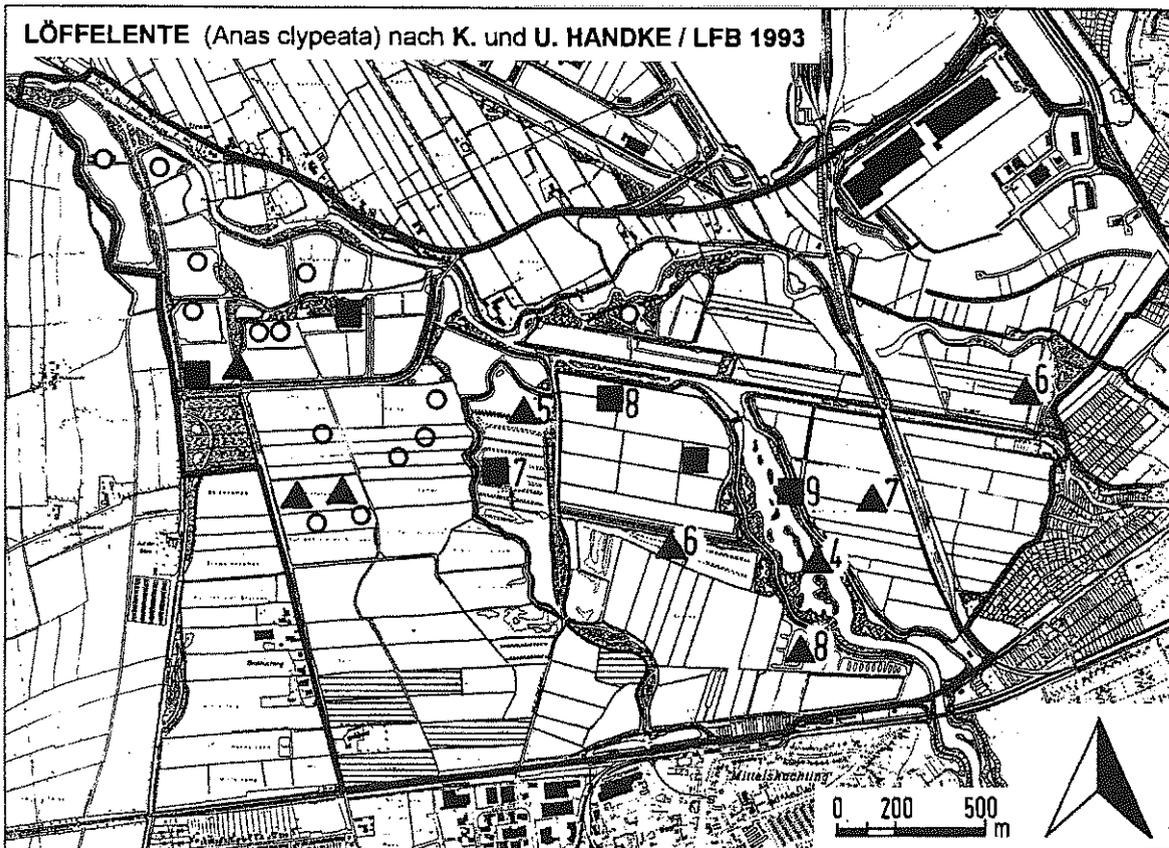
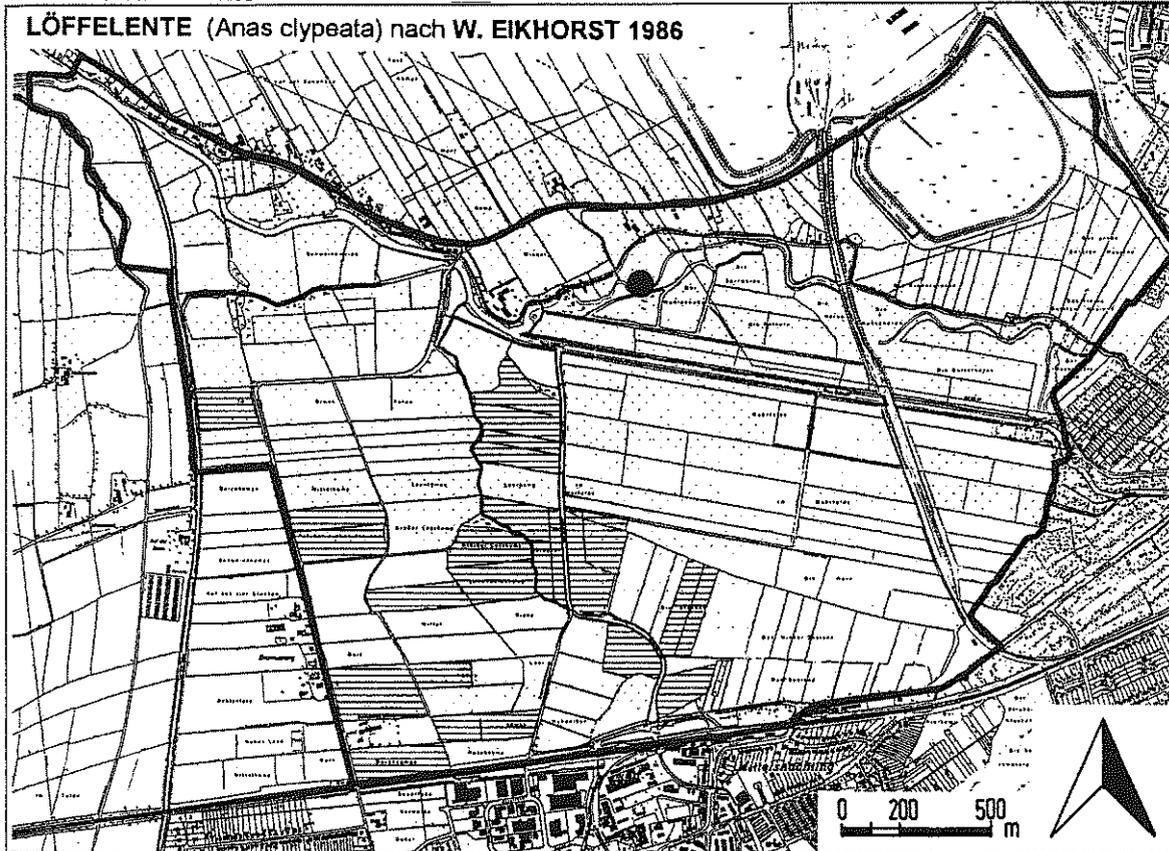


Abb. 9. Brutverbreitung der Löffelente (*Anas clypeata*) im Bereich Brokhuchting 1986 (9a) und 1993 (9b).

Legende: ○ Beobachtung ▲ 4 jungeführendes Paar mit Anzahl der Jungen
● Brutpaar ■ 7 Nest mit Anzahl der Eier

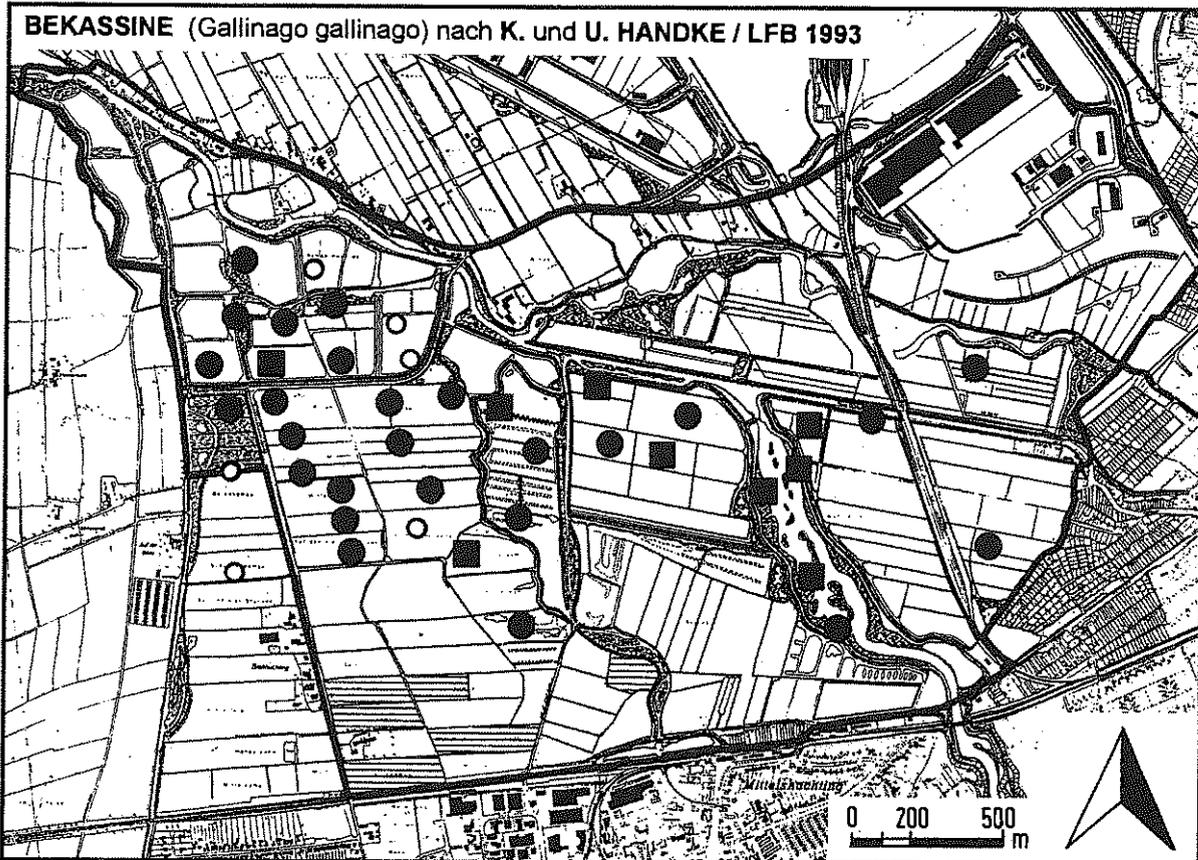
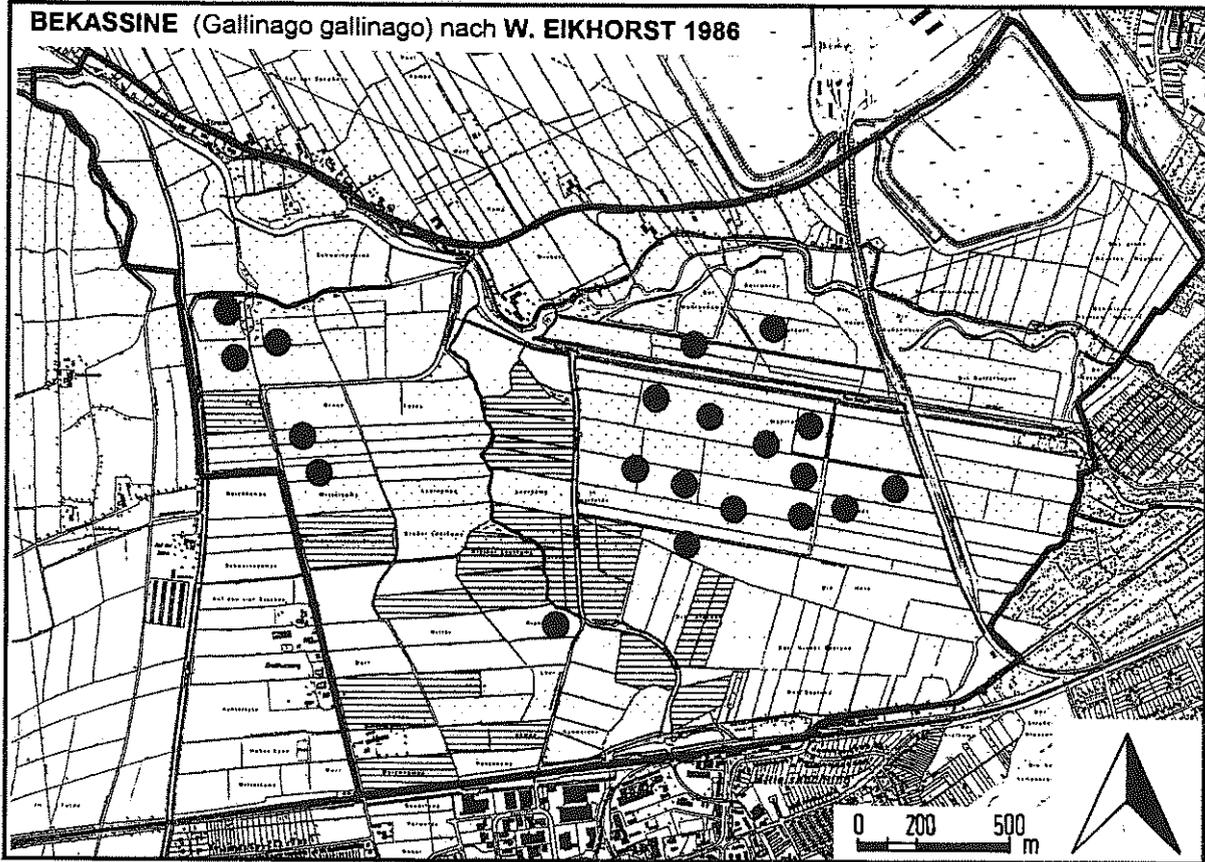


Abb. 10. Brutverbreitung der Bekassine (*Gallinago gallinago*) im Bereich Brokhuchting 1986 (10a) und 1993 (10b).
Legende: ○ Beobachtung ● Brutpaar ■ Nest

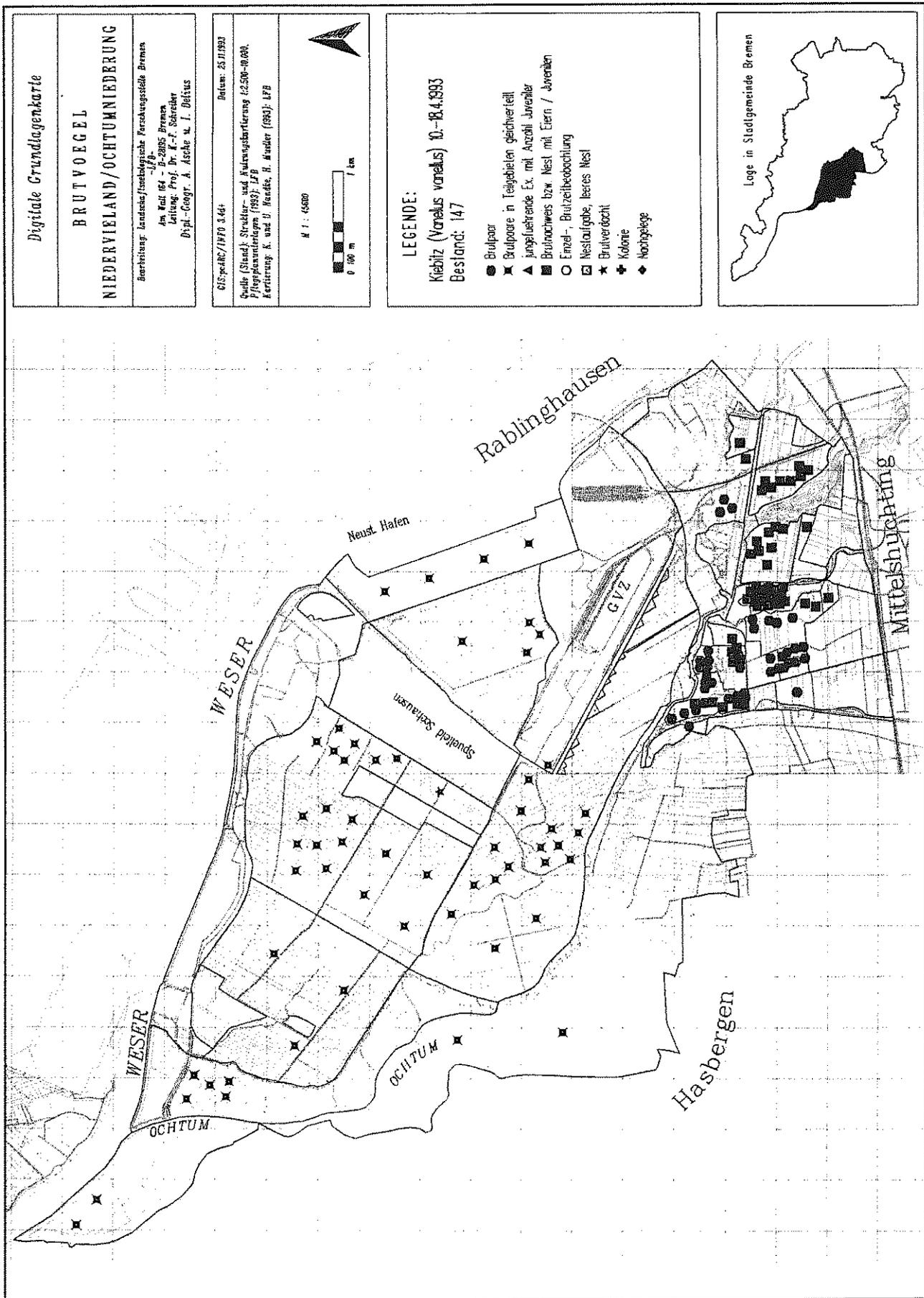


Abb. 11. Brutverbreitung des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) im Niederwieland 1993.

Tab. 13. Durchschnittliche Anzahl ausgewählter Vogelarten, die bei der Internationalen Wasservogelzählung 1992 und 1993 im Gesamttraum Niedervieland ermittelt wurden (bezogen auf 9 Zählungen pro Jahr). Die Ergebnisse im überstauten Raum Brokhuchting sind noch einmal getrennt aufgeführt worden. Arten, deren prozentualer Anteil im Raum Brokhuchting an den Gesamtergebnissen über 50 % lag, sind fett gedruckt.

Art	1992			1993		
	Gesamt	Brok- huchting	%	Gesamt	Brok- huchting	%
1. Haubentaucher	6,3	2,7	42,1	13,9	2,1	15,2
2. Zwergtaucher	7,0	2,1	30,0	25,3	2,8	11,0
3. Kormoran	14,6	3,8	26,0	49,2	3,9	7,9
4. Graureiher	27,6	13,4	48,8	72,0	18,2	25,3
5. Höckerschwan	33,6	19,4	57,9	57,6	35,6	61,8
6. Zwergschwan	3,2	2,4	75,9	7,4	3,6	47,8
7. Bläßgans	4,8	4,8	100,0	20,3	20,3	100,0
8. Brandgans	22,6	4,9	21,7	44,3	5,7	12,8
9. Pfeifente	433,1	431,2	99,6	489,0	433,7	88,7
10. Stockente	489,8	331,8	67,7	779,3	360,8	46,3
11. Krickente	155,7	100,7	64,7	255,9	117,8	46,0
12. Spießente	13,2	13,0	98,3	11,3	9,6	84,3
13. Löffelente	44,6	35,3	79,3	74,7	23,1	31,0
14. Schnatterente	11,6	8,4	83,7	18,0	10,4	58,0
15. Reiherente	82,3	37,1	45,1	132,8	31,7	23,8
16. Tafelente	15,2	7,0	46,0	29,1	2,7	9,2
17. Gänsesäger	16,3	2,0	12,2	53,6	7,0	13,1
18. Bläßbralle	317,6	245,0	77,2	462,9	263,4	56,9
19. Kiebitz	645,1	480,4	74,5	326,2	187,9	57,6
20. Bekassine	47,0	37,9	80,6	106,0	71,1	67,1
21. Uferschnepfe	40,6	34,0	83,8	22,9	17,3	71,0
22. Kampfläufer	6,0	4,9	81,5	9,0	8,1	90,1
23. Lachmöwe	590,0	268,4	45,5	1112,2	390,4	35,1
24. Sturmöwe	52,0	20,4	39,3	166,7	19,4	11,7
25. Silbermöwe	73,4	26,4	36,0	283,0	145,8	51,5
Wasservogel	1671,5	1251,6	74,9	2523,3	1327,0	52,6
Möwen	715,4	315,2	44,1	1561,9	555,7	35,6

nachgewiesen. Für Wasservogel ist der überstaute Bereich der wichtigste Rastplatz im Niedervieland.

7. Diskussion der Ergebnisse und Konsequenzen für den Naturschutz

Erstmalig im Bremer Raum wurde die Überstauung von Grünlandflächen, die vorher nur extrem selten und meist nur kurzfristig überschwert waren, wissenschaftlich begleitet. Nach unseren Untersuchungen stellt diese Maßnahme, die ca. 60 % der Ausgleichsfläche für GVZ, Niedervieland II und Ochstumverlegung betrifft, die entscheidende Veränderung im Ausgleichsraum dar und betrifft die Vegetation (Schreiber 1989, Kundel 1990 und Hellberg und Kundel in diesem Heft) und fast alle Tiergruppen (Handke 1993).

Fast alle untersuchten Tiergruppen (Brut- und Rastvögel, Laufkäfer, verschiedene andere Käferfamilien, Asseln, Schnecken und Regenwürmer) reagierten auf die Ausgleichsmaßnahme „winterliche Überstauung“ mit

erheblichen Veränderungen. Das belegen Vergleiche mit nicht überstauten Grünlandflächen in der Umgebung und mit dem Ausgangszustand der Untersuchungsflächen von 1988 (Handke (1993)).

Das Ausmaß der Veränderungen hängt erwartungsgemäß erheblich von Bodenart, Dauer, Zeitpunkt und Höhe der Überstauung ab. Besonders deutlich werden die Veränderungen in den lang bzw. hoch überstauten Flächen.

Eine Tiergruppe, die sehr schnell von den großen Wasserflächen profitiert hat, sind die Vögel, denen sie als Nahrungsgebiet (z.B. Pfeifente, Uferschnepfe, Bläßbralle), Schlafplatz (Möwen, Kiebitz), Versammlungsplatz (Uferschnepfe) und Brutplatz (Lachmöwe, Bläßbralle) dienen.

Die Bedeutung vernäbter bzw. überstauter Grünlandflächen für die Avifauna wird auch durch eine Vielzahl anderer Untersuchungen belegt (Eikhorst und Seitz 1990, Holzappel et al. 1984, Arbeitsgemeinschaft biologischer Umweltschutz im Kreis Soest 1992, Seitz und Dallmann 1992).

Im Bereich der Überflutungspolder bzw. des GVZ-Ausgleichsraumes werden die höchsten Siedlungsdichten für Kiebitz und Uferschnepfe innerhalb des Niedervielandes registriert (Handke 1993).

Die Zusammensetzung der Brutvogelbestände mit hohen Siedlungsdichten sowie die Kombination aus Wasser- und Watvogelarten findet gegenwärtig keine Entsprechung im Niedervieland, ähnelt aber der des Hollerlandes (Schoppenhorst 1991).

Nicht bestätigt haben sich die Befürchtungen, daß mit dem Rückgang der Regenwürmer auf den überstauten Flächen auch die Nahrungsgrundlage für die Wiesenvögel vernichtet wird (Handke 1990, Schreiber und Leckel-Lopatta 1990). Regenwürmer gelten als wichtige Nahrungsgrundlage, insbesondere für die Uferschnepfe (Glutz von Blotzheim et al. 1977). Untersuchungen außerhalb der überstauten Flächen konnten belegen, daß bis zu 40 % der Regenwurmbiomasse von Watvögeln gefressen wird (Ekschmitt 1991). Trotz der geringen Regenwurmdichten halten sich aber sehr hohe Bestände nahrungssuchender Watvögel auf den lang überstauten Flächen auf und haben dort auch Reproduktionserfolg. Nach dem Schlüpfen der Jungen erfolgt sogar eine Einwanderung der Uferschnepfe in lang überstaute Weiden. Offensichtlich ernähren sich die Watvögel im Ausgleichsgebiet auch von anderen Wirbellosengruppen, die bei Glutz von Blotzheim et al. 1977 aufgeführt sind. Einen Hinweis geben Untersuchungen von Szekely und Bamberger (1992) aus Ungarn. Dort ernährten sich Uferschnepfen auf dem Wegzug überwiegend von bis zu 10 mm langen Zuckmückenlarven, von denen innerhalb von 13 Tagen über 5000 Individuen pro m² erbeutet wurden.

Fänge mit Eklektoren im Rahmen der Begleituntersuchungen für den Niedervieland II-Ausgleichsraum ab 1992 sollten klären, welche Tiergruppen aus den lang überstauten Böden bzw. aus den ständig unter Wasser stehenden Flächen (Blänken, Flachuferbereiche von Gräben) schlüpfen.

Nach den bisher vorliegenden Untersuchungen aus zwei Jahren zeigt sich, daß in den lang überstauten Flächen nicht weniger Nahrungstiere schlüpfen, als in den kurz oder nicht

überstauten Flächen. In den sehr lang überstauten Flächen schlüpfen je m² und Jahr durchschnittlich 9700 (Wiese) bzw. 7467 (Weide) Tiere (1992/93) (Handke und Menke 1995) von über 10 mm Größe. Die quantitativ bedeutendsten Tiergruppen sind Laufkäfer, Spinnen und Zweiflügler. Stellenweise sind auch Schnellkäferlarven (*Agriotes obscurus* und *A. lineatus*) und Nacktschnecken (*Deroceras laeve* und *D. reticulatum*) häufig. Allerdings kommt es auf den extrem lang überstauten Flächen (über 150 Tage) zu einer Abnahme des Trockengewichtes und größerer Tiere (über 10 mm Größe). Dafür nehmen kleine Dipteren sehr stark zu.

Wenn es das Ziel von Ausgleichsmaßnahmen in unserem Naturraum sein soll, Lebensräume für brütende und rastende Vögel zu schaffen (vgl. Seitz und Dallmann 1992), ist die Anhebung der Wasserstände der *Schlüsselfaktor*, um sofort positive Effekte zu erzielen (Zöckler 1994).

Dies zeigen die Erfahrungen aus allen überstauten Flächen im Untersuchungsraum. Besonders wichtig ist die Frühjahrsüberstauung für durchziehende Schwimmenten und für die Ansiedlung von Watvögeln wie Uferschnepfe und Kiebitz. Die schnelle „Annahme“ solcher Flächen zeigt, daß überschwemmtes Grünland in Mitteleuropa sehr selten geworden ist. Das Ziel, in den Ausgleichsgebieten auf Teilflächen Rastplätze für Vögel zu schaffen und positive Effekte auf die Ansiedlung von Wiesenvögeln zu erreichen (Planungsgruppe Grün 1986, Hafenbauamt 1987), wurde mit dieser Maßnahme bereits ab dem ersten Überflutungsjahr erreicht! Auch Erfahrungen aus anderen Wiesenbrütergebieten belegen den positiven Effekt von Wasserflächen auf die Ansiedlung von Wiesenlimikolen (de Jong 1977, Woike 1989, Schoppenhorst 1991, Beckers 1992, Schwöppe und Schwöppe 1992).

Ohne Anhebung der Wasserstände kommt es in vielen Wiesenbrütergebieten zumindest in den letzten Jahren trotz extensiver Bewirtschaftung nicht zu einem Stop der negativen Bestandsentwicklung. Dies zeigen Erfahrungen aus dem Niedervieland, aus den Wümmwiesen (Eikhorst und Mauruschat 1995), aus Schleswig-Holstein (Nehls 1992) und aus Hamburg (Westphal 1993a/b).

Die Förderung rastender Wasservögel hängt nicht allein von dem Vorhandensein überstauter Wasserflächen ab. Bedeutsam sind die Ausdehnung und insbesondere die „Ungestörtheit“ der Flächen. Große Wasservogelansammlungen von regelmäßig über 500 Exemplaren, darunter sehr störanfälligen Arten wie Zwerg- und Singschwan, treten regelmäßig nur im größten Bereich, dem GVZ-Ausgleichsgebiet, auf, in dem Störungen durch Spaziergänger kaum noch festgestellt werden. Die überstauten Grünlandflächen an der Brokhuchtinger Landstraße werden trotz ähnlicher Ausdehnung hingegen von deutlich weniger Wasservogelindividuen aufgesucht – möglicherweise eine Folge der häufig befahrenen Straße, von der diese Flächen nur durch einen niedrigen Deich abgeschirmt sind.

Erfahrungen aus den anderen beiden, viel kleineren Ausgleichsgebieten zeigen, daß sich auch dort größere Wasservogelansammlungen, darunter sogar Kraniche und Gänse, aufhalten können, allerdings nur in Perioden, in denen dort keine Störungen auftreten!

8. Zusammenfassung

Es wird ein Überblick über die Entwicklung der Brut- und Rastvogelbestände in vier Teilgebieten des Niedervielandes gegeben, die regelmäßig im Winter von Mitte November bis April überstaut werden. Die überstauten Flächen haben eine Ausdehnung von 20 bis maximal 50 ha und werden als Grünland genutzt. Die Überstauung wird in einem Teilgebiet seit sechs, in einem seit vier und in den anderen seit zwei Jahren durchgeführt.

Gegenüber dem Ausgangszustand kam es überall zu einem sehr starken Anstieg der Artenzahlen und Vogel-dichten. Insbesondere stiegen die Bestände von Wasser- und Watvögeln sowie Möwen erheblich an. Die Siedlungsdichte der Brutvögel liegt bei 18,3 bis maximal 39,5 BP/10 ha, 9,6 bis 16,4 BP/10 ha entfallen dabei auf gefährdete Arten (u. a. Kiebitz, Uferschnepfe, Rotschenkel, Bekassine, Kampfläufer, Knäk- und Löffelente).

Bei den rastenden Vögeln liegen die durchschnittlichen Individuenzahlen je Exkursion und km² in den Teilflächen zwischen 1424 und 507 Exemplaren. Die häufigsten Arten sind Pfeif- und Stock-

ente, Bläßralle, Lach- und Silbermöwe. Auf den überstauten Flächen werden zeitweise bemerkenswerte Höchstzahlen registriert (max. 3000 Wasservögel, 1650 Pfeifenten, 220 Löffelenten, 60 Höckerschwäne, 44 Singschwäne, 55 Zwergschwäne, 1600 Kiebitze, 2400 Silbermöwen und über 2000 Lachmöwen).

Viele Wiesenvögel erreichen im Bereich der neu angelegten Ausgleichsflächen im Vergleich zum Umland ihre höchsten Siedlungsdichten. Für einige Arten ist das Gebiet das bedeutendste Brutvogelgebiet (z. B. Kiebitz, Uferschnepfe, Löffelente) und der bedeutendste Rastplatz (Pfeifente, Sing- und Zwergschwan, Löffelente, Bekassine) im Niedervieland geworden. Auch die Umgebung der Ausgleichsflächen wird inzwischen stärker besiedelt.

Die Entwicklung in allen Ausgleichsflächen wird getrennt dargestellt und diskutiert. Überall ist der Wasserstand der entscheidende Faktor für die Entwicklung der Vogelbestände. Bedeutsam für die Nutzung der Flächen durch Wasservögel ist neben der Ausdehnung der Wasserflächen aber insbesondere die „Ungestörtheit“.

Summary

A review is given about the development of breeding and resting bird populations in four sections of the "Niedervieland", which are regularly flooded in winter from the middle of November until April. The flooded areas have an extension of 20 to 50 ha maximum and are used as grassland. One area is flooded since 6 years, another since 4 years and all the others since the last two years. Everywhere the number of species and the population density of birds increased very strongly compared with the starting situation. Especially the populations of waterbirds, waders and seagulls increased. The population density of breeding birds is of 18,3 to 39,5 couples per 10 ha and research area maximum. Yet 9,6 to 16,4 couples per 10 ha fall to the endangered species, after all (among others Lapwing, Black-tailed Godwit, Redshank, Common snipe, Ruff, Garganey and Shoveler). The average number of the resting birds range between 1424 and 507 individuals per excursion and km² in the sections. The frequent species are Wigeon, Mallard, Coot, Black-

headed and Herring Gull. On the flooded areas remarkable maximum numbers are temporarily registered (3000 waterbirds, 1650 Wigeons, 220 Shovelers, 60 Mute Swans, 44 Whooper Swans, 55 Bewicks Swans, 1600 Lapwings, 2400 Herring Gulls and more than 2000 Blackheaded Gulls).

Compared with the environs many meadowbirds reach their highest population density in the new established compensation areas. For some species this region in the "Niedervieland" has become the most important breeding area (for example Lapwing, Black-tailed Godwit, Shoveler) and the most important resting place (Wigeon, Whooper and Bewicks Swan, Shoveler, Common Snipe). Also the neighbourhood of the compensation areas are more densely populated meanwhile. The development in all compensation areas is presented and discussed separately. Everywhere the waterlevel ist the decisive factor for the development of the bird populations. Besides the extension of the water surface especially the "undisturbance" is important for the using of these areas by the water birds.

Literatur

- Arbeitsgemeinschaft biologischer Umweltschutz im Kreis Soest*, 1992: Bedeutung von Feuchtwiesen als Rastgebiet für Watvögel. – *Vogelwelt* 113, 122–133.
- Beckers, B.*, 1992: Betreuung von Feuchtwiesenschutzgebieten – Auswirkungen von Biotopgestaltungsmaßnahmen. In: Dachverband biologischer Stationen in NRW: Feuchtwiesenschutz in Deutschland. – Dokumentation d. Tagung in Greven am 16. 11. 91, 31–35.
- Berndt, R., Burdorf, K., Heckenroth, H.*, 1985: Kriterien zur Bewertung von Lebensstätten für Vögel in der Bundesrepublik Deutschland mit besonderer Berücksichtigung des Bundeslandes Niedersachsen. – Informationsdienst Naturschutz Nr. 3, 11 S.
- Blank, H. W., Döscher, W.*, 1990: Ausgleich und Ersatz im Niedervieland. – *Garten und Landschaft* 10/90, 27–32.
- Dahms, G., Großkopf, G.*, 1978: Zum Vorkommen des Zwergschwans im Raum Stade. – *Vogelkd. Ber. Nieders.* 10 (1), 1–21.
- de Jong, H.*, 1977: Experiences with the man-made meadow bird reserve "Kievitslanden" in Flevoland (the Netherlands). – *Biol. Conservation* 12, 13–31.
- Eikhorst, W., Handke, K.*, 1995: Brutvogel-Zönosen des Feuchtgrünlandgürtels um Bremen – Methodik der Erfassung und Vergleich von Teilgebieten. – *Bremer Beitr. Naturkd. Naturschutz* 1(1).
- Eikhorst, W., Mauruschat, I.*, 1995: Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten avifaunistischer Bestandsaufnahmen zur Kontrolle von Managementmaßnahmen am Beispiel des NSG „Borgfelder Wümmewiesen“. – *Schr. R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 43, 201–214.
- Eikhorst, W., Ritzel, L.*, 1983: Erfassung der Fauna und Flora im Land Bremen. – Unveröff. Untersuchungsbericht 1982/83, III. Avifauna.
- Eikhorst, W., Seitz, J.*, 1990: Avifaunistische Kartierung des NSG Borgfelder Wümmewiesen 1989. – Unveröff. Gutachten, 71 S.
- Ekschmitt, C.*, 1991: Abschlußbericht über Begleituntersuchungen zur Wirkung unterschiedlicher Überstauungsintensitäten auf die Bodenfauna von Grünland 1987–1990. – Unveröff. Bericht d. AG „Ökosystemforschung u. Bodenökologie“ für den Senator f. Umweltschutz u. Stadtentwicklung Bremen, 36 S.
- Fallet, M.*, 1962: Über Bodenvögel und ihre terricolen Beutetiere. – *Zool. Anz.* 168, 187–212.
- Garve, E.*, 1977: Die Vögel der Südheide und der Allerniederung, 1. Teil Non-Passeriformes. – *Celler Berichte z. Vogelkd.* 3, 1–336.
- Glutz von Blotzheim, U. N., Bauer, K. M.*, 1982: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 8 (3. Teil). – Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim, U. N., BAUER, K. M., Bezzel, E.*, 1973: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 5: Galliformes und Gruiformes. – Akad. Verlagsges. Frankfurt a. M.
- Hafenbauamt Bremen*, 1987: Pflegeplan für die Ausgleichsflächen Güterverkehrszentrum Bremen Niedervieland, 96 S.
- Handke, K.*, 1990: Auswirkungen von Ausgleichsmaßnahmen auf die Fauna eines Graben-Grünland-Gebietes bei Bremen unter besonderer Berücksichtigung der Vögel. – *Landschaft und Stadt* 22 (4), 144–155.
- Handke, K.*, 1993: Tierökologische Untersuchungen über Auswirkungen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in einem Graben-Grünland-Gebiet der Wesermarsch bei Bremen. – *Arb.ber. Landschaftsökologie Münster* 15, 237 S.
- Handke, K., Eikhorst, W.*, 1995: Ganzjährige Erfassung aller Vogelarten – Möglichkeiten und Grenzen am Beispiel Bremer Grünlandgebiete (Niedervieland/Wümmewiesen). – *Bremer Beitr. Naturkd. Naturschutz* 1 (1).
- Handke, K., Handke, U.*, 1994: Zur Entwicklung einer renaturierten Flußmarschenlandschaft bei Bremen aus zoologischer Sicht (Brokhuchting/Niedervieland). – *Initiativen zum Umweltschutz* 1, 146–163.
- Handke, K., Menke, K.*, 1995: Ergebnisse von Photoelektrountersuchungen auf Grünland- und Brachflächen in der Bremer Flußmarsch (Niedervieland/Brokhuchting) unter besonderer Berücksichtigung überstauter Flächen. – *Bremer Beitr. Naturkd. Naturschutz* 1 (1).
- Handke, U., Hobrecht, K.*, 1994: Ergebnisse der Begleituntersuchungen im Bereich der Ochtumverlegung/nördlicher Abschnitt und Warfeld. – 4. Zwischenbericht. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Hafenamtes Bremen.
- Hellberg, F., Kundel, W.*, 1995: Entwicklung winterlich überfluteter Grünlandvegetation. – *Ber. NNA* (in diesem Heft).
- Holzappel, C., Hüppop, O., Mulow, R.*, 1984: Die Vogelwelt von Hamburg und Umgebung. Bd. 1, Hamburg, 304 S.
- Hötger, H., Kölsch, G.*, 1993: Die Vogelwelt des Beltringharder Kooges. – *Corax* 15 (SH), 145 S.
- Hurter, H. U.*, 1972: Nahrung und Ernährungsweise des Bläbhuhns *Fulica atra* am Sempacher See. – *Orn. Beob.* 69: 125–149.
- Lange, G.*, 1968: Über Nahrung, Nahrungsaufnahme und Verdauungstrakt mitteleuropäischer Limikolen. – *Beitr. Vogelkd.* 13/4/5, 225–329.
- Ludwig, J., Belting, H., Helbig, A. J.*, 1986: Die Bedeutung der Dümmer-niederung (Niedersachsen) als Rast- und Brutgebiet für Vögel unter be-

- sonderer Berücksichtigung der Wasservögel. – Natur u. Landschaft 61 (11), 433–438.
- Nehls, G., 1992: 10 Jahre Wiesenvogelschutz in Schleswig-Holstein – eine Bilanz. in: Dachverband biologischer Stationen NRW: Feuchtwiesenschutz in Deutschland. – Dokumentation d. Tagung in Greven am 16. 11. 91, 5–9.
- Planungsgruppe Grün, 1986: Landschaftspflegerischer Begleitplan Ochtumniederung Brokhuchting-Strom. Anlage 12.1, Umgestaltung der Be- und Entwässerung im Bereich des Güterverkehrszentrums Bremen-Niedervieland. Bremen.
- Rutschke, E., 1989: Die Wildenten Europas. Berlin.
- Schmidt, G. A. J., 1965: Der Zwerg- oder Tundraschwan *Cygnus bewicki*, in Schleswig-Holstein und Hamburg. – Corax 1, 10–38.
- Schoppenhorst, A., 1991: Studien zur Populationsökologie und zur Reproduktion ausgewählter Wiesenvogelarten im Bremer Gebiet. – Gutachten im Auftrag des Senators f. Umweltschutz und Stadtentwicklung Bremen, 169 S.
- Schreiber, K.-F., Lecke-Lopatta, T., 1990: Praktische Anwendung der Eingriffs-Ausgleichsregelung aus landschaftsökologischer Sicht. – Landschaft u. Stadt 22 (4), 121–129.
- Schreiber, K.-F., 1989: Landschaftsökologie und Bodenkunde – Herausforderung durch Naturschutz und Landschaftspflege. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 59 (1), 73–90.
- Schuster, S., 1976: Die monatlichen Wasservogelzählungen am Bodensee 1961/62 bis 1974/75. 2. Teil: Schwäne und Gründelenten. – Orn. Beob. 73, 49–65.
- Schwöppe, W. u. M., 1992: Die Entwicklung der Weidevogelbrutbestände im Kreis Borken. – LÖLF-Mitt. 17 (3), 32–35.
- Seitz, J., Dallmann, K., 1992: Avifauna Bremen, 535 S.
- Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung Bremen, 1991: Landschaftsprogramm Bremen.
- Szekely, T., Bamberger, Z., 1992: Predation of waders (Charadrii) on prey populations: an enclosure experiment. – J. Anim. Ecol. 61 (2), 447–456.
- Westphal, U., 1993a: Eindeichung als ökologische Katastrophe: Der Sommervogelbestand im Grünlandbereich der Wedeler Marsch in den Jahren 1987 bis 1989. – Hamb. avifaun. Ber. 24, 37–94.
- Westphal, U., 1993b: Zur Bestandsentwicklung der Wiesenvögel in der „Unteren Seeeneriederung“ von 1978 bis 1990. – hab. 24, 95–116.
- Woike, M., 1989: Bestandsentwicklung in den Feuchtwiesen Nordrhein-Westfalens – erste Tendenzen. – LÖLF-Mitt. 4/89, 18–37.
- Zöckler, C., 1994: Erfolgskontrolle im Naturschutzprojekt Borgfelder Wümmwiesen. – Schr. R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 40, 209–217.

Anschrift des Verfassers

Dr. Klaus Handke
Landschaftsökologische Forschungsstelle Bremen (LFB)
im Auftrag des Senators für Umweltschutz und Stadtentwicklung Bremen
Am Wall 164
28195 Bremen

Anpassungen der Wirbellosenfauna an Überschwemmungen und erhöhte Wasserstände

von Jörn Hildebrandt

1. Bedeutung von Wasser und Überflutung für Wirbellose

1.1 Der Wasserhaushalt als bestimmender Ökofaktor für die Lebensraumpräferenz

Unter den terrestrischen Wirbellosen haben sich viele Taxa von ihrem Ursprungselement Wasser so weit unabhängig gemacht, daß sie auch extrem trockene Lebensräume wie Wüsten besiedeln können. Wasser bleibt dennoch für jeden Organismus eine physiologische Notwendigkeit. Wenn wir die Auswirkungen von Überschwemmungen

und erhöhten Wasserständen verstehen wollen, müssen wir uns darüber im klaren sein, daß der Wasserhaushalt eines Tieres ein entscheidendes Regulativ für das ökologische Verhalten und damit die Reaktionen auf Lebensraumveränderungen darstellt. Jede Art muß in der Lage sein, den Wasserhaushalt gemäß den Außenfaktoren, die auf sie wirken, regulieren zu können. Die ökologische Verbreitung einer Art ist deshalb vielfach eine Funktion ihrer optimalen Transpiration (Schmidt 1961), Vorkommen und Verbreitung von Wirbellosen in Raum und Zeit sind deshalb von den jeweiligen Wasserständen und

der Überflutungsdynamik in ihrem Lebensraum geprägt. Die hydrologischen Verhältnisse lassen dabei nur ganz bestimmte Artenkombinationen zu und sind im Feuchtgrünland gleichzeitig die entscheidenden Steuergrößen für eine landwirtschaftliche Nutzung und die Ausprägung bestimmter Pflanzengesellschaften.

In dieser Arbeit werden zunächst die ökologische Bedeutung von Überflutungen und einige Anpassungsleistungen von Wirbellosen an Überschwemmungseignisse dargestellt, schwerpunktmäßig anhand auf der Bodenoberfläche lebender (= epigäischer) Arthropoden am Beispiel der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). Das Fallbeispiel Fischerhuder Wümmwiesen (s. Andretzke 1994) erörtert die Auswirkungen von Überflutungen und Grünland-Nutzung auf Laufkäfer detailliert.

1.2 Überflutungsereignisse und deren Bedeutung für Arthropoden

Dort, wo Wasser- und Landlebensräume aufeinanderstoßen und sich gegenseitig durchdringen können, sind terrestrische Arten, die diese Grenzbe- reiche besiedeln, einer plötzlichen Kon- frontation mit wechselnden Wasser- ständen immer wieder ausgesetzt. Großräumige Wechsel zwischen aquati- schen und terrestrischen Bedingungen finden sich insbesondere an Küsten und Fließgewässern, wo es im Jahresverlauf immer wieder zu Schwankungen in der Ausprägung von nassen und trockenen Phasen kommt. Dies geschieht an der Meeresküste durch den Tidenhub, im Bereich der Flüsse durch die Schwan- kungen des Fließgewässers, v.a. in Ab- hängigkeit von den jeweiligen Nieder- schlagsmengen.

Unter diesen dynamischen Bedin- gungen kann das Wasser für terrestri- sche Arthropoden zu einem potentiellen Mortalitätsfaktor werden, in dem es z. B.

- ihren Körper vom Lebenselixier Luft abschließen kann und zu Atmungspro- blemen führt,
- lebensbedrohliche Quellungs- erscheinungen hervorrufen kann,
- kleinere Organismen aus ihren Le- bensstätten fortzureißen droht.

Sind also Überflutungsereignisse für Tiere Katastrophen? Vernichten sie nicht milliardenfach Leben, indem der Wechsel zwischen limnischen und terre- strischen Bedingungen in der Natur zu massenhaften Dezimierungserschei- nungen führt?

Vielfach belegt ist die hohe Zahl von Tierarten, die sich an die hochdynamischen Prozesse in Überflutungsberei- chen angepaßt haben. Küstenlebens- räume an Nord- und Ostsee weisen hochspezifische Artengarnituren unter den Wirbellosen auf (Heydemann 1973), ebenso haben Bestandserhebun- gen an Tieren in naturnahen Auwald-Ö- kosystemen gezeigt, daß es sich um die bei weitem artenreichsten Lebens- räume in Mitteleuropa handelt. Der größte Teil der heimischen Vogel-, Schmetterlings-, Schnecken- und Cara- bidenarten sind in großräumigen, von Wasserstandsschwankungen gepräg- ten Auwäldern verbreitet, wie Arbeiten aus dem Oberrhein belegen (LA Um- weltenschutz 1978).

Für die Vielfältigkeit der Fauna ist das hochdynamische Wasserregime ei- ner naturnahen Aue verantwortlich: in einem natürlichen Flußlauf bilden sich immer wieder Umfließungsrinnen ne- ben dem Hauptwasserkörper (sog. Alt- und Nebenarme), die mit unterschiedli- cher Geschwindigkeit austrocknen und verlanden, aber auch periodisch über- schwemmt werden können. Es treten, v.a. in Abhängigkeit von den Nieder- schlägen, immer wieder Wasserstands- schwankungen auf, und die Zeiträume, in denen Überflutungsflächen vorhan- den sind, währen unterschiedlich lang, in Abhängigkeit v.a. von der Gelände- gestalt.

In einer breiten Flußaue bilden sich durch die Fließgewässerdynamik im- mer neue Relieferungen aus, in denen das Wasser unterschiedlich lange steht. Ebenso erfolgt der Abfluß der Überflu- tungen meist relativ langsam über eine große Fläche verteilt.

Diese Hydrodynamik und struktu- relle Vielfalt setzt die Fauna einerseits erheblichen Anforderungen an „Flexi- bilität“ aus, zugleich wird durch die zeitliche und räumliche Dynamik un- terschiedlicher Lebensraumtypen, wie Kies- und Sandbänke oder Verlan- dungsgesellschaften, ein buntes und schnell wechselndes Mosaik von Habi- taten für Arten geschaffen, die jeweils ganz bestimmte Biotopausprägungen besiedeln (Gerken 1988). Viele dieser Lebensraumelemente finden sich z. B. im Feuchtgrünland wieder, wenn dieses einer Überschwemmung unterliegt, und bilden quasi die „Quellstrukturen“ für Arten der Sekundärlebensräume.

Deshalb stammt das Arteninventar von feuchtem Grünland im wesentli- chen aus den entsprechenden Verlan- dungszonen einer Aue (s. Hildebrandt 1995). Die Ähnlichkeit zwischen der Li- torea (d. h. der Lebewelt von Uferle- bensräumen) und der Anthropogea (der Organismengemeinschaft der Kulturlandschaft) ist schon vielfach festgestellt worden (z. B. Tischler 1952, Krause 1956) und für die Wirbellosen- fauna durch zahlreiche ökologische Un- tersuchungen belegt (Lindroth 1945, Krogerus 1948, Krause 1974, Spence 1979, Uetz et al. 1979).

Einige Adaptationen an hohe Was- serstände bzw. Überflutungen von Ar- thropoden werden im folgenden dar- gestellt.

2. Anpassungen von Insekten an hohe Wasserstände und Überflutungen: Untersuchungen aus Auwäldern, Ufergürteln, Salzwiesen

2.1 Hohe Wasserstände

Vielfach bezieht sich eine enge Bindung an feuchte bzw. nasse Verhältnisse un- ter den Wirbellosen auf ihre physiologi- sche Empfindlichkeit gegenüber Aus- trocknung, wie oben angesprochen: so sind Eier, Larven oder auch Imagines nur in geringem Maße austrocknungsresi- stent, bzw. eine erfolgreiche Entwick- lung der Embryonen kann nur bei un- mittelbarem Kontakt mit Wasser er- folgen. Dies führt zu der ökologisch sehr unscharfen Einstufung von Arten als „hygrophil“, ein Terminus, der ei- gentlich in jedem Einzelfall durch La- bortests belegt werden müßte. Diese Bindung an hohe Luft- oder Boden- feuchte führt dazu, daß sich z. B. die On- togenesestadien vieler Arten nur in nas- sem Boden oder Schlamm entwickeln können, wie innerhalb vieler sapro- und zoophager Taxa, z. B. bei Langbein- oder Schwebfliegenarten (Diptera: Do- lichopodidae, Syrphidae).

Bei vielen Arten haben auch die Ima- gines nur eine geringe Austrocknungs- resistenz und meiden zu trockene Flä- chen bzw. kompensieren ihre Transpi- rationsverluste, indem sie sich in hö- herwüchsigen, dichten Vegetations- strukturen mit höherer Luft- und Bo- denfeuchte aufhalten, wie bei vielen Käfer-, Spinnen- oder Heuschreckenar- ten. Eine oft nur indirekte Bindung an Standorte hoher Feuchte liegt bei vie- len phytophagen Insekten vor, die auf Pflanzenarten spezialisiert sind, die nur in feuchten Bereichen wachsen, oder bei parasitischen Wirbellosen, die sich nur in hygrophilen Wirtsarten entwic- keln können.

2.2 Überflutungen

Die Anpassungsleistungen an das Le- ben in Überflutungsflächen sind beson- ders gut bei Laufkäfern (Carabidae) er- forscht, über die Studien v.a. aus Auwä- ldern (Tietze 1966, Gerken 1981, Siepe 1989, Zulka 1994), Flußufern (Andersen 1968, Boneß 1975) und Salzwiesen (Heydemann 1968, Treherne und Foster 1977) durchgeführt wurden. Sie sollen

hier als Modellbeispiel für andere Arthropoden dienen.

Hinsichtlich der Anpassung an Überflutungen beziehen sich die Anpassungsleistungen im wesentlichen auf drei Faktorenkomplexe.

■ Mobilität

Hohe Beweglichkeit im Lebensraum kann durch die Fähigkeit zum Fliegen, Schwimmen, Tauchen und Laufen erreicht werden:

1. Gute Flugtüchtigkeit: Arten können bei herandringendem Wasser in überflutungsfreie Areale ausweichen, wie benachbarte Schilfflächen oder Wälder, die optische Orientierung erfolgt dabei v.a. an vertikalen Strukturen (Bathon 1973, Gerken 1981, Zulka 1991). Die Tiere sind also Habitatwechsler, die bei Abzug des Wassers auch wieder in die trockenfallenden Flächen zurückwandern können.

2. Kleinmigrationen entlang der Uferlinie: Uferzonenbesiedler sind meist sehr mobile Tiere, die mit den schwankenden Wasserständen parallel zu den sich verlagernden Feuchtezonen wandern (s. Krogerus 1948). Auch hierbei spiegelt sich die oben erwähnte Einpendelung eines optimalen Wasserhaushalts im Verbreitungsmuster der Art wider.

3. Gute Schwimmfähigkeit: da alle Arthropoden „leicht wie Korke“ sind, bleiben sie auf der Wasseroberfläche treibend. Viele gut schwimmfähige Arten benutzen ihre Extremitäten als Ruderbeine und orientieren sich beim Schwimmen an vertikalen Strukturen, auf die sie zuschwimmen und die ihnen Schutz vor dem Wasser gewährleisten, indem sie sich an Halmen etc. festhalten können. Große Bedeutung hat in diesem Zusammenhang die Anwesenheit von Flutgenist, an das sich die Tiere reflexartig anklammern. Nach Untersuchungen Siepes (1989) in Rheinauen wurden im Wasser treibende Halme, Zweige und Stämme von 41 Carabiden-Arten als Hochwasserrefugium genutzt. Die Bedingungen für die Entstehung solcher schwimmenden Inseln finden sich übrigens fast nur in naturnahen Auen!

4. Fähigkeit zum Tauchen: viele Arten sind wieder zu einer amphibischen Lebensweise zurückgekehrt und jagen unter Wasser, wie *Carabus clathratus* unter den heimischen Laufkäfern.

5. Fähigkeit zum Stehen oder Laufen auf dem Wasser: durch unbenetzbare Tarsen sind viele Arten in der Lage, die Oberflächenspannung des Wassers auszunutzen und auf dem Wasser Beute zu jagen, z. B. unter den Kurzflügelkäfern (Staphylinidae), Arten der Gattung *Paederus*, unter den Langbeinfliegen (Dolichopodidae) *Hydrophorus oceanus*.

Insekten sind in ihren Mobilitätsreaktionen oft wesentlich weniger starr, als wir es erwarten könnten, und zeigen zwischen Tauchen, Schwimmen und Fliegen oft eine erhebliche Plastizität, was zu einer Art Risikostreuung in ihrem sich schnell und unberechenbar verändernden Lebensraum führt (Siepe 1989).

■ Submersionstoleranz

Überflutungs-(= Submersion-)toleranz ergibt sich durch morphologische und zugleich physiologische Anpassungen:

1. Ausstattung mit morphologischen Sonderbildungen, wie einer physikalischen Kieme bei vielen Käfern (einer Luftblase, die unter den Flügeldecken einen Sauerstoffaustausch auch unter Wasser garantiert) oder Atemrohren bei Fliegenlarven.

2. Hohe Überflutungstoleranz: viele Carabiden-Arten können lange unter Wasser verbleiben, ohne daß sie dabei erkennbare Schäden zeigen, z. B. > als 70 Tage bei *Agonum fuliginosum* (Zulka, mdl. 1993), > als 40 Tage bei *Bembidion dentellum* (Zulka 1989).

■ Phänologische und reproduktionsbiologische Anpassungen

Wirbellose in Überflutungsbereichen haben sich auch in ihrem Entwicklungsrhythmus auf die Zeiträume eingestellt, in denen das Wasser großräumig Flächen überspült:

Nach Untersuchungen von Tamm (1986) sind diejenigen Arten, die eine längere winterliche Überflutung überstehen, v.a. Eiüberwinterer, deren Eidormanz (Verharren im Eistadium) durch eine höhere Schlupftemperatur gewährleistet wird. Sie verharren solange als Ei, bis es im späten Frühjahr zu höheren Temperaturen kommt. Dies ist zugleich der Zeitraum, in dem die Überflutung in der Regel vorbei ist. Es kommt dann vielfach zum Massenschlupf dieser Arten. Experimentell wurde dies an der Collembolenart *Isoptoma viridis* untersucht, die erst bei ei-

ner Temperatur von 15°C schlüpft, während flutfrei lebende Arten schon bei 10°C schlüpften. Sollte die Temperatur schon vor Abzug des Wassers erreicht werden, so bietet den geschlüpften Tieren ihre oben geschilderte Submersionstoleranz einen gewissen Schutz. Bei den für den Eischlupf benötigten Temperaturen kommt es vielfach zum Massenschlupf dieser Arten. Im Frühjahr kann es dann zu massiven Einwanderungsbewegungen von Predatoren in Flächen kommen, in denen für diese ein großes Nahrungsangebot herrscht. Zur Schlupfzeit ist die Collembolen-Art ein wichtiges Beutetier für epigäische Räuber, wie Laufkäfer der Gattungen *Agonum* und *Bembidion* und Springwanzen der Gattung *Salda*, die die Populationen regelrecht „abweiden“ (Tamm 1986).

3. Allgemeine Charakterisierung der Wirbellosen-Zoozönose von Überflutungsräumen

Es gibt, wie gezeigt wurde, hochgradig an Überflutungen adaptierte Arten, die in Überflutungsräumen ihren Lebensraumschwerpunkt haben. Dabei handelt es sich meist um ausgesprochene „Pionierarten“, die schnell auf wechselnde Habitatbedingungen reagieren, indem sie den Lebensraum schnell verlassen und auch neu besiedeln können. Neben guter Flugtüchtigkeit, wie bei vielen Insektenarten, spielt bei Spinnen auch die Verbreitung durch Luftfäden für eine schnelle Neubesiedlung eine Rolle („Aeronauten“), z. B. bei den Linyphiiden *Erigone atra* und *E. dentipalpis* (Maelfait et al. 1986). Viele Arten sind also sogenannte Zonenwechsler, wobei eine Abwanderung der Arten bei Überflutung meist spontan erfolgt. Zu solchen Arten gehören etwa *Platynus ruficornis* oder die drei *Agonum*-Arten *A. mülleri*, *A. moestum* und *A. micans* (Siepe 1989).

Während der Winterüberflutung verharrt ein Großteil der Tiere als Larven in temperaturgesteuerter Quieszenz, wobei als sicher gelten kann, daß die Populationen submers überleben. Eine ähnliche Trennung in eine Überflutungstolerante Zoozönose, die erhebliche Horizontalmigrationen durchführt, und eine lokal strikt begrenzte Artengemeinschaft in überflutungsfreien Flächen stellte auch Fritz (1982) an

Dipteren entlang eines Überflutungsgradienten fest.

Arten, die sich tagsüber in der Nähe der Wasserflächen aufhalten, sind hier einer Sonneneinstrahlung oft ganz besonders ausgesetzt, da viele Bereiche vegetationsfrei sind. Sie kompensieren ihre hohen Verdunstungsraten durch häufiges Trinken, wie z. B. Laufkäfer der Gattung *Elaphrus* (Bauer und Bath 1976). Vielfach sind die Arten auch mit stark glänzenden Körperoberflächen ausgestattet, was möglicherweise zu einer guten Wärmereflektion führt (Franz 1931).

Auf die Anpassungen anderer Tiergruppen, wie v. a. Phytophagen, kann hier nicht näher eingegangen werden. Ihre Bindung an Pflanzenbestände ist bei vielen Spezialisten der Vegetation von Uferbewuchs mit ihrem Auftreten in sehr nassen bzw. häufig überschwemmten Biotopen gekoppelt. Uferpflanzen, die meist landwirtschaftlich ungenutzt bleiben, übernehmen für viele Zoophage auch wichtige Funktionen als Überwinterungshabitate in Form von hohlen Halmen wie beim Schilf. Anpassungsleistungen an Überflutung sind auch bei phytophagen Insekten beobachtet worden, wie z. B. bei vielen Tagfaltern, deren Raupen längere Zeit untergetaucht überleben können (Carter und Hargreaves 1987).

4. Ausblick

Obwohl über die Anpassungsleistungen einiger Arten hinsichtlich Überflutungen einiges bekannt ist, fehlt für einen Großteil der in überschwemmten Bereichen auftretenden Arten noch die Kenntnis über ihre Reaktion auf Überflutung.

Angesichts der Schutzwürdigkeit dieser hochdynamischen Lebensräume an Küsten und Fließgewässern besteht ein erheblicher Bedarf seitens der Naturschutzforschung, der sich noch erhöht, da es angesichts möglicher großklimatischer Veränderungen in den nächsten Jahrzehnten zu räumlichen Einengungen bzw. Verlagerungen von durch Überschwemmungen geprägten Flächen kommen kann. Um diese zu erwartenden Prozesse beurteilen zu können, ist eine Erforschung der Anpassungsleistungen der von diesen Veränderungen betroffenen Tierarten außerordentlich wichtig.

5. Literatur

- Andersen, J., 1968: The effect of inundation and choice of hibernation sites of coleoptera living on river banks. – Norsk. Ent. Tidsskr. 15, 115–133.
- Andretzke, H., 1994: Überschwemmungen und Nutzungsintensität als Faktoren für die Verteilung von Laufkäfern (Carabidae) in einer norddeutschen Flußniederung. – Diplomarbeit Universität Bremen, 142 pp.
- Bathon, H., 1973: Über das Formensehen bei der Verbergeorientierung der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). Untersuchungen an *Carabus problematicus* Thoms., *Agonum assimile* Payk., *Abax ater* Vill. und *Bembidion litorale* Oliv. – Z. Tierpsychol. 32, 337–352.
- Bauer, T., Bath, M., 1976: Zur etho-ökologischen Differenzierung und Nischenbildung der Raschkäfer-Arten *Elaphrus riparius*, *E. aureus* und *E. ulrichi* (Coleoptera: Carabidae). – Entom. Germ. 2, 209–216.
- Boneß, M., 1975: Arthropoden im Hochwassergerüst von Flüssen. – Bonn. zool. Beitr. 26 (4), 383–401.
- Carter, D. J., Hargreaves, B., 1987: Raupen und Schmetterlinge Europas und ihre Futterpflanzen. – Parey, Hamburg, Berlin.
- Franz, H., 1931: Über die Bedeutung des Mikroklimas für die Faunenzusammensetzung auf kleinstem Raum. – Z. Morph. Ökol. Tiere 22, 587–62B.
- Fritz, H.-G., 1983: Strukturanalyse der Diptera / Nematocera (Mücken) in ephemeren Lebensräumen des nördlichen Oberrheingebietes. – Verh. Ges. Ökol. (Mainz), 307–311.
- Gerken, B., 1981: Zum Einfluß periodischer Überflutungen auf bodenlebende Coleopteren in Auwäldern am südlichen Oberrhein. – Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 3, 130–134.
- Gerken, B., 1989: Auen – verborgene Lebensadern der Natur. – Rombach, Freiburg, 132 pp.
- Heydemann, B., 1968: Das Freiland- und Laborexperiment zur Ökologie der Grenze Land-See. – Verh. dtsch. zool. Ges. 1967, 256–309.
- Hildebrandt, J., 1995: Entomofauna und Feuchtgrünlandbewertung. – Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 9 (1), 79–84.

Krause, W., 1956: Über die Herkunft der Unkräuter. – Natur und Volk 86, 109–119.

Krause, W., 1974: Das Taubergießengebiet, Beispiel jüngster Standortsgeschichte in der Oberrheinaue. – In: Landesstelle für Natursch. u. Landschaftspf. Baden-Württemberg (Hrsg.): Das Taubergießengebiet, eine Rheinauenlandschaft: 147–172.

Krogerus, H., 1948: Ökologische Untersuchungen über Uferinsekten. – Acta Zool. Fenn. 53, 1–157.

Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), 1978: Der Rußheimer Altrhein, eine nordbadische Auenlandschaft. – Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 10, 269–363.

Lehmann, H., 1965: Ökologische Untersuchungen über die Carabidenfauna des Rheinuferes in der Umgebung von Köln. – Z. Morph. Ökol. Tiere 55, 597–630.

Lindroth, C. H., 1945: Die Fennoscandischen Carabidae. – I. Spezieller Teil. – Göteborgs Kungl. Vetenskaps Vitt. Berh. 710 pp.

Maelfait, J.-P., Desender, K., Baert, L., 1986: On the evolutionary origin of ecological differences between congeneric spider species. – Ann. Soc. roy. zool. Belgique 116, 102–103.

Schmidt, G. H., 1961: Wasserhaushalt und Insektenleben. – Naturwiss. Rdsch. 14, 420–427.

Siepe, A., 1989: Untersuchungen zur Besiedlung einer Auen-Catena am südlichen Oberrhein durch Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) unter besonderer Berücksichtigung des Flutgeschehens. – Diss. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Breisgau.

Spence, J. R., 1979: Riparian Carabid guilds – a spontaneous question generator. – In: Erwin, T. L. et al. (eds.): Carabid beetles, their evolution, natural history and classification, Junk, The Hague: 525–537.

Tamm, J. C., 1984: Surviving long submergence in the egg stage. A successful strategy of terrestrial arthropods living on floodplains. – Oecologia 3, 417–419.

Tamm, J. C., 1986: Eine Überlebensstrategie terrestrischer Kleinarthropoden in Überschwemmungsgebieten und einige Konsequenzen für die

- Funktion semiterrestrischer Ufer-
ökosysteme. – Verh. Dt. Zool. Ges.
79, 32.
- Tietze, F., 1966: Zur Laufkäferfauna der
Rabeninsel bei Halle (Saale) (Col.:
Carabidae). – *Hercynia* N. F. 3,
387–399.
- Tischler, W., 1952: Biozönotische Unter-
suchungen an Ruderalstellen. – *Biol.*
Jahrb. (Syst.) 81, 122–174.
- Treherne, J. E., Foster, W. A., 1977: Diel
activity of an intertidal beetle,
Dicheirotrichus gustavii Crotch. – *J.*
Anim. Ecol. 46, 127–138.
- Uetz, G. W., van der Laan, K. L., Sum-
mers, G. F., Gibson, P. A., Getz, L. L.,
1979: The effects of flooding on
floodplain arthropod distribution,
abundance and community struc-
ture. – *Am Midl. Nat.* 101, 286–299.
- Zulka, K. P., 1989: Einfluß der Hochwas-
ser auf die epigäische Arthropoden-
fauna im Überschwemmungsbe-
reich der March (Niederösterreich).
– *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.* 7
(1), 74–75.

Anschrift des Verfassers

Dr. Jörn Hildebrandt
Universität Bremen
Fachbereich 2 (Biologie/Chemie)
Institut für Ökologie und Evolutions-
biologie
Am Fallturm 11
28334 Bremen

Restoration of eutrophicated fen ecosystems; external and internal nutrient sources and restoration strategies¹

by Willem Koerselman and Jos T. A. Verhoeven

Summary

Eutrophication of fens can be attributed to (i) increased external inputs of nutrients ('external eutrophication') and/or (ii) acceleration of nutrient cycling within the fen soil associated with a change of environmental conditions ('internal eutrophication'). The processes responsible for eutrophication are reviewed, with special attention to N and P dynamics of fens in Western Europe.

Although external eutrophication has often been held almost entirely responsible for eutrophication, internal eutrophication can be very important as well. Internal eutrophication can be attributed to water quality (high sulphate content) and drainage.

When reduction of the trophic status of fens is decided, the availability of the nutrient that limits plant growth should be addressed first, but the ultimate aim should be to establish co-limitation of plant growth.

Management options to reduce the availability of nutrients are discussed in the context of hydrologic management strategies for the conservation of fens. It is discussed that reducing P availability requires different measures from reducing N availability.

Introduction

Eutrophication is one of the most important disturbances to fens and its detrimental effects on the vegetation have been frequently reported. The nutrient availability in fens is determined by external nutrient inputs and by soil biogeochemical processes (mineralization, chemisorption of P).

Eutrophication of fens can thus be attributed to (i) increased external inputs of nutrients ('external eutrophication') and/or (ii) acceleration of nutrient cycling within the wetland soil associated with a change of environmental conditions ('internal eutrophication').

It is important to distinguish between internal and external causes of eutrophication, as strategies towards conservation or restoration of nutrient-poor fen ecosystems can only be successful if the processes responsible for eutrophication are understood.

In this review we examine the ways in which major plant nutrients (nitrogen and phosphorus) are made available to the fen vegetation, with special attention to eutrophication processes. The review then discusses restoration strategies, aimed at reducing the trophic status of fens. Most of the data discussed in this paper are derived from re-

search in Western Europe, particularly in The Netherlands, where eutrophication of fen ecosystems has been thoroughly investigated.

External eutrophication

External nutrient sources in relation to the position of the fen in the landscape

External eutrophication of fens is due to (i) atmospheric N deposition and (ii) eutrophication of groundwater, river water and surface water.

Atmospheric N deposition has increased considerably over the last decades, due to industrial emissions and the volatilization of ammonia from livestock wastes. Background deposition averages 5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Erismann 1990). In most Western European countries, total N deposition is 4–10 times background deposition values. Two-thirds of total N deposition occurs as dry deposition (Erismann and Heij 1991).

Background P deposition approximates to 0.05 kg P ha⁻¹ a⁻¹ (Stuyfzand 1993). There is no evidence that P deposition has increased over the last decades.

Fens receive additional water inputs by groundwater, surface water or river water. The relative quantities of these inputs strongly depend on the landscape ecological setting of the fen (Fig. 1). Discharge fens receive groundwater

1 This paper is a modified version of a paper published in full in: Restoration of Temperate Wetlands, by B. Wheeler, S. Shaw, W. Foijt and R. Robertson (Eds.). John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK, pp. 91–112 (1995).

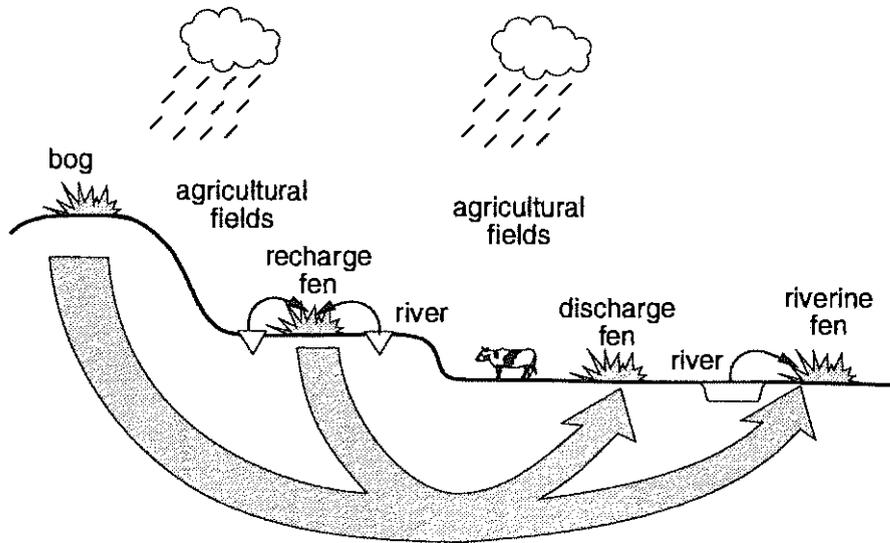


Fig. 1. Schematic cross-section illustrating the position of three main mire types in the Dutch landscape. Bogs are fed entirely by precipitation, recharge fens receive an additional supply of river water inputs, and discharge fens are fed by precipitation, groundwater and (sometimes) river water. Main water flows indicated by arrows.

inputs, and this groundwater may be enriched with nutrients during its transport from areas of recharge (high topography) to areas of discharge (low topography). Riverine fens may also receive water-borne nutrient inputs during periods of flooding.

Most Dutch fen ecosystems are small 'islands' situated in an agricultural matrix, and they are exposed to the lateral inflow of water from channels, ditches and other open water bodies during the summer, when evapotranspiration exceeds precipitation and water is artificially supplied in order to maintain water levels suitable for agricultural practices. The water that is being supplied has usually been derived directly or indirectly from the river Rhine. It typically contains high nutrient levels (particularly nitrate and phosphate) and may be an important source of nutrients in recharge fens (Koerselman and Verhoeven 1992). River water supply is particularly strong in recharge areas, that have greater water losses than discharge areas.

The nutrient mass balance of fen ecosystems

Data on the contemporary nutrient mass balance of three Dutch fens of different trophic status are summarized in Table 1. Particularly N inputs are high and strongly increased over background inputs. Historic N inputs for the

discharge fen are estimated at ca. 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹, and have increased four times. Historic P inputs compare well to current inputs (Koerselman 1990). Most fens in The Netherlands are mown every year, and this results in the removal of considerable quantities of N and P. For N, harvest compensates for the high N inputs, resulting in a N mass balance that is approximately in equilibrium. For P, harvesting causes a net loss from the ecosystem (Table 1).

Although individual budget components vary among the three fens studied, differences in the trophic status of the fens cannot be explained from differences in their contemporary nutrient mass balance. Although many exceptions on this rule will exist, it must be concluded that external eutrophication is not always a key factor responsible for eutrophication of fens.

Internal eutrophication

Internal nutrient sources

Internal nutrient sources are more important than external sources in providing nutrients to plants and/or microbes in three fens where the cycling of nutrients was intensively investigated (Table 2). Clearly, nutrient release rates in the eutrophic fen much exceed those in the two mesotrophic fens.

Microbial mineralization rates of N and P depend on soil-organic nutrient

Table 1. Annual nitrogen and phosphorus budgets (kg ha⁻¹ a⁻¹) of fens at Stobbenribben (recharge fen; Van Wirdum 1991), Westbroek (discharge fen) and Molenspolder (recharge fen; Koerselman et al. 1990a)

site trophic status	Stobbenribben mesotrophic	Westbroek mesotrophic	Molenspolder eutrophic
NITROGEN			
<i>Inputs</i>			
atmospheric dep.	45	42	44
ground-water	0	20	0
surface water	11	1	7
N fixation	20	13	2
total	76	76	53
<i>Outputs</i>			
water flow	8	21	10
denitrification	n.d.	1	1
harvest	57	66	38
total	65	88	49
<i>net exchange</i>	+11	-12	+4
PHOSPHORUS			
<i>Inputs</i>			
atmospheric dep.	.3	.7	.6
ground-water	.0	.5	.0
surface water	.4	.1	.5
total	.7	1.3	1.1
<i>Outputs</i>			
water flow	1.3	.7	1.0
harvest	3.2	5.6	3.9
total	4.5	6.3	4.9
<i>net exchange</i>	-3.8	-5.0	-3.8

pools and environmental conditions. It is reported for a range of soil types that soil moisture contents of ca. 50-90 % of saturation are optimal for mineralization (Stanford and Epstein 1974, Miller and Johnson 1964, Reichman et al. 1966, Skopp et al. 1990). Isotalo (1951) reported optimum soil moisture conditions of ca. 60 % saturation for peat soil. Most studies cited here found a reduction of mineralization rates at very high moisture saturation, owing to oxygen limitation (see also Moore and Knowles

Table 2. External and internal nutrient sources ($\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) of fens at Stobbenribben (recharge fen), Westbroek (discharge fen) and Molenpolder (recharge fen). Inputs for Stobbenribben by Van Wirdum (1991), and for Westbroek and Molenpolder sites by Koerselman et al. (1990a). Soil nutrient release rates for Stobbenribben by Verhoeven et al. (1988) and for Westbroek and Molenpolder sites by Verhoeven and Arts (1987).

site trophic status	Stobbenribben meso-trophic	Westbroek meso-trophic	Molenpolder eu-trophic
N			
Inputs	76	76	53
Soil release	115	67	315
P			
Inputs	0.7	1.3	1.1
Soil release	5.2	3.4	43.8

1989). However, it has sometimes been observed that a second 'peak' in ammonium-mineralization occurs under completely waterlogged conditions (Williams and Wheatly 1988, Miller and Johnson 1964). Microbial mineralization may be adversely affected by pH, when pH values are lower than 6 (cf. Kemmers and Jansen 1985).

The behaviour of P is more complex than that of N, as phosphate may be adsorbed² to Ca, Fe and Al minerals in several ways (Stumm and Morgan 1981, Patrick and Khalid 1974, Nichols 1983, Richardson and Marshall 1986), and this chemisorption is strongly controlled by environmental conditions. Adsorption of phosphate onto Ca-hydroxides occurs at $\text{pH} > 6.5$, and onto Fe- and Al-hydroxides at lower pH (Stumm and Morgan 1981). Moreover, phosphate is adsorbed more strongly onto Fe(III)-hydroxides than onto Fe(II)-hydroxides (Patrick and Khalid 1974) so that phosphate availability in weakly-acid to neutral conditions is affected by the groundwater level. Adsorption is to a certain extent reversible: when environmental conditions change, desorption and dissolution processes may result in the release of part of the physically and chemically adsorbed phosphates (see Grootjans et al. 1986).

In conclusion, a change of environmental conditions may affect both mineralization rates and chemisorption of

Table 3. Chemical composition of artificial rainwater, groundwater and river water that was used experimentally. Concentrations in mg l^{-1} , EC_{20} in $\mu\text{S cm}^{-1}$, Ionic Ratio after Van Wirdum (1991): $\text{IR} = 2 [\text{Ca}]/2[\text{Ca}]+[\text{Cl}]$; molar concentrations

water	SO ₄	NO ₃ -N	Cl	Mg	Ca	Na	K	NH ₄ -N	PO ₄ -P	Fe	Al	HCO ₃	pH	IR	EC
Rain water	7	.8	4	.2	1	2	.2	1.5	.00	.0	.0	0	4.4	0.2	51
Ground water	3	.9	14	3.5	26	9	.4	.4	.03	.2	.0	78	6.8	0.9	199
River water	61	4.3	113	9.6	39	70	6.9	2.2	.68	.2	.1	49	7.1	0.4	533

phosphate, thereby modifying the nutrient status of the soil. When a change of environmental conditions results in the release of nutrients from the soil, this process is called 'internal eutrophication'. Internal eutrophication concerns the release of nutrients already present in the fen ecosystem, but in organic-bound or chemically bound forms, and thus until that moment unavailable to the vegetation. The most well-known example of internal eutrophication is drainage of peat soils, resulting in an acceleration of the N mineralization process and in a subsequent increase of N availability to fen vegetation. Less well-known is that also water quality changes may increase nutrient availability. The latter aspect will be illustrated below.

An example of internal eutrophication: effect of water chemistry on P availability in peat

The effect of water chemistry on soil nutrient release rates was tested experimentally with *Sphagnum* peat and *Carex* peat. Peat cores were exposed to three different artificial media: (i) clean moderately Ca-rich groundwater, (ii) polluted river water and (iii) rainwater (Table 3). The water found in fens is always a mixture of these three types, their relative quantities being determined by the hydrologic regime.

First, the soil cores were percolated to replace the original soil water by artificial media. After the percolation, the cores were incubated in the artificial media for 6 weeks at 20 °C at two water levels (1 cm above soil level: 'inundated', and 10 cm below soil level: 'wet').

Results of these experiments are discussed in detail by Koerselman et al. (1993). Here, we will briefly discuss re-

sults for the water-soluble P fraction (P-w) and Biological Available P (BAP)³.

When *Sphagnum* peat was exposed to artificial groundwater, P-w values were hardly affected over the 6 weeks' time interval (Fig. 2b). In contrast, rainwater and river water treatments resulted in the release of P-w over the 6 weeks' incubation interval. P-w release rates were higher in 'inundated' soil cores than in 'wet' cores. Thus, artificial river water and rainwater mobilized labile-P in *Sphagnum* peat. A similar phenomenon was absent in *Carex* peat where P-w release rates were very low in every treatment (Fig. 2a). Most P in the *Carex* peat is stored in complexes that do not dissolve in water.

BAP release rates by *Sphagnum* peat were very high when the peat was exposed to river water at high water table (Fig. 2d). In *Carex* peat, BAP values strongly increased directly after percolation with artificial river water (Fig. 2c). This increase cannot be explained from the phosphate content of the percolation water, and must be attributed to rapid desorption or dissolution reactions.

Summarizing the results, it was observed that artificial river water caused the release of P from peat soil, particularly in *Sphagnum* peat that was inundated. In contrast, P release rates were low when peat was incubated in clean groundwater.

The mechanism responsible for the P desorption by polluted river water is as

2 Adsorption is used here in a broad sense, including physical sorption, chemical sorption and precipitation (Nichols 1983).

3 P-w is a measure for the immediately available P pool whereas BAP represents the potentially available P fraction, determined after extraction with an acetic acid-ammonium lactate solution (after Egnér et al. 1960).

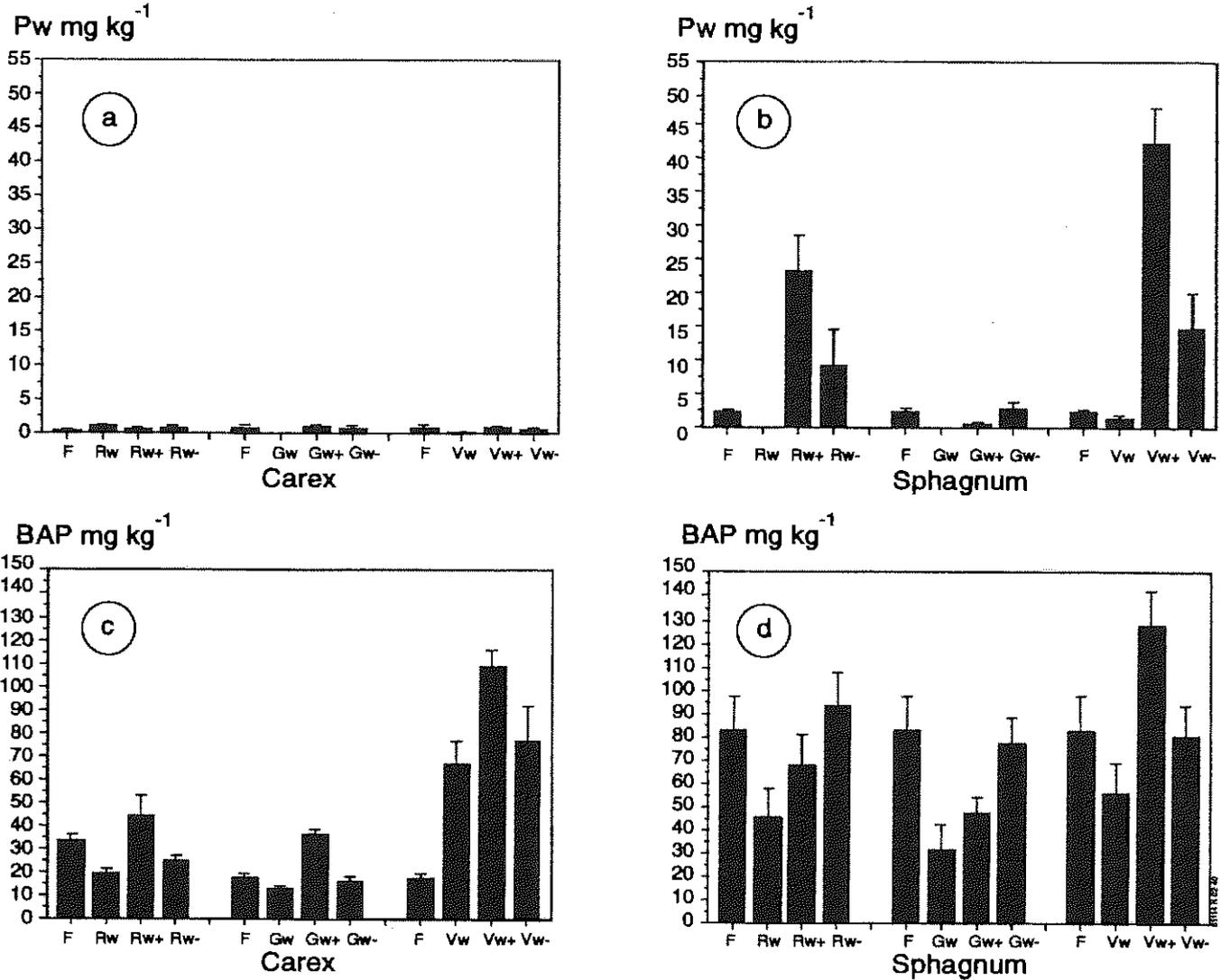


Fig. 2. P concentrations (mg kg⁻¹) in fresh soil samples (F), immediately after percolation with artificial rainwater (RW), groundwater (GW) or water from the river Vecht (VW), and after 6 weeks' incubation in artificial rainwater, groundwater or river water under inundated conditions (RW+, GW+, VW+) or with water levels 10 cm below the soil surface (RW-, GW-, VW-). Values are means of 5 replicates + s.e. After: Koerselman et al. (1993).

a, b: P-water c, d: BAP

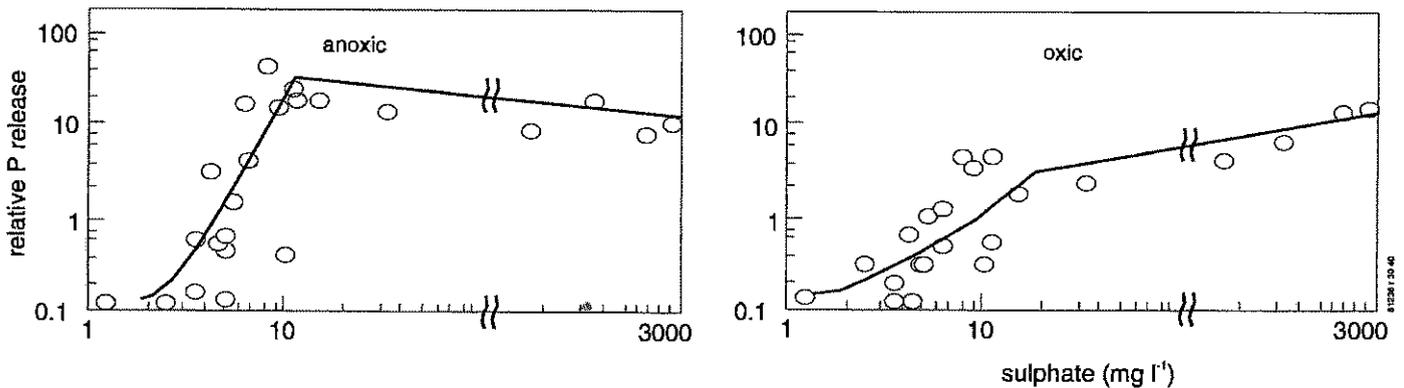


Fig. 3. Relative P release plotted under oxic (bottom) and anoxic (top) conditions against sulphate concentration of surface waters for 23 aquatic systems. After: Caraco et al. (1989).

yet unknown. Recently, however, Caraco et al. (1989) postulated an interesting view on this subject. They showed that the relative P release from lake sediments was strongly correlated with the sulphate concentration of surface waters, especially at low concentrations of sulphate (3–20 mg l⁻¹; Fig. 3). Caraco et al. postulated that sulphides (from sulphate reduction) bind Fe in anoxic sediments, and that formation of iron sulphides both prevents the resupply of Fe-oxides and the formation of Fe(III)- and Fe(II)-oxide-phosphate compounds. This mechanism may be involved in peat as well: synthesised river water is much higher in sulphate than rainwater and groundwater (Table 3). The possible interaction of sulphate and phosphate deserves further study.

The low P-release by peat that is incubated in clean Ca-rich groundwater has also been observed in the field (e.g., Verhoeven et al. 1990). It may well be, however, that the absence of sulphate rather than the presence of high calcium contents is responsible for this effect. Earlier theories on the role of calcium in the P cycling of fens (see van Wirdum 1991, Kemmers 1986b, Koerselman et al. 1990b) may be restricted to essentially alkaline fens with pH over 6.5 where fen water often is oversaturated with respect to 'P sinks' such as calcite, hydroxyapatite or octocalcium-phosphate (cf. Wassen 1990, Kemmers 1986a, Boyer and Wheeler 1989).

Restoration of nutrient poor fen ecosystems

Nutrient limitation

The availability of the growth-limiting factor determines whether a plant experiences its environment as eutrophic or as oligotrophic. Thus, if we aim at reducing the trophic status of fens, it is vital to reduce the availability of the limiting nutrient.

Undisturbed bogs are mostly P-limited, while fens are mostly N-limited (Table 4). Often, a second nutrient becomes rapidly limiting after the addition of the primary limiting nutrient. K limitation was observed only twice, and K fertilization has even been reported to reduce plant growth in fens (Hayati and Proctor 1991).

In eutrophicated fens with a history

Table 4. Growth limiting nutrients in fens and bogs

mire type (site)	limiting nutrient	reference
(a) Raised bogs		
Mörhults Mosse (south Sweden)	P	Tamm (1954)
Stordalen (north Sweden)	N	Aerts, Wallén and Malmer (1992)
Akhult (south Sweden)	P	id.
Tregaron (Wales, UK)	K	Goodman and Perkins (1968a, b)
(b) Blanket bogs		
Bovey Heath (Devon, UK)	P*	Hayati and Proctor (1991)
Crane Hill (Devon, UK)	P*	id.
Brecon Beacons (Wales, UK)	K	Goodman and Perkins (1968a, b)
(c) Poor fens		
Biebrza valley (Poland)	N	Verhoeven et al. (1994)
Haytor (Devon, UK)	N*	Hayati and Proctor (1991)
Lower Cherrybrook Bridge (Devon, UK)	N*	id.
Wistman's Wood (Devon, UK)	P*	id.
Molenpolder (Vechtplassen, NL)	N	Verhoeven and Schmitz (1991)
't Hol (Vechtplassen, NL)	P	id.
(d) Rich fens		
Buitengoor (Mol, Belgium)	P	Boeye (in prep.)
Brackloon Lough (Crossmolina, Ireland)	P	Kooijman (1993)
3 sites at Biebrza valley (Poland)	N	Verhoeven et al. (1994)
Westbroek (Vechtplassen, NL)	N	Vermeer (1986a)
Gagelpolder (Vechtplassen, NL)	N	id.
Groot Zandbrink (Gelderse Vallei, NL)	N	Vermeer (1986b)
Zwartebroek (Gelderse Vallei, NL)	N	id.
Westbroek (Vechtplassen, NL)	N	Verhoeven and Schmitz (1991)
Badley Moor (Norfolk, UK)	P*	Boyer and Wheeler (1989)
Valley of Reuss (Zürich, Switzerland)	P	Egloff (1983)

* limiting nutrient established under laboratory conditions, using test plant species ('phytometers').

of agricultural use and fertilization, the situation may be different. To avoid time-consuming fertilization studies, it is currently being investigated whether we can directly establish the growth limiting factor from the plant tissue N:P ratio⁴ (Koerselman 1992). It is assumed that under conditions of relatively low supply of P, the N:P ratio in plant tissue will be higher than under conditions of relatively high P supply (cf. Shaver and Melliø 1984, Wassen 1990). The plant tissue N:P is thus used as an indicator of the relative (not absolute!) amounts of plant available N and P in the soil⁵. This approach is since long used in aquatic ecology, where the N:P ratio of the water (known as the 'Redfield ratio') is used to establish the growth limiting factor for algae (e.g. Downing and McCauley 1992).

Figure 4 shows plant tissue N:P ratios in 31 wet terrestrial ecosystems (fens, bogs, dune slacks, wet heathlands and wet grasslands) where the growth limiting nutrient was established in a fertilization experiment. This figure illustrates, that vegetation N:P ratios at

N-limited sites are lower than at P-limited sites. The border-line between N and P limitation is at a vegetation N:P ratio of ca. 16. Thus, the vegetation N:P ratio can be used as a quick indicator of the nature of nutrient limitation in restoration projects aiming at reducing the trophic status of fens. It is being investigated whether this instrument can be further developed for situations where K is limiting (e.g., N:K or P:K ratio's) and whether there are interspecific differences among plant species inhabiting the same site.

4 This method cannot be applied in situations where K regulates plant growth, a condition that is usually fulfilled in mires (see Table 4).

5 In herbaceous vegetation, the absolute amount of nutrients available for the vegetation can be estimated from the above-ground nutrient standing stocks (g m⁻²). This often gives a better indication than soil chemical analyses.

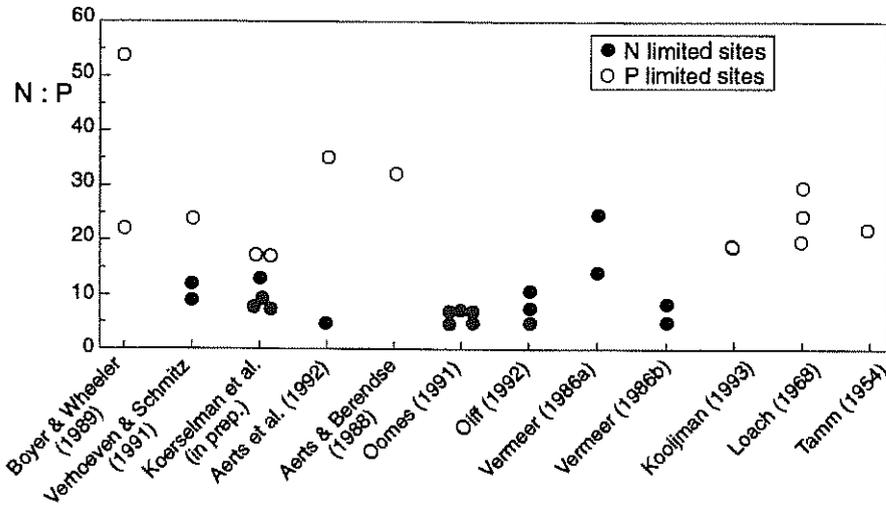


Fig. 4. Vegetation N:P ratios in wet terrestrial ecosystems where the growth-limiting factor was established in fertilization experiments.

as extremely P-poor. If, however, the P availability increases owing to eutrophication, the 'lithotrophic' species would lose their advantage over other species and may get outcompeted by more common species that invade the site.

An important implication of this hypothesis is that even under conditions of N limitation, P eutrophication may adversely affect the species composition in calcareous fens. Grootjans (pers. comm.) observed the total die-back of the calcicole species *Schoenus nigricans* after fertilization with various levels of mineral P salts.

Restoration strategies

The first step involves the detection of the limiting nutrient, either from fertilization studies or directly from plant tissue N:P ratios. Short-term strategies should specifically address the reduction of the availability of the nutrient that controls plant growth (Fig. 5, phase 1). As the fertility of the site is reduced, characteristic low-productive plant species may find opportunities for establishment and growth as competition for

The paradox of calcareous fens: N or P limitation?

Often, calcareous fens are considered P limited, and adsorption of phosphate onto Ca-hydroxides is usually held responsible for this (Boyer and Wheeler 1989, Wassen 1990, Kemmers 1986b). This assumption is often derived from statistical evidence that phosphate availability in calcareous fens is usually very low, most of the P being strongly bound in complexes usually considered unavailable to plants (Verhoeven et al. 1990, 1993, Kemmers 1990).

However, fertilization studies in calcareous fens showed that N is more often limiting plant production than P (Table 4). The explanation of this apparent paradox may be that characteristic plant species that grow in calcareous fens ('lithotrophic species'⁶ sensu van Wirdum 1991) have adaptations for dis-

solving/adsorbing the large store of inorganic complexed phosphate accumulated in these systems. In this way these species have overcome the P limitation of their habitat and would become N limited. The possible role of phosphate solubilizing by acids or enzymes excreted by plant roots is currently being investigated. Other species lacking such adaptations would experience the site

⁶ 'Lithotrophic' refers to sites that are conditioned by unpolluted calcareous (ground)water, that borrows its chemical character from an intensive contact with the lithosphere. The term forms part of system to classify water samples based on their resemblance with the three most extreme water types in the hydrological cycle (1) rainwater ('atmotrophic'), (2) clean groundwater ('lithotrophic') and (3) sea water ('thalassotrophic'). This system is explained by van Wirdum (1991). Lithotrophic fens are usually dominated by characteristic very species-rich plant communities (see van Wirdum et al. 1992).

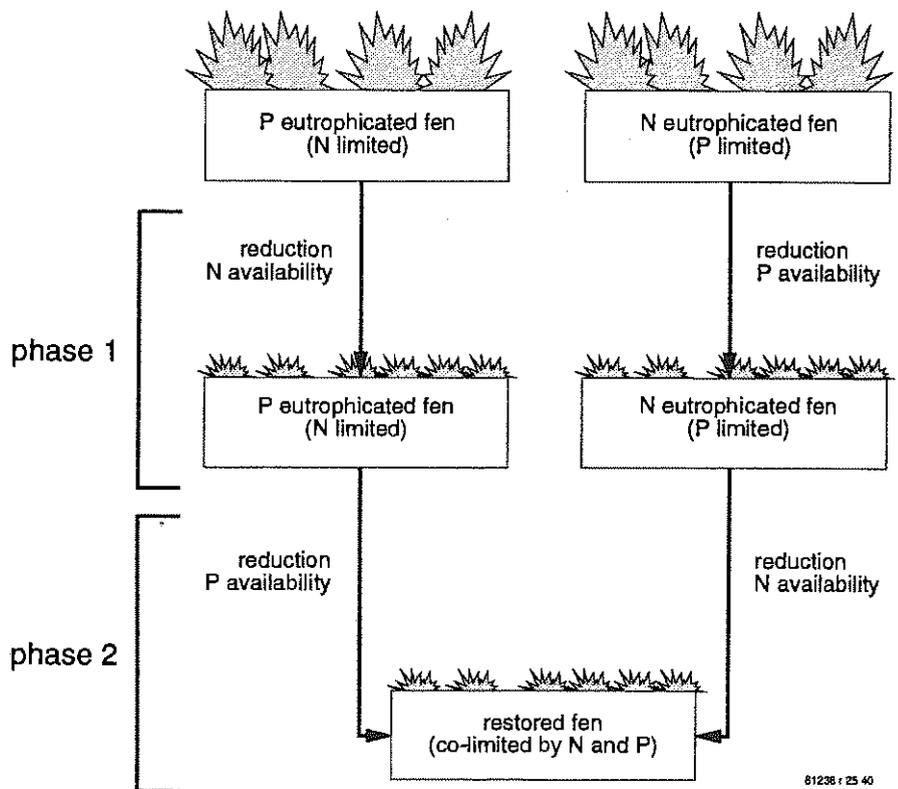


Fig. 5. Development pathways in fen ecosystems following eutrophication and proposed management strategy for restoration of nutrient-poor fen ecosystems. Biomass production in fens is proportional to the height of the symbols on top of the boxes.

light is strongly reduced (Wheeler and Shaw 1991)⁷. During the second phase of restoration (long-term strategies), the reduction of the availability of limiting as well as non-limiting nutrients should be addressed (Fig. 5, phase 2). The ultimate aim of restoration projects should be to reduce the availability of all major plant nutrients, as the most stable situation in terms of biomass production is reached when major plant nutrients all have low availabilities. Under conditions of single-nutrient limitation, biomass production varies with (natural) fluctuations in the availability of that particular nutrient. The system is unstable in terms of trophic status. Under conditions of co-limitation, stochastic increases in the availability of one particular nutrient will not result in the increase of the trophic status of the ecosystem because other nutrients will take over control of plant growth. Stability of the trophic status may be important for sustainable development of nutrient-poor ecosystems. Also, as noted already, a high level of non-limiting plant nutrients possibly adversely affects the species composition of fen vegetation.

Measures to reduce nutrient availability

It is essential to reduce external nutrient inputs to the ecosystem when restoration of characteristic nutrient poor-fen vegetation is to be achieved. However, additional measures are usually required to reduce further the availability of nutrients already present within the ecosystem (Table 5). Here it is particularly important to differentiate between N and P, as reducing N avail-

ability requires other measures than reducing P availability.

It may be possible to reduce N availability by restoring high groundwater levels, to reduce soil N mineralization rates and stimulate denitrification. As stated before, however, it has sometimes been observed that high N mineralization occurs under completely waterlogged conditions. Harvest may not always be an important tool to reduce N availability, as in many Dutch fens the amount of N removed with the harvest hardly exceeds the amount deposited with precipitation (Koerselman and Verhoeven 1992; see also Table 1). Removal of the top soil can reduce N availability, but may have important adverse effects on the vegetation (destruction of vegetation, removal of seed bank).

Unlike N, P deposition with precipitation is relatively low and harvest operations are well suited to remove P from the fen ecosystem (Koerselman and Verhoeven 1992; see also Table 1). Knowledge of biogeochemical processes that act as P stores can be used to reduce P availability, e.g. by hydrological measures that stimulate discharge of Fe- and Ca-rich groundwater in fen ecosystems. Suitable hydrologic measures are briefly discussed in the next section.

In weakly acid and circum-neutral soils restoring a high groundwater table may decrease N availability (owing to a reduction of mineralization rates and an increase of denitrification) but is expected to increase P availability, as ortho-P is more effectively bound to Fe(III)-hydroxides than to Fe(II)-hydroxides (Patrick and Khalid 1974). This once more shows that knowledge of the limiting nutrient is of utmost importance when restoration projects are planned.

K limitation has only seldomly observed in pristine fens, but may occur in disturbed fens (Grootjans, this volume; Oomes, this volume). Most of the K in the ecosystem is adsorbed on the cation-exchange-complex and in the vegetation. Both harvest and sod removal are suitable measures to decrease ecosystem K pools. Thus, K removal does not require special management strategies; strategies addressed to the removal of either P or N from the fen ecosystem will also be effective for K (Table 5).

It must be stressed here that grazing is not a suitable measure to reduce nutrient availability. Of the N in vegetation consumed by cattle, 95 % returns to the soil via droppings and urine. The percentages of consumed P and K that are returned to the soil by excretions are 68 % and 99.9 %, respectively (Bokdam 1989). Grazing may, however, 'open up' the vegetation structure, facilitating the invasion of wanted mesotroph species.

Implications for hydrological management

Often, restoring or conserving fen ecosystems requires measures that prevent eutrophication of the groundwater in remote upstream areas, land use regulations in recharge areas and in surroundings of fen complexes, and hydrologic measures. Here, we focus on hydrologic measures only. It is important to assess possible options from a broader perspective than that of nutrient dynamics alone. The macro-ionic composition of water is an important factor for vegetation succession, and must be taken into account (e.g., van Wirdum et al. 1992, Grootjans, this volume). When discussing hydrologic management options, we must differentiate between rich fens, dominated by phanerogams and brown-mosses, and Sphagnum-dominated poor fens.

Rich fens dominated by phanerogams and brownmosses

It was discussed earlier that when clean Ca-rich groundwater discharges into fens, nutrient availability will be low. Hydrological management operations should therefore stimulate natural groundwater discharge in nature con-

⁷ Sometimes limiting nutrients are added by means of fertilization in situations where management has resulted in a reduction of plant productivity because of nutrient limitation. This is done to increase the uptake of non-limiting nutrients by the vegetation and subsequent removal thereof with the harvest. This practice must strongly be advised against, as it will delay positive effects of 'oligotrophication' on the vegetation by many years.

Table 5. Management options to reduce nutrient availability

measures	N	P	K
reduce nutrient inputs	yes	yes	yes
restore high groundwater level	yes	no?*	no
sod removal	yes	yes	yes
mowing	no?*	yes	yes
restore discharge clean Ca/Fe rich groundwater	no	yes	no

* This may increase P availability

** Only if standing stocks of N exceed inputs

ervation areas, where groundwater discharge has been strongly reduced over the last decades. If groundwater cannot be made available directly by groundwater discharge, discharging groundwater can be stored in basins during winter periods (when discharge rates are high) and be artificially supplied to fens via open water systems (ditches and channels). In assessment of the possibilities of artificial supply of water to rich fen complexes, water quality criteria should include low contents of nutrients, sulphate and toxicants. Water supply sources should in general have a quality comparable to that of clean 'lithotrophic' groundwater (Table 3, see also *van Wirdum* 1991).

In the case of groundwater discharge, valuable vegetation types with characteristic brownmoss species may develop over the entire fen surface. When the inflow of clean 'lithotrophic' water in fens occurs by lateral subsurface flow, a groundwater-rainwater gradient (base rich-base poor, the so-called 'poikilotrophic zone' sensu *van Wirdum* 1991) develops along the flow lines, that may support a variety of species-rich vegetation types (*van Wirdum* 1991). Central parts of the fen mainly fed by precipitation will develop into a 'fen-bog phase', while the borders that are strongly influenced by subsurface inflow of 'lithotrophic' water will support a vegetation with brownmosses and narrow-leaved sedges. Thus, the mechanism by which groundwater is made available to the fen strongly affects the vegetation structure.

We advise strongly against artificial recharge of rainwater to rich fens, as this can be expected to cause severe acidification of the soil and subsequent deterioration of the base-rich fen vegetation (cf. *Wassen* 1990, *van Wirdum* 1991).

Sphagnum-dominated poor fens

Conservation of the excess rainwater during winter periods in open water bodies, and supply of this water to fens during the summer is the best solution for poor fens that suffer from water losses. If the poor fen character is to be conserved, 'lithotrophic' water must never be supplied by flooding. With such flooding, the base-poor character of the fen will be totally destroyed.

However, when clean Ca-rich groundwater is supplied to poor fens by subsurface inflow, a very species rich vegetation of high nature conservation value may develop along the rainwater-groundwater gradient. The poor fen character will be maintained in the central part of the fen, while rich fen vegetation types develop at the borders.

Conclusion

Hydrologic management options vary with the type of fen ecosystem as well as with goals for nature conservation. Nature conservation aims should therefore be clearly defined. Options for the use of water as a source for additional supply should be carefully evaluated for each project. This requires a multidisciplinary approach, considering all aspects of water management, and its relation with fen ecology. It is very fortunate that this approach has become increasingly common in The Netherlands.

Acknowledgements

The authors thank Dr. Bryan Wheeler, Dr. A. J. Willis, Ir. Jos Peters, Drs. Arthur Meuleman, Drs. Harrie van der Hagen and Drs. André Jansen for their critical comments on the draft of this paper.

References

- Aerts, R., Berendse, F.*, 1988: The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. – *Vegetatio* 76, 63–69.
- Aerts, R., Wallén, B., Malmer, N.*, 1992: Growth-limiting nutrients in Sphagnum-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. – *J. Ecol.* 80, 131–140.
- Bokdam, J.*, 1989: Begrazing contra zure regen? – In: *Verslag 8ste studiedag heidebeheer*, Ede, 33–42.
- Boyer, M. L. H., Wheeler, B. D.*, 1989: Vegetation patterns in spring-fed calcareous fens: calcite precipitation and constraints on fertility. – *J. Ecol.* 77, 597–609.
- Caraco, N. F., Cole, J. J., Likens, G. E.*, 1989: Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. – *Nature* 341, 316–318.
- Downing, J. A., McCauley, E.*, 1992: The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. – *Limnol. Oceanogr.* 37, 936–945.
- Egloff, T. B.*, 1983: Der Phosphor als primair limitierender Nährstoff in Streuwiesen (Molinion); Düngungsexperiment im unteren Reusstal. – *Berichte Geobot. Inst. ETH Stiftung Rübel, Zürich* 50, 119–148.
- Egnér, H., Rhiem, H., Domingo, W. R.*, 1960: Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. – *Kungl. Landbruks. Ann.* 26, 199–215.
- Erismán, J. W.*, 1990: Acid deposition in The Netherlands. – National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) report nr. 723001002. Bilthoven.
- Erismán, J. W., Heij, G. J.*, 1991: Concentration and deposition of acidifying compounds. – In: *Acidification research in The Netherlands; Final report of the Dutch priority programme on acidification* (Eds G. J. Heij and T. Schneider). *Studies in Environmental Science* 46, 51–138. Elsevier, Amsterdam.
- Goodman, G. T., Perkins, D. F.*, 1968a: The role of mineral nutrients in *Eriophorum* communities. III. Growth response to added inorganic elements in two *E. vaginatum* communities. – *J. Ecol.* 56, 667–683.
- Goodman, G. T., Perkins, D. F.*, 1968b: The role of mineral nutrients in *Eriophorum* communities. IV. Potassium supply as a limiting factor in an *E. vaginatum* community. – *J. Ecol.* 56, 685–696.
- Grootjans, A. P., Schipper, P. C., van der Windt, H. J.*, 1986: Influence of drainage on N mineralization and vegetation response in wet meadows. II. *Cirsio-Molinietum* stands. *Oecol. – Plant.* 7, 3–14.
- Hayati, A. A., Proctor, C. F.*, 1991: Limiting nutrients in acid-mire vegetation: peat and plant analyses and experiments on plant responses to added nutrients. – *J. Ecol.* 79, 75–95.
- Isotalo, A.*, 1951: Studies on the ecology and physiology of cellulose-decomposing bacteria in raised bogs. – *Acta Agric Fenn.* 74.
- Kemmers, R. H.*, 1986a: Perspectives in modeling of processes in the root

- zone of spontaneous vegetation at wet and damp sites in relation to regional water management. – TNO Comm. Hydrol. Res. Proc. & Inform. 34, 91–126.
- Kemmers, R. H., 1986b: Calcium as hydrochemical characteristic for ecological states. – *Ekológia (CSSR)* 5, 271–282.
- Kemmers, R. H., 1990: De stikstof- en fosforhuishouding van mesotrofe standplaatsen in relatie tot mogelijkheden van aanvoer van gebiedsvreemd water. – *The Utrecht Plant Ecol. News Rep.* 10: 7–22.
- Kemmers, R. H., Jansen, P. C., 1985: Stikstofmineralisatie in onbemeste half-natuurlijke graslanden. – Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW), New Series nr. 14, Wageningen.
- Koerselman, W., 1990: Is er nog toekomst voor trilvenen? – *De Levende Natuur* 91, 203–210.
- Koerselman, W., 1992: The nature of nutrient limitation in Dutch dune slacks. – In: Coastal dunes; geomorphology, ecology and management (Eds. R. W. G. Carter, T. G. F. Curtis and M. J. Sheehy-Skeffington), 189–199. A. A. Balkema, Rotterdam.
- Koerselman, W., Bakker, S. A., Blom, M., 1990a: Nitrogen, phosphorus and potassium mass balances for two small fens surrounded by heavily fertilized pastures. – *J. Ecol.* 78, 428–442.
- Koerselman, W., Claessens, D. ten Den, P., van Winden, E., 1990b: Dynamic hydrochemical gradients in fens in relation to the vegetation. – *Wetlands Ecol. and Manage.* 1, 73–84.
- Koerselman, W., Verhoeven, J. T. A., 1992: Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle. – In: Fens and bogs in The Netherlands: Vegetation, history, nutrient dynamics and conservation (Ed. J. T. A. Verhoeven), 397–432. Kluwer Academic Publishing, Dordrecht.
- Koerselman, W., van Kerkhoven, M. B., Verhoeven, J. T. A., 1993: Release of inorganic N, P and K in peat soils; effect of temperature, water chemistry and water level. – *Biogeochem.* 20, 63–81.
- Kooijman, A. M., 1993: Causes of the replacement of *Scorpidium scorpioides* by *Calliergonella cuspidata* in eutrophicated rich fens. I. Field studies. – *Lindbergia*, in press.
- Loach, K., 1968: Relations between soil nutrients and nutrient uptake in a Molinietum. – *J. Ecol.* 56, 117–127.
- Miller, R. D., Johnson, D. D., 1964: The effect of soil moisture tension on carbon dioxide evolution, nitrification, and nitrogen mineralization. – *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 28, 644–647.
- Moore, T. R., Knowles, R., 1989: The influence of water table levels on methane and carbon dioxide emissions from peatland soils. – *Can. J. Soil Sci.* 69, 33–38.
- Nichols, D. S., 1983: Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. – *J. Water Pollut. Contr. Fed.* 55, 495–505.
- Off, H., 1992: On the mechanisms of vegetation succession. – Ph. D. thesis, State University of Groningen, Groningen.
- Oomes, M. J. M., 1991: Effects of groundwater level and the removal of nutrients on the yield of non-fertilized grasslands. – *Acta Oecologia* 12, 461–469.
- Patrick, W. H. Jr., Khalid, R. A., 1974: Phosphate release and sorption by soils and sediments: effect of aerobic and anaerobic conditions. – *Science* 186, 53–55.
- Reichman, G. A., Grunes, D. L., Viets, F. G. Jr., 1966: Effect of soil moisture on ammonification and nitrification in two northern plain soils. – *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 30, 363–366.
- Richardson, C. J., Marshall, P. E., 1986: Processes controlling movement, storage, and export of phosphorus in a fen peatland. – *Ecol. Monogr.* 56, 279–302.
- Shaver, G. R., Mellio, J. M., 1984: Nutrient budgets of marsh plants: efficiency concepts and relation to availability. – *Ecology* 65, 1491–1510.
- Skopp, J., Jawson, M. D., Doran, J. W., 1990: Steady-state microbial activity as a function of soil water content. – *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1619–1625.
- Stanford, G., Epstein, E., 1974: Nitrogen mineralization-water relations in soils. – *Soil Sci. Soc. Am. J.* 38, 103–107.
- Stumm, W., Morgan, J. J., 1981: *Aquatic Chemistry*. – John Wiley & Sons Inc., New York.
- Stuyfzand, P. J., 1993: Hydrochemistry and Hydrology of the Coastal Dune area of the Western Netherlands. – Kiwa Nieuwegein/Free University of Amsterdam.
- Tamm, C. O., 1954: Some observations on the nutrient turnover in a bog community dominated by *Eriophorum vaginatum* L. – *Oikos* 5, 189–194.
- van Wirdum, G., 1991: Vegetation and hydrology of floating fens. – *Datawyse*, Maastricht.
- van Wirdum, G., den Held, A. J., Schmitz, M., 1992: Terrestrializing fen vegetation in former turbaries in the Netherlands. – In: Fens and bogs in the Netherlands: Vegetation, history, nutrient dynamics and conservation (Ed. J. T. A. Verhoeven), 323–360. Kluwer Academic Publishing, Dordrecht.
- Verhoeven, J. T. A., Arts, H. H. M., 1987: Nutrient dynamics for small mesotrophic fens surrounded by cultivated lands. II. N and P accumulation in plant biomass in relation to the release of inorganic N and P in the peat soil. – *Oecologia (Berlin)* 72, 557–561.
- Verhoeven, J. T. A., Kemmers, R. H., Koerselman, W., 1993: Nutrient enrichment of freshwater wetlands. – In: Landscape ecology of a stressed environment (Ed. C. C. Vos and P. Opdam), 33–59. Chapman and Hall, London.
- Verhoeven, J. T. A., Kooijman, A. M., van Wirdum, G., 1988: Mineralization of N and P along a trophic gradient in a freshwater mire. – *Biogeochem.* 6, 31–43.
- Verhoeven, J. T. A., Maltby, E., Schmitz, M. B., 1990: Nitrogen and phosphorus mineralization in fens and bogs. – *J. Ecol.* 78, 713–726.
- Verhoeven, J. T. A., Schmitz, M. B., 1991: Control of plant growth by nitrogen and phosphorus in mesotrophic fens. – *Biogeochem.* 12, 135–148.
- Verhoeven, J. T. A., Wassen, M. J., Meuleman, A. F. M., Koerselman, W., 1994: Op zoek naar de bottle neck; N-en P-beperking in venen en duinvalleien (with English summary). – *Landschap* II, 25–39.
- Vermeer, J. G., 1986a: The effect of nutrients on shoot biomass and species composition of wetland and hayfield communities. – *Oecol. Plant.* 7, 31–41.

Vermeer, J. G., 1986b: The effect of nutrient addition and lowering the water table on the shoot biomass and species composition of a wet grassland community (*Cirsio-Molinietum*). – *Oecol. Plant.* 7, 145–155.

Wassen, M. J., 1990: Water flow as a major landscape ecological factor in fen development. – Ph. D. thesis, Utrecht University, The Netherlands.

Wheeler, B. D., 1983: Vegetation, nutrients and agricultural land use in a north Buckinghamshire valley fen. – *J. Ecol.* 71, 529–544.

Wheeler, B. D., Shaw, S. C., 1991: Dereliction and eutrophication in calcareous seepage fens. – In: *Calcareous grasslands-ecology and management* (Eds S. H. Hillier, D. W. H. Walton and D. A. Wells), 154–160. Bluntisham Books, Bluntisham, UK.

Williams, B. L., Wheatly, R. E., 1988: Nitrogen mineralization and water-table height in oligotrophic deep peat. – *Biol. Fertil. Soils* 6, 141–147.

Authors' addresses

Willem Koerselman
 Kiwa N.V. Research & Consultancy,
 PO Box 1072
 3430 BB Nieuwegein
 The Netherlands

Jos T. A. Verhoeven
 Dept. Plant Ecology and Evolutionary
 Biology
 Utrecht University, PO Box 800-84
 3508 TB Utrecht
 The Netherlands

Effizienzkontrolle bei der Betreuung von Feuchtgrünlandschutzgebieten im Kreis Steinfurt (NRW) – Konsequenzen für eine extensive Nutzung

von Peter Schwartz

1. Einleitung

Feuchtgrünlandschutz als wichtiges Instrument zum Erhalt und zur Entwicklung von Lebensräumen der traditionellen, bäuerlichen Kulturlandschaft hat vor allem in Nordrhein-Westfalen einen hohen Stellenwert im Naturschutz. Die fachliche Betreuung im Rahmen des Feuchtwiesenschutzprogramms NW wird in den einzelnen Kreisen von Biologischen Stationen wahrgenommen. Im Kreis Steinfurt ist für die wissenschaftliche Begleitung die „Arbeitsgruppe Feuchtwiesen“ zuständig, eine durch die Untere Landschaftsbehörde beauftragte, selbständige Institution, die sich aus zwei Ornithologen und einem Vegetationskundler zusammensetzt.

Für die Effizienzkontrolle ist neben der kreisweiten Bestandserhebung typischer Wiesenvögel auch die Erfassung der vegetationskundlichen Verhältnisse und der Grünlandentwicklung bei extensiver Nutzung von großer Wichtigkeit. Dabei werden auf mittlerweile 6500 ha zu betreuender Schutzgebietsfläche (+2441 ha der einstweilig sichergestellten Emsaue) einerseits flächendeckende Vegetationskartierungen im Abstand von fünf bis zehn Jahren vorgenommen. Andererseits wird seit 1987

auf Daueruntersuchungsflächen ein Biomonitoring durchgeführt, bei dem in ausgewählten Grünlandbeständen die Vegetationsentwicklung unter verschiedenen Mahdregimen und der Brache untersucht wird. Wichtigkeit erlangen solche Erhebungen vor allem auch, um Fehlentwicklungen auf extensivierten Grünlandflächen zu verhindern oder rückgängig zu machen (vgl. Rosenthal 1992 b). Derartige Veränderungen sind häufig beim kurzfristigen Wechsel von intensiver auf allzu extensive Nutzung der Feuchtgrünlandvegetation zu beobachten.

Vegetationskundliche und bodenökologische Fragen wurden bis 1989 im Rahmen eines Forschungsprojektes bearbeitet (Schwartz et al. 1989a, Schwartz 1992, v. Ruville-Jackelen 1994). Des weiteren werden von der Universität Münster (Institut für Landschaftsökologie) Untersuchungen zur Nährstoffdynamik und zur biologischen Aktivität durchgeführt (Broll & Schreiber 1992, Broll et al. 1993).

Zur Verbesserung der ökologischen Verhältnisse in den Feuchtwiesenschutzgebieten des Kreises Steinfurt wurden neben der extensiven Nutzung der Grünlandbestände im Laufe der Jahre rund 150 Blänken und Teiche angelegt. Eine Wiedervernässung mittels

der Anlage von Stauwehren und dem Anstau von Binnengräben konnte lediglich in Gebieten mit hohem Anteil von Flächen in Landeseigentum betrieben werden. Als besonders weit fortgeschrittenes Gebiet hinsichtlich der Wiedervernässung sei hier das Feuchtgebiet Saerbeck genannt. Vor dem Hintergrund der für den Feuchtwiesenschutz notwendigen, ökologischen Aufwertung der Naturschutzgebiete werden an dieser Stelle einige Ergebnisse aus dem begleitenden Biomonitoring vorgestellt.

2. Methoden und Standorte

Die vorliegenden Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung werden innerhalb der Gebietskulisse des Feuchtwiesenschutzprogramms NW auf neun Dauerbeobachtungsflächen durchgeführt, die auf landeseigenen Parzellen in Schutzgebieten der Kreise Steinfurt und Borken eingerichtet wurden (s. Schwartz 1992). Dort finden sich mit dem *Lolio-Cynosuretum*, dem *Senecio-ni-Brometum racemosi* und dem *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* die im Münsterland noch häufigen Feuchtgrünlandgesellschaften sowie eine Großseggenbrache (vgl. Tab. 1). Sie stocken auf unterschiedlichen, grundwasserbeeinflussten Moor- und Mineralböden der Heubachwiesen, des Strömfeldes, der Düsterdieker Niederung und des Feuchtgebietes Saerbeck. Die ausgewählten Bestände wurden folgenden Managementvarianten unterzogen:

- ungestörte Sukzession
- Mahd im September alle 2 Jahre (nur in der Großseggenbrache)
- Mahd im September

Tab. 1. Pflanzengesellschaften und Bodentypen der Dauerbeobachtungsflächen in den vier Feuchtwiesenschutzgebieten

Feuchtgebiet	Fläche	Pflanzengesellschaft	Bodentyp
Heubachwiesen	1	<i>Senecioni-Brometum caricetosum nigrae</i>	Hochmoor
	2	<i>Ranunculo-Alopecuretum geniculati</i> , Selbstberasung	Auftragsboden
	3	<i>Ranunculo-Alopecuretum geniculati glycerietosum</i> mit <i>Ranunculus flammula</i>	Niedermoor
Strönfeld	4	<i>Lolio-Cynosuretum typicum</i> und <i>lotetosum</i>	Podsol-Gley
	5	<i>Senecioni-Brometum caricetosum nigrae</i> und <i>Carex disticha</i> -Gesellschaft	Gley
Düsterdieker	6	<i>Carex acutiformis</i> -Gesellschaft	Anmoorgley
Niederung	7	<i>Senecioni-Brometum typicum</i>	Niedermoor
Feuchtgebiet Saerbeck	8	<i>Senecioni-Brometum caricetosum nigrae</i>	Gley
	9	<i>Lolio-Cynosuretum typicum</i>	Gley

- Mahd im Juni/Juli
- Mahd im Juni/Juli und September
- PK-Variante (seit 1989 auf Teilabschnitten der zweischürigen Varianten)

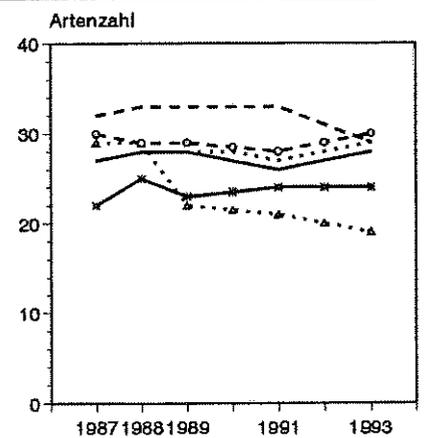
Dabei muß beachtet werden, daß neben den reinen Mähwiesen auch die beiden Flächen mit einer Weidelgras-Weißklee-Weide (*Lolio-Cynosuretum*) lediglich verschiedenen Schnittvarianten unterzogen wurden. Demnach sind hier bei der Umstellung von Weide- auf Wiesennutzung relativ umfangreiche Bestandsveränderungen zu erwarten gewesen. Die seit 1989 zusätzlich eingerichteten Areale (50 m²) für eine Düngungsvariante mit Phosphat und Kalium werden mit 60 kg P₂O₅ sowie 120 kg K₂O pro Hektar und Jahr gedüngt. Die vegetationskundliche Aufnahme erfolgt bei jeder Bewirtschaftungsform auf vier fest vermessenen Teilquadraten (s. Schwartzte 1992) nach der differenzierten Skala von Schmidt et al. (1974). Zur Kontrolle der Artmächtigkeiten wurde bereits im Gelände eine Aufsummierung der Deckungsprozentage durchgeführt. Dabei können hohe und reich strukturierte Bestände durchaus weit über 100 % Gesamtdeckungsgrad erreichen. Niedrigwüchsige, meist ausgemagerte Vegetationsdecken dagegen unterschreiten diesen sogar des öfteren (vgl. Briemle 1993).

3. Artenzahlen und Bewirtschaftungsform

Veränderungen bei den Artenzahlen sowie Artenmächtigkeitsverschiebungen sind allgemein gültige Parameter zur Darstellung des Sukzessionsverlaufes der seit sieben Jahren unterschiedlichen Managementmaßnahmen ausgesetzten Feuchtgrünlandbestände. Die hier angegebenen Deckungsanteile der einzelnen Pflanzenarten sind jeweils als Mittel der vier separat aufgenommenen Teilquadrate berechnet worden. Dabei werden Jahreszahlen nur für die Jahre mit Vegetationserhebungen angegeben.

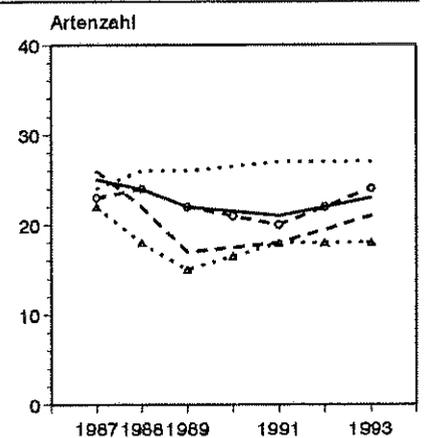
Die Entwicklungen der Artenzahlen auf den Versuchsflächen sind einerseits recht unterschiedlich. Dies hängt unter anderem von der Zusammensetzung der Ausgangspflanzenbestände und von der durch die vorherige Nutzung mitbestimmten Phytomassenproduktion ab (Egloff 1985, Schreiber und Schiefer 1985, Kapfer 1988). Andererseits sind bei einem Vergleich der unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen deutliche Parallelen erkennbar. So ist das Brachfallen (ungestörte Sukzession) der Grünlandvegetation wohl die ungeeignetste Maßnahme zur Erhaltung artenreicher Bestände. Denn in den

meisten Versuchsflächen ist, verglichen mit dem ersten Untersuchungsjahr, ein Rückgang der Artenzahlen bei ungestörter Sukzession zu verzeichnen. Deutlich wird diese Beobachtung unter anderem im *Senecioni-Brometum* der Heubachwiesen (Abb. 1) sowie im *Lolio-Cynosuretum* des Strönfeldes (Abb. 2). In beiden Beständen weisen die Brachflächen die niedrigsten Artenzahlen im Vergleich zu den übrigen Vari-

Heubachwiesen (*Senecioni-Brometum*)

- Ju+Sept.-Mahd
- Juni/Juli-Mahd
- ⋄ September-Mahd
- ⋄ ungestörte Sukzession
- ★ Pächter (Wiese, Düng.)
- ⋯ Pächter (Weide)

Abb. 1. Artenzahlen in unterschiedlich bewirtschafteten Dauerquadraten der Untersuchungsfläche 1 in den Heubachwiesen.

Strönfeld (*Lolio-Cynosuretum*)

- Ju+Sept.-Mahd
- Juni/Juli-Mahd
- ⋄ September-Mahd
- ⋄ ungestörte Sukzession
- ⋯ Pächter (Weide)

Abb. 2. Artenzahlen in unterschiedlich bewirtschafteten Dauerquadraten der Untersuchungsfläche 4 im Strönfeld.

ten auf. Die Hauptursache ist in der bei Brachfallen einsetzenden Streuakkumulation zu sehen, durch die vor allem die konkurrenzschwachen und meist niedrigwüchsigen Feuchtwiesenarten verschwinden (vgl. *Schreiber* und *Schiefer* 1985, *Kapfer* 1988, *Rosenthal* 1992a). Demgegenüber werden nur wenige, meist ausläufertreibende Hemikryptophyten gefördert. Die Fähigkeit dieser Pflanzen zur vegetativen Ausbreitung ist wichtig für deren Etablierung in Brachflächen mit einer für die Samenkeimung behindernden Streuschicht. Darüber hinaus sind für die Richtung und Geschwindigkeit des Wechsels in der Artenzusammensetzung Schlüsselfaktoren wie Mächtigkeit und Zersetzungsgeschwindigkeit der Streudecke verantwortlich (*Schreiber* 1987). Veränderungen der mikroklimatischen Verhältnisse sowie des Nährstoffhaushaltes der Pflanzendecke (interner Nährstoffkreislauf bei Brachearthen) sind weitere Ursachen für das Verschwinden der im Sinne des Feuchtwiesenschutzes zu fördernden Pflanzenarten (vgl. *Rosenthal* 1992b).

Demgegenüber führt die Wiederaufnahme der Nutzung bzw. Pflege von Brachflächen zu einer oft drastischen Zunahme der Artenzahlen (Abb. 3). Dabei werden in erster Linie Arten der *Molinio-Arrhenatheretea* gefördert, wie

Düsterdieker Niederung (*Carex acutif.-Ges.*)

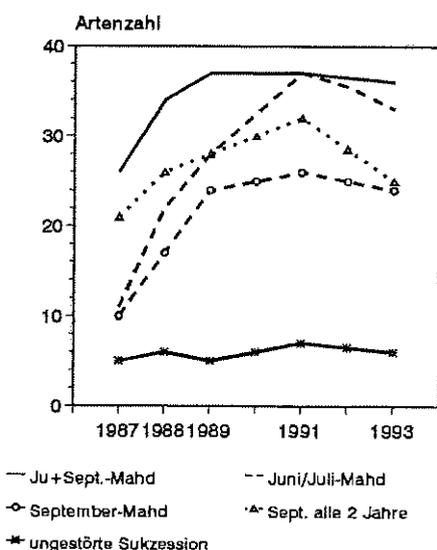


Abb. 3. Artenzahlen in unterschiedlich bewirtschafteten Dauerquadraten der Untersuchungsfläche 6 in der Düsterdieker Niederung.

dies die Ergebnisse der Großseggenbrache und einer brachgefallenen Sumpfdotterblumenwiese gezeigt haben. Nach Entfernung der über Jahre hinweg akkumulierten Streuschicht gibt die nun freie Bodenoberfläche vielen Gräsern und Kräutern die Möglichkeit, sich wieder neu zu etablieren. Die unterschiedliche Ausgangssituation in der *Carex acutiformis*-Gesellschaft für 1987 (s. Abb. 3) ist darin begründet, daß bereits im Februar vor der ersten Vegetationsaufnahme ein Abräumen der Streuschicht in den zu pflegenden Abschnitten erfolgte. Die weitergeführte Brache läßt den Bestand zwischen 5 und 7 Arten pendeln. In dem gemähten Seggenbestand ist mit der Ansiedlung zahlreicher Arten feuchter Standorte die Entwicklung zu einer *Calthion*-Feuchtwiese erkennbar.

Eine Umwandlung von Brachflächen in nutzbares Grünland läßt sich also relativ rasch durchführen. Demgegenüber vollzieht sich der pflanzensoziologische Wandel vom Wirtschaftsgrünland zur Brache zunächst recht langsam. Jedoch ist es, wie die Versuche gezeigt haben, kurzfristig mit einer floristischen Verarmung der Bestände verbunden.

Optimale Voraussetzungen für eine Artenzahlzunahme sind allgemein auf den bewirtschafteten, d. h. ein- bis zweimal im Jahr gemähten Parzellen gegeben. Eine Ursache ist in der extensiveren Wirtschaftsweise in den Jahren 1987 bis 1993 zu sehen. Vorteile gegenüber den übrigen Behandlungen zeigten in erster Linie die zweischürige Mahd und der Septemberschnitt (s. *Schwartzke* 1994), beides Varianten, bei denen zum Austrieb der Pflanzen im Frühjahr eine relativ offene Vegetationsdecke vorhanden ist (vgl. *Bakker* und *de Vries* 1985, *Bakker* und *Olf* 1992).

Der Grund der niedrigeren Artenzahlen im *Lolio-Cynosuretum* des Strönfeldes (Abb. 2) bei Schnittnutzung im Vergleich zur beweideten Parzelle ist darin zu suchen, daß durch das Mähen einer ehemaligen Weide eine vollkommene Vegetationsumschichtung stattfindet, bei der insbesondere während der Dominanzphase von *Holcus lanatus* die wenigsten Spezies zu finden sind. Denn die Beschattung durch den relativ hohen „Wiesenbestand“ wirkt hemmend auf die lichtliebenden Boden-

pflanzen, wobei die stärksten Verluste unter den für beweidetes Grünland typischen Pflanzenarten zu verzeichnen sind. Die weiterhin durchgeführte, extensive Beweidung in der Weidelgras-Weide bewirkt dagegen den reichsten Bestand mit 27 Arten.

Zur Veranschaulichung dieser Vegetationsumschichtung sei hier die Entwicklung dominanter Pflanzen des *Lolio-Cynosuretum* bei vier verschiedenen Behandlungen gegenübergestellt (Abb. 4). Es zeigt sich, wie die extensive Standbeweidung mit ca. 2 bis 3 Stück Vieh/ha und einmaligem Pflegeschnitt bei reduzierter Düngung (gelegentlich geringe Mengen Kainit) die typischen Weidezeiger *Trifolium repens* und *Lolium perenne* weiterhin im Bestand halten kann. Bei gleichzeitig zurückgehender Deckungsgradsumme von einem dichten zu einem strukturreichen, offenen Bestand nimmt *Holcus lanatus* hier aufgrund der Extensivierung signifikant zu. Bei zweischüriger Behandlung ist seine Zunahme am deutlichsten. In allen übrigen Varianten gehen die Weidezeiger auf fast 0 % zurück. Die Juni-Parzelle hat einen besonders starken Anstieg des Ausmagerungszeigers *Festuca rubra* zu verzeichnen. In der Brache-Variante ist vor allem der rapide Abfall des Gesamtdeckungsgrades zu erkennen, der durch die Streuakkumulation hervorgerufen wird. Damit verbunden ist ein Ausfall zahlreicher Pflanzenarten, die zu Beginn der Versuche nur untergeordnet mit geringer Deckung im Bestand vorhanden waren.

4. Deckungsgradverschiebungen ausgewählter Pflanzenarten

Das dynamische Verhalten der Vegetation im Standort- und Bewirtschaftungsgefälle läßt sich auch anhand einzelner, meist dominierender Arten beschreiben. Es sind hier Pflanzen, die für das Sukzessionsgeschehen der verschiedenen Untersuchungsstandorte besondere Bedeutung haben.

Festuca rubra und *Carex nigra*

In den meisten Versuchsflächen war *Festuca rubra* mit mehr oder weniger großen Anteilen bereits im Ausgangspflanzenbestand vorhanden. Bei einschüriger Juni/Juli-Mahd hat der Rot-Schwingel im *Lolio-Cynosuretum* des Strönfel-

Lollo-Cynosuretum, Strönfeld

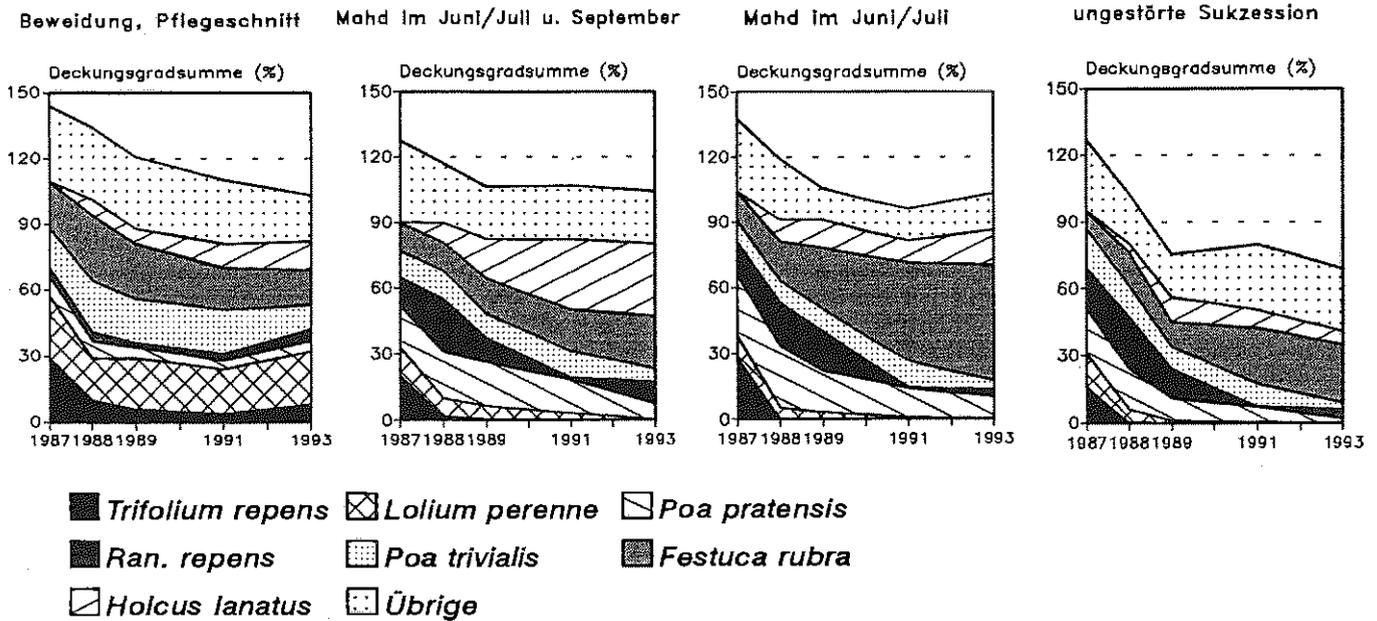


Abb. 4. Dynamisches Verhalten bestandsbildender Arten bei unterschiedlicher Bewirtschaftung auf der Untersuchungsfläche 4 im Strönfeld.

des den stärksten Zuwachs (s.o.). Gleiches gilt für die *Senecioni-Brometen* in den Heubachwiesen, im Feuchtgebiet Saerbeck (Abb. 5) und mit Einschränkung auch in der Düsterdieker Niederung. Trotz der stärkeren Ausmagerung bei zweischüriger Nutzung sind dort die Zuwächse wesentlich geringer. Dies deutet eine gewisse Empfindlichkeit von *Festuca rubra* gegenüber zu häufigem Schnitt an.

Im *Lolio-Cynosuretum* des Feuchtgebietes Saerbeck hat sich der Rot-Schwengel neu etabliert und konnte seine Deckungsanteile bis 1993 ausweiten. Seine stärksten Zunahmen erreicht er hier bei Septembermahd von 0 auf 7 % und bei zweischüriger Behandlung. Insgesamt zeigt der Rot-Schwengel eine Vergrößerung seiner Deckungsanteile in fast allen Dauerbeobachtungsflächen als Folge der Ausmagerung der nicht mehr gedüngten Versuchsflächen. *Carex nigra* kann vor allem in der ehemaligen Brache des *Senecioni-Brometums* in Saerbeck (Abb. 6) an Fläche gewinnen, wobei ein besonders starker Zuwachs auf fast 60 % in der einschürigen September-Parzelle zu verzeichnen ist. Zunahmen auf niedrigerem Deckungsniveau können auf den beiden Moorflächen der Heubachwiesen festgestellt werden. Schwän-

kungen im *Calthion* des Strönfeldes sind mit Ausnahme der zweischürigen Variante eher auf fallende Tendenz gerichtet.

Sowohl *Festuca rubra* als auch *Carex nigra* gehören mit *Ranunculus flammula* und *Agrostis canina* zu einer Artengruppe von Ausmagerungszeigern,

die auf dem überwiegenden Teil der Versuchsflächen Zunahmen zu verzeichnen hatten (Schwartzke 1994; vgl. auch Michels 1993). Die stärksten Zuwächse erreichten diese Arten bei Juni-Mahd und bei zweischürigem Juni- und September-Schnitt (vgl. Kapfer 1988). Da die Ausmagerung des Bodens meist

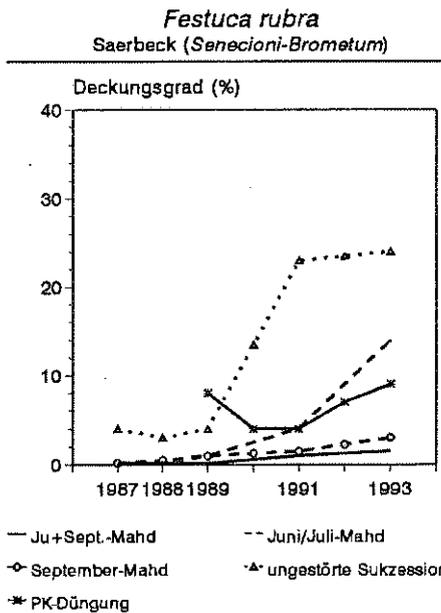


Abb. 5. Dynamisches Verhalten von *Festuca rubra* bei unterschiedlicher Bewirtschaftung auf der Untersuchungsfläche 8 im Feuchtgebiet Saerbeck.

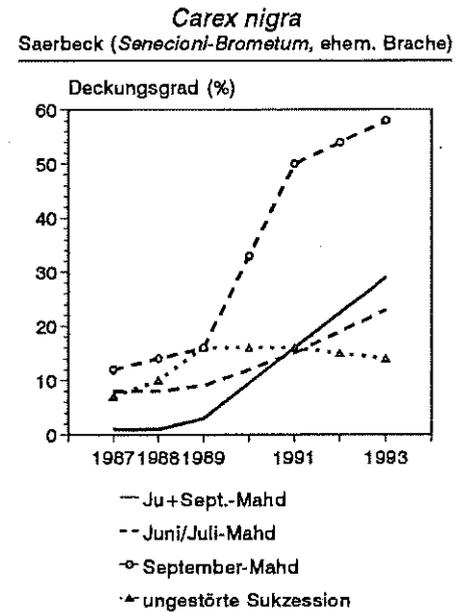


Abb. 6. Dynamisches Verhalten von *Carex nigra* bei unterschiedlicher Bewirtschaftung auf der Untersuchungsfläche 8 im Feuchtgebiet Saerbeck.

verbunden ist mit einer Abnahme der oberirdischen Phytomasse (Bakker und Olf 1992), können sich diese Magerzeiger gut ausbreiten. Bei Düngung mit Phosphat und Kalium sowie bei den Dauerquadraten, die in den von den Pächtern bewirtschafteten Flächen liegen, werden *Festuca* und *Carex* zurückgedrängt. Denn hier werden sie durch höherwüchsige Obergräser und/oder den Tritt und Verbiß des Viehs in ihrer Konkurrenzkraft geschwächt.

Die starken Zunahmen von *Agrostis canina* und *Ranunculus flammula* sind auf den als Grünland genutzten Moorflächen der Heubachwiesen als Folge der raschen Ausmagerung der mineralstoffarmen Torfe anzusehen. Gefördert wird der Flammende Hahnenfuß zusätzlich durch die Verletzung der Grasnarbe bei der Mahd der Versuchsstreifen (Schwartzte 1992).

Ranunculus repens

Die Vegetationsentwicklung des Wechselfeuchtezeigers *Ranunculus repens* zeichnet sich durch besonders starke Fluktuationen aus. Bei den meisten Behandlungsvarianten sind mehr oder weniger gleichgerichtete Veränderungen beobachtet worden. In vielen Fällen wurde 1991 ein Einbruch in seiner Deckung festgestellt, der möglicher-

weise mit den im Frühjahr '91 registrierten Spätfrösten in Verbindung zu bringen ist. Deutlich wird dieses Phänomen vor allem im *Senecioni-Brometum* der Düsterdieker Niederung (Abb. 7).

Insgesamt sind auf den Versuchsflächen beim Kriechenden Hahnenfuß weniger die Zu- bzw. Abnahmen von Bedeutung als vielmehr sein Entwicklungsverlauf von 1987 bis 1993. So dominiert in den Dauerquadraten der Verlauf mit z.T. starken Fluktuationen von Jahr zu Jahr (vgl. Elberse et al. 1983, Rosenthal 1992a), die unter anderem von der Witterung mit beeinflußt werden. Bei diesen artinternen Schwankungen handelt es sich oft um Überlagerungen von Sukzession und Fluktuation, die sich nicht eindeutig trennen lassen (Elberse et al. 1983 u.a.). Für *Ranunculus repens* scheinen vor allem günstige Lichtbedingungen am Boden wichtig zu sein. Das Brachfallen führt oft zum gänzlichen Ausfallen dieser Art.

Holcus lanatus

Holcus lanatus weist auf der Weide im Strönfeld (Abb. 4) sowie in dem Flutrasen mit *Ranunculus flammula* im Heubachgebiet (Abb. 8) allgemein Zunahmen auf, wobei diese bei zweischüriger Nutzung am stärksten sind. Im *Lollio-Cynosuretum* des Feuchtgebietes Saer-

beck zeigt das Honiggras starke Fluktuationen bei relativ hohen Deckungsgraden, die auch als Reaktion auf die Umstellung von Weide- zur Wiesenutzung anzusehen sind. Derartige Dominanzen von *Holcus* sind häufig gekoppelt mit einem Rückgang bzw. Ausfall von Verbands- und Trennarten der Weiden (vgl. Egloff 1986, Ganzert und Pfadenhauer 1988). Die *Senecioni-Brometen* zeichnen sich dagegen durch relativ geringe Schwankungen beim Honiggras aus. In der ehemaligen Brache in Saerbeck sowie dem *Senecioni-Brometum* der Düsterdieker Niederung geht die Tendenz zur Abnahme von *Holcus lanatus*.

Allgemein ist festzustellen, daß das Honiggras bei extensiver Nutzung zunimmt und von den späten Mahdterminen der Feuchtwiesenbewirtschaftung bei gleichzeitiger Ausmagerung der Bestände profitiert (Bakker 1989 u.v.a.). Die starken Zunahmen beim Wechsel von Weide- auf Wiesenutzung beschreiben auch Bakker (1989) und Schwöppe et al. (1992).

Alopecurus geniculatus

Beispielhaft kann mit dieser Art dokumentiert werden, wie stark die witterungsbedingte Abnahme der Flutrasenarten bei fast allen Behandlungen auf allen Versuchsflächen vonstatten ging (vgl. Schwartzte 1992). Größere Fluktuationen waren in der Selbstberasungsfläche der Heubachwiesen festzustellen. Dies liegt in der Tatsache begründet, daß hier zu Beginn der Untersuchungen im Jahre 1987 noch kein etablierter und pflanzensoziologisch gefestigter Vegetationsbestand vorlag. Die zwei Jahre zuvor noch als Acker genutzte Fläche wurde nicht mit einer Neuansaat versehen.

Auffällig ist dagegen die Zunahme von *Alopecurus geniculatus* auf den als Weide genutzten Teilflächen der Selbstberasungs- und der *Calthion*-Fläche (Abb. 9) der Heubachwiesen. Auch Meisel (1977) beschreibt die Förderung des Knick-Fuchsschwanz bei Beweidung feuchter Grünlandflächen. Eine Begründung für diesen Effekt ist darin zu suchen, daß die Flutrasenart durch ihre Ausläuferbildung in feuchten Grünlandflächen sehr schnell auf Narbenverletzung durch den Tritt des Viehs reagieren und sich ausbreiten kann und

Ranunculus repens
Düsterdieker Niederung (*Senecioni-Brometum*)

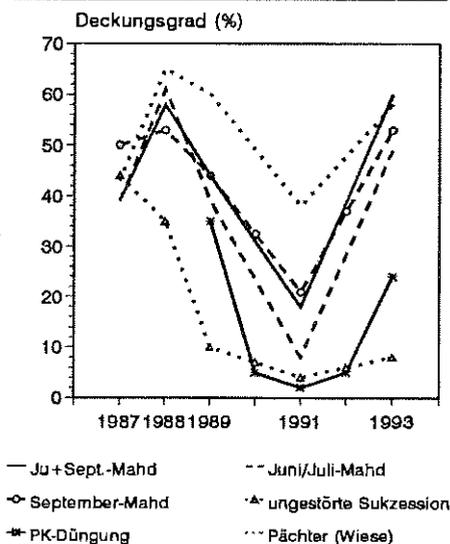


Abb. 7. Dynamisches Verhalten von *Ranunculus repens* bei unterschiedlicher Bewirtschaftung auf der Untersuchungsfläche 7 in der Düsterdieker Niederung.

Holcus lanatus
Heubachwiesen (*Ran.-Alop.*, *Ran. flammula*)

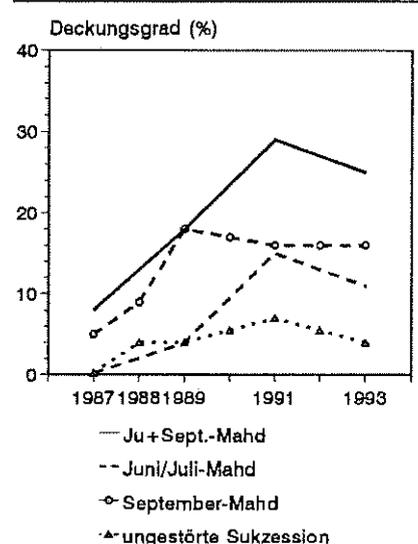


Abb. 8. Dynamisches Verhalten von *Holcus lanatus* bei unterschiedlicher Bewirtschaftung auf der Untersuchungsfläche 3 in den Heubachwiesen.

damit gegenüber Feuchtwiesenarten gefördert wird.

Allgemein sind auf den Versuchsflächen starke Deckungsgradverluste bei den Flutrasenarten *Alopecurus geniculatus*, *Glyceria fluitans* und *Eleocharis palustris* zu verzeichnen. Die Hauptursache ist in der seit 1987 zurückgehenden Niederschlagsmenge zu suchen. Außerdem ist die besondere hydrologische Situation des ersten Halbjahres 1987 (hohe Niederschlagsmenge, s. v. *Ruville-Jackelen* 1994) zu berücksichtigen, die seinerzeit zu einer starken Ausbreitung der Flutrasenarten geführt hat (vgl. *Ganzert und Pfadenhauer* 1988). Zu Beginn der Untersuchungen sind demnach gerade diese Arten in hohen Deckungsanteilen vorhanden gewesen. In den wiesengenenutzten Versuchsflächen werden die Verluste der Flutrasenarten allerdings durch Zunahmen und Neuetablierung typischer Feuchtwiesen-Pflanzenarten, jedoch auf niedrigerem Deckungsgradniveau, wieder wettgemacht (s. *Schwartzke* 1994).

Hinzuweisen ist in diesem Zusammenhang auch auf eine Beobachtung, die während der Kartiersaison 1994 gemacht werden konnte. Aufgrund der hohen Niederschlagsmenge im Herbst und Winter 1993 sowie im Frühjahr 1994 und der damit verbundenen, län-

geren Überstauung der Grasnarbe zeigen sowohl *Alopecurus geniculatus* als auch *Glyceria fluitans* und *Agrostis stolonifera* drastische Zunahmen in ihren Deckungsanteilen. Mit ihrer gut ausgeprägten Fähigkeit zur vegetativen Vermehrung über Ausläufer sind diese bei Staunässe konkurrenzkräftigeren Flutrasenarten anderen Feuchtwiesenpflanzen im Vorteil und gelangen auf Teilflächen schnell zur Dominanz. Diesen typischen Wechsel an die jeweils trockenen oder nassen Vegetationsperioden mit kurz- und längerfristigen, periodischen Veränderungen in Deckungsgrad und Biomasse umschreibt *Tüxen* (1950) als Harmonika-Sukzessionen.

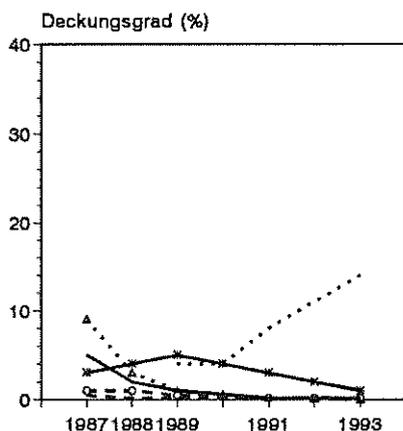
Trifolium repens und *Lolium perenne*

Als typische Art der *Lolio-Cynosureten* zeigt *Trifolium repens* auf den ehemaligen Weideflächen im Ströfeld (Abb. 4) und in Saerbeck rapide Abnahmen bei allen Schnittvarianten und der 8rache. Ebenfalls durchgehende Abnahmen, jedoch auf niedrigerem Deckungsgradniveau, weist er in den *Senecioni-Brometen* auf. Allgemein kommt die Empfindlichkeit des Kriechenden Weißklee gegenüber Beschattung durch Obergräser und stärkerwüchsige Kräuter zum Ausdruck. *Bakker* (1989) be-

zeichnet *Trifolium repens* als typische Weidepflanze, da hier durch das ständige Abfressen des Aufwuchses günstige Lichtbedingungen für den Klee geschaffen werden. So ist auf den Weideflächen im Ströfeld (s.o.) und in Saerbeck zu erkennen, wie dort der Weißklee nach anfänglich starker Abnahme relevante Deckungsanteile halten bzw. wieder leicht vergrößern kann. Den stärksten Zuwachs erreicht die Leguminosenart in der zweischürigen, jedoch mit Phosphat und Kalium gedüngten Parzelle des *Lolio-Cynosuretum* in Saerbeck (Abb. 10). Seine Deckung nimmt hier von 1991 bis 1993 von ca. 2 % auf 40 % zu. Die Kleeförderung durch PK-Düngung als bekanntes Phänomen bei der Aufwertung des Grünlandaufwuchses ist bereits häufig beschrieben worden (vgl. *Rabotnov* 1977 u.v.a.).

Lolium perenne gehört mit *Trifolium repens* und *Cynosurus cristatus* zu den für Weiden typischen Arten, die in den Dauerflächen im wesentlichen Deckungsgradabnahmen zu verzeichnen haben (*Schwartzke* 1994, vgl. *Elberse et al.* 1983, *Michels* 1993). Dies ist als Folge der nicht mehr oder weniger intensiv betriebenen Beweidung anzusehen, die Konkurrenzfaktoren Tritt und Verbiß gehen zurück. So kann *Lolium perenne* lediglich in der beweideten *Calthion*-Fläche der Heubachwiesen seine Anteile vergrößern. Im *Lolio-Cynosuretum* des Ströfeldes zeigt das Weidelgras bei Beweidung nur eine leichte Stagnierung, während die Schnittvarianten zum Zusammenbruch des *Lolium*-Bestandes führen (vgl. Abb. 4). Auf den größtenteils beweideten Versuchsflächen der Biologischen Station Zwillbrock gehört das Weidelgras zu den meist zunehmenden Arten (*Schwöppe et al.* 1992, vgl. *Bakker* 1989). Infolge der überwiegend betriebenen Schnittnutzung auf den hier untersuchten Dauerflächen werden dagegen die typischen Frisch- und Feuchtwiesenarten begünstigt bzw. gefördert.

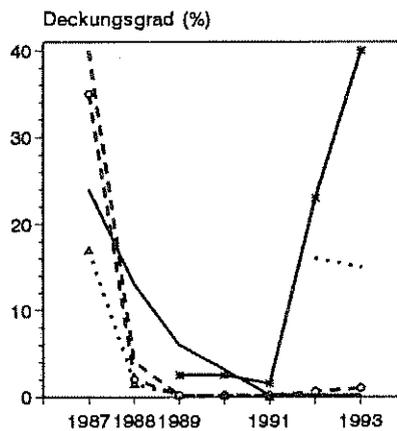
Alopecurus geniculatus Heubachwiesen (*Senecioni-Brometum*)



— Ju+Sept.-Mahd -- Juni/Juli-Mahd
 ◊ Septem.-Mahd * ungestörte Sukzession
 * Pächter (Wiese, Düng.) ... Pächter (Weide)

Abb. 9. Dynamisches Verhalten von *Alopecurus geniculatus* bei unterschiedlicher Bewirtschaftung auf der Untersuchungsfläche 1 in den Heubachwiesen.

Trifolium repens Saerbeck (*Lolio-Cynosuretum*)



— Ju+Sept.-Mahd -- Juni/Juli-Mahd
 ◊ Septem.-Mahd * ungestörte Sukzession
 * PK-Düngung ... Pächter (Mähweide)

Abb. 10. Dynamisches Verhalten von *Trifolium repens* bei unterschiedlicher Bewirtschaftung auf der Untersuchungsfläche 9 im Feuchtgebiet Saerbeck.

5. Konsequenzen für eine extensive Nutzung

Auf der Basis von Sukzessionsstudien, von deren Ergebnissen hier nur ein kleiner Teil vorgestellt wird, können Nutzungs- und Pflegehinweise für die

verschiedenen Feuchtgrünlandsgesellschaften abgeleitet werden. Dabei läßt sich die Frage, welche Art der Nutzung die optimale für eine arten- und strukturreiche Feuchtwiese oder -weide ist, generell nicht nach einem festen Schema beantworten. Zahlreiche Faktoren, wie Ausgangspflanzenbestand, Bodentyp, hydrologische Verhältnisse, Witterung sowie die allgemeinen Entwicklungen in einem Gebiet (z. B. Flächenankauf, Wiedervernässung) beeinflussen den Sukzessionsverlauf unabhängig von der eigentlichen Bewirtschaftung.

In den meisten Fällen ist davon auszugehen, daß zuvor intensiv genutzte oder unsachgemäß bewirtschaftete und deshalb meist artenarme Wiesen oder Weiden zu artenreichen Beständen entwickelt werden sollen. Wichtigste Voraussetzung für die Wiederetablierung typischer Feuchtwiesenarten der *Molinietalia* ist neben einem hohen Grundwasserstand zunächst die Ausmagerung mittels extensiver Schnittnutzung ohne Düngung. Die sich dadurch ergebende Verminderung des Aufwuchses läßt sich am besten mit der zweischürigen Nutzung erreichen (vgl. Kapfer 1988, Schwartzte 1992), weniger gut durch Einschnittnutzung, Mähweide- oder gar Standweidenutzung. Das durch Zweischnittnutzung bedingte, häufigere Offenhalten der z. T. bereits ausmagernden Bestände führt zu einer besseren Lichtstellung tieferer Vegetationsschichten. Insbesondere die Mahd führt also zur Entwicklung lückiger Grasnarben mit den entsprechenden Keimnischen für die meist konkurrenzschwachen Feuchtwiesenarten (Oomes und Mooi 1985, Bakker 1989, Rosenthal 1992a).

Bei den vorliegenden Untersuchungen sind dies vor allem Arten wie *Lychnis flos-cuculi*, *Lotus uliginosus*, *Galium palustre* u. v. a. Typische Ausmagerungszeiger sind dabei *Festuca rubra*, *Carex nigra* und *Ranunculus flammula* (vgl. Kapfer 1988). Eine Neuetablierung von *Carex rostrata* auf den Moorböden der Heubachwiesen kann nur bei konsequenter Wiesennutzung festgestellt werden. In den beweideten Arealen ist bisher keine Ansiedlung dieser Segge zu beobachten. Dies läßt unter anderem den Schluß zu, daß die Ausbildung bzw. Rückentwicklung typischer, seggenreicher Feuchtwiesen durch Bewei-

dung verzögert oder gar verhindert wird (Schwartzte 1994).

Darüber hinaus führt ein ausmagernder Pflanzenbestand mit seinen sich verringern den Ertragsmengen zu einer nachlassenden Transpiration und trägt damit zu einer leichten Wiedervernässung der Standorte bei (Pendant zur biologischen Entwässerung bei intensiv gedüngtem Grünland; vgl. Kapfer 1987). Die Ausmagerung und Entwicklung zuvor intensiv genutzter Bestände zu artenreicheren und typischen Feuchtgrünlandsgesellschaften bewirkt demnach auch eine Verbesserung der bodenhydrologischen Verhältnisse.

Neben dieser Art der Erhöhung der Bodenfeuchte benötigen viele ehemalige Feuchtgrünlandstandorte zusätzlich eine allmähliche, aber mäßige Wiedervernässung durch Anstau von Vorflutern. Denn obligatorisch für feuchte Wiesen und Weiden ist der relativ hoch anstehende Grundwasserspiegel auch in den Sommermonaten (Tüxen 1954, v. Müller 1956, Meisel 1977). Insbesondere bei Anmoor- und Niedermoorböden führt geringe Bodenfeuchte zur Erhöhung der Stickstoffmineralisation durch Mikroorganismen und damit zur Mobilisierung der Stickstoffvorräte der organogenen Böden (Grootjans und Schipper 1987, Schwartzte et al. 1989b, Schwartzte 1992). Für eine Einschränkung der Mineralisierung ist also ein hoher Grundwasserstand sowie die damit einhergehende Vernässung des Bodens erforderlich, da hierdurch eine Herabsetzung der Bodendurchlüftung erreicht wird. Allerdings führt eine zu drastisch vorgenommene Wiedervernässung in Form einer lang andauernden Überstauung der Grünlandflächen und den dadurch bedingten Luftmangel im Boden zur Ausbildung der meist artenärmeren Flutrasen (*Agrostietalia*) mit relativ stark aufgelichteter Grasnarbe (vgl. Kundel 1993). Typische Feuchtwiesenarten (*Molinietalia*) kommen mit derartigen Bedingungen weniger gut zurecht, denn sie benötigen einen mittleren Grundwasserstand von 30 bis 60 cm unter Geländeoberkante (vgl. Tüxen 1954, Meisel 1977).

Die Brache als weitere in den Versuchen beobachtete Variante erweist sich als das schlechteste Mittel zur Entwicklung quantitativ und qualitativ wertvollen Grünlandes. Dies gilt insbesondere für aufgedüngte und zuvor intensiv ge-

nutzte Bestände, die sich meist zu nitrophytischen Hochstaudenfluren unter anderem mit Brennesseln und Disteln entwickeln.

Die Betrachtung der verschiedenen, hier untersuchten Bewirtschaftungsformen hat gezeigt, daß sich bei zweischüriger Nutzung einerseits die günstigsten Voraussetzungen für konkurrenzschwache Feuchtwiesenpflanzenarten ergeben. Gegenüber den einschürigen Varianten und der Brache sind andererseits auch die höchsten Dichten an Feinwurzeln, ein verstärkter Turnover bei Neubildung und Absterben der Wurzeln und eine erhöhte mikrobielle Aktivität zu erwarten (Broll und Schreiber 1992), was in vielen Fällen mit einer höheren Regenwurmdichte verbunden ist (vgl. Schreiber et al. 1994). Die Beibehaltung oder Wiedereinführung traditioneller Nutzungsintensitäten ist also auch als Voraussetzung für eine reiche Wirbellosenfauna anzusehen. Trotz mancher negativer Auswirkungen auf die Fauna ist die Mahd des Feuchtgrünlandes als eine der möglichen und dringend notwendigen Bewirtschaftungsmaßnahmen anzusehen, die erst den Erhalt dieses Ökosystems garantiert (v. Nordheim 1992).

Für die extensive Nutzung bereits artenreicher und soziologisch gut ausgeprägter Gesellschaften sowie der durch Optimierung ausgemagerten und wiedervernässten Bestände lassen sich je nach Zielsetzung verschiedenste Nutzungshinweise geben.

Die extensive Bewirtschaftung der *Senecioni-Brometen* sollte sich auf einen zweimaligen Schnitt im Juni und September beschränken, wobei die erste Mahd um den 15. Juni je nach Witterung und ornithologischen Begebenheiten flexibel zu handhaben ist. Das Erfordernis einer gelegentlich verhaltenen Grunddüngung mit Phosphat und Kalium bei Nichtvorhandensein von Stallmist für die Sicherung einer sich lohnenden zweischürigen Nutzung wird auch vor dem Hintergrund der Förderung von Leguminosen und anderen Kräutern deutlich (Schwartzte 1994). Der damit verbundene, verstärkte Blütenreichtum bietet wiederum Nahrung für zahlreiche Insektenarten. Insbesondere die Sumpfdotterblumenwiesen i. e. S. sind aus der traditionellen Wirtschaftsweise mit zweischüriger Nutzung hervorgegangen und bieten mit

ihrem Struktur- und Artenreichtum ausgezeichnete Bedingungen für die den Wiesenvögeln als Nahrungsgrundlage dienende Fauna (vgl. *Oppermann* 1993). Die Erhaltungsdüngung mit Stallmist oder PK (kein NPK!) bringt ausreichende Nährstoffversorgung der auf Sand- oder Moorböden relativ kurz- bis mittelfristig ausmagernden und meist floristisch und soziologisch gut ausgeprägten Feuchtwiesen (vgl. *Ellenberg* 1982). Die Düngermengen sollten jedoch nicht über den entsprechenden Entzugswerten liegen (*Schwartzke* 1992), da dann mit der Ausbreitung von *Holcus lanatus* zuungunsten niedrigwüchsiger Feuchtwiesenarten zu rechnen ist (*Elberse et al.* 1983).

Ohne Düngung ist auf Teilflächen bei entsprechend fortgeschrittener Ausmagerung auch die Entwicklung von kleinsseggenreichen Feuchtwiesen (*Caricion nigrae*) oder auch Pfeifengraswiesen (*Molinion*) möglich. In den meisten Fällen bedeutet dies allerdings das Hinarbeiten auf rein pflegebedürftige Grünlandbestände. Das dabei lediglich einmal im Jahr gewonnene Schnittgut kann von den Landwirten häufig nicht mehr verfüttert werden und ist dann nur noch der Kompostierung zuzuführen. Alternativ läßt sich – jedoch nur bei entsprechend geringer Aufwuchsmenge – auch der Mulchschnitt im Herbst vertreten, bei dem die zerkleinerte Phytomasse auf der Fläche verbleiben kann (*Schreiber und Schiefer* 1985).

Der Erhalt von Großseggenriedern (*Magnocaricion*), Waldsimen-Beständen (*Scirpetum sylvatici*) und der *Juncus acutiflorus*-Gesellschaft läßt sich mit einem Herbstschnitt, der alle 1 bis 3 Jahre durchgeführt wird, erreichen. Dieser führt gegenüber der Dauerbrache zu einer vermehrten Artenvielfalt als Basis für Blüten- und Insektenreichtum.

Bei Mähweiden und besonders bei Standweiden, in denen die Ausmagerungserfolge bekanntlich wesentlich geringer sind als in den Mähwiesen, zeigt sich auf den extensiv mit 2 bis 4 Stück Vieh/ha beweideten Grünlandflächen, daß häufig eine Entwicklung zu ruderalisierten *Lolio-Cynosureten* stattfindet. Die Ausbreitung von Brennessel- und Distelbeständen (*Urtica dioica*, *Cirsium arvense*) ist hauptsächlich auf zuvor intensiv bewirtschafteten Flächen zu beobachten und resul-

tiert aus dem Nährstoffüberfluß der noch stark aufgedüngten Bestände bei gleichzeitig selektivem Freßverhalten des Weideviehs. Unabdingbar ist deshalb der jährliche Pflegeschnitt (vgl. *Rosenthal* 1992b), bei dem das Mahdgut vorzugsweise von der Weide zu entfernen ist.

Sollen magere Rotschwengel-Weiden (*Luzulo-Cynosuretum*) erhalten oder entwickelt werden, so ist gänzlich auf eine Düngung zu verzichten. Ein Erhalt der nährstoffreicheren Weidelgras-Weißklee-Weiden (*Lolio-Cynosuretum*) mit gut ausgeprägter Artengarnitur kann durch gelegentlich verhaltene Grunddüngung sichergestellt werden. Die Beweidung feuchter und nasser Standorte ist zu vermeiden, da eine Störung der nicht trittfesten Grasnarbe zu einer Wertminderung in der Artenzusammensetzung und Heuqualität nach sich zieht. Sie ist allenfalls nach dem ersten Schnitt (Mähweide) bei einem trockenen Witterungsverlauf im Sommer und Frühherbst zu vertreten. In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, daß artenreichere Feuchtwiesen ohnehin meist aus der Beweidung ehemaliger Feuchtwiesen (*Calthion*) hervorgegangen sind.

Insgesamt ist festzuhalten, daß für den Erhalt und die Optimierung artenreicher Grünlandvegetation die standortgemäße, extensive Nutzung Voraussetzung ist. Als Faustregel ist zu formulieren, daß je feuchter und organogener ein Standort ist, um so mehr als Bewirtschaftung die Mahd herangezogen werden muß. Trockene und frische Standorte können beweidet werden. Für die Fauna des Grünlandes gibt es darüber hinaus keinen optimalen Mahdzeitpunkt (v. *Nordheim* 1992), wobei hinsichtlich des Limikolenschutzes die traditionelle, zweischürige Nutzung der Feuchtwiesen i. e. S. mit der 1. Mahd Mitte Juni die günstigste ist. Ein Maximum an Artenreichtum bei Flora und Fauna in einem Gebiet ist darüber hinaus durch ein vielfältiges Nebeneinander unterschiedlichster, extensiver Nutzungsweisen zu erreichen (vgl. *Handke und Schreiber* 1985, *Oppermann* 1987, v. *Nordheim* 1992).

6. Literatur

- Bakker, J. P.*, 1989: Nature management by grazing and cutting. – Geobotany 14, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 400 S.
- Bakker, J. P., de Vries, Y.*, 1985: Über die Wiederherstellung artenreicher Wiesengesellschaften unter verschiedenen Mahdsystemen in den Niederlanden. – Natur und Landschaft 60, 7/8, 292–296, Bonn.
- Bakker, J. P., Oloff, H.*, 1992: Feuchtgrünlandextensivierung in den Niederlanden. – LÖLF-Mitt. 17, H.3: 42–45, Recklinghausen.
- Briemle, G.*, 1993: Grünlandextensivierung und Vegetationsentwicklung – Ergebnisse eines Freilandversuches. – Beitr. Akad. f. Natur- u. Umweltschutz Baden-Württemberg 14, 57–93, Stuttgart.
- Broll, G., Schreiber, K.-F.*, 1992: Einfluß extensiver Grünlandnutzung auf die mikrobielle Aktivität der Böden. – VDLUFA-Schr.R. 35, 837–841.
- Broll, G., Ruville-Jackelen, F. v., Schreiber, K.-F.*, 1993: Nährstoffdynamik extensiv gepflegten Feuchtgrünlandes in Nordwestdeutschland. – Verh. Ges. Ökologie 22, 21–25, Freising-Weihenstephan.
- Egloff, T.*, 1985: Regeneration von Streuwiesen (*Molinion*), erste Ergebnisse eines Experiments im Schweizer Mittelland. – Verh. Ges. Ökologie 13, 127–137, Göttingen.
- Egloff, T.*, 1986: Auswirkungen und Beseitigung von Düngungseinflüssen auf Streuwiesen. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stftg. Rübel 89, 183 S., Zürich.
- Elberse, W. T., van den Bergh, J. P., Dirven, J. G. P.*, 1983: Effects of use and mineral supply on the botanical composition and yield of old grassland on heavy-clay soil. – Neth. J. Agric. Sci. 31, 63–88, Wageningen.
- Ellenberg, H.*, 1982: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 3. Aufl., Ulmer: 989 S., Stuttgart.
- Ganzert, Ch., Pfadenhauer, J.*, 1988: Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer. – Natursch. Landschaftspf. Niedersachsen 16, 1–64.
- Grootjans, A. P., Schipper, P. C.*, 1987: Effects of drainage in *Calthion palustris* meadows. – In: Schubert, R., Hilbig, W., Eds.: Erfassung und Bewertung anthropogener Vegeta-

- tionsveränderungen Teil 2, Wiss. Beitr. 1987/25 (P28) MLU-Halle, 26–43.
- Handke, K., Schreiber, K. F.*, 1985: Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf unterschiedlich gepflegten Parzellen einer Brachfläche im Taubergebiet. – Münstersche Geogr. Arb. 20, 155–186, Paderborn.
- Kapfer, A.*, 1987: Untersuchungen zur Renaturierung ehemaliger Streuwiesen im südwestdeutschen Alpenvorland. – In: Schubert R., Hilbig, W., Eds.: Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen Teil 2, Wiss. Beitr. 1987/25 (P28) MLU-Halle, 179–215.
- Kapfer, A.*, 1988: Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. – Diss. Bot. 120, 144 S., Berlin.
- Kundel, W.*, 1993: Grünlandentwicklung unter dem Einfluß winterlicher Überstauungen. – Verh. Ges. Ökologie 22, 103–110, Freising-Weihenstephan.
- Meisel, K.*, 1977: Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flußtäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einige wesentliche Nutzungsansprüche. – Schr.R. Veg.kde. 11, 121 S., Bonn.
- Michels, C.*, 1993: Grünlandextensivierung im Feuchtgebiet Saerbeck. – LÖLF-Mitt. 18, H. 2, 51–55, Recklinghausen.
- Müller, A. v.*, 1956: Über die Bodenwasser-Bewegung unter einigen Grünlandgesellschaften des mittleren Wesertales und seiner Randgebiete. – Angew. Pflanzensoz. 12, 85 S., Stolzenau.
- Nordheim, H. v.*, 1992: Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmethoden auf die Wirbellosenfauna des Dauergrünlandes. – Aus: Extensivierung der Grünlandnutzung, NNA-Ber. 5, H. 4, 13–26, Schneverdingen.
- Oomes, M. J. M., Mooij, H.*, 1985: The effect of management of succession and production of formerly agricultural grassland after stopping fertilisation. – Münstersche Geogr. Arb. 20, 59–67, Paderborn.
- Oppermann, R.*, 1987: Tierökologische Untersuchungen zum Biotopmanagement in Feuchtwiesen. – Natur u. Landschaft 62, 235–241, Bonn.
- Oppermann, R.*, 1993: Nahrungspotentiale einer Landschaft für Wiesenbrüter und Konsequenzen für die Grünland-Extensivierung. – Verh. Ges. Ökologie 22, 221–227, Freising-Weihenstephan.
- Rabotnov, T. A.*, 1977: The influence of fertilizers on the plant communities of mesophytic grasslands. – Handb. of Veget. Sci. 13, 459–497.
- Rosenthal, G.*, 1992a: Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. – Diss. Bot. 182, 283 S., Berlin/Stuttgart.
- Rosenthal, G.*, 1992b: Problempflanzen bei der Extensivierung von Feuchtgrünland. – Aus: Extensivierung der Grünlandnutzung, NNA-Ber. 5, H. 4, 27–36, Schneverdingen.
- Ruville-Jackelen, F. v.*, 1994: Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt und Bioelementtransport an ausgewählten Standorten des Feuchtgrünlandes im Münsterland. – Diss. Univ. Münster.
- Schmidt, W.*, unter Mitarbeit von *Dierschke, H., Ellenberg, H.*, 1974: Vorschläge zur vegetationskundlichen Untersuchung auf Dauerprobeflächen. – Mskr. Göttingen.
- Schreiber, K.-F.*, 1987: Sukzessionsuntersuchungen auf Grünlandbrachen und ihre Bewertung für die Landschaftspflege. – In: Schubert, R., Hilbig, W., Eds.: Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen Teil 2, Wiss. Beitr. 1987/25 (P28) MLU-Halle, 275–284.
- Schreiber, K.-F., Schiefer, J.*, 1985: Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen – 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. – Münstersche Geogr. Arb. 20, 111–153, Paderborn.
- Schreiber K.-F., Mattes, H., Broll, G., Brauckmann, H.-J.*, 1994: Faunistische Untersuchungen auf Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg – Sukzessionsflächen im Vergleich zu extensiv gepflegtem Grünland. – In: Landesanst. f. Umweltschutz (Hrsg.) 1994, 2. Statuskolloquium des Projektes „Angewandte Ökologie“, Bd. 8, Karlsruhe.
- Schwartzte, P.*, 1992: Nordwestdeutsche Feuchtgrünlandgesellschaften unter kontrollierten Nutzungsbedingungen. – Diss. Bot. 183, 204 S., Berlin/Stuttgart.
- Schwartzte, P.*, 1994: Vegetationsentwicklung in Dauerflächen des Feuchtgrünlandes – Bilanz nach sechs Jahren unterschiedlichen Managements. – LÖBF-Mitt. 19, H. 1, 51–56, Recklinghausen.
- Schwartzte, P., Ruville-Jackelen, F. v., Vogel, A., Broll, G., Schreiber, K.-F.*, 1989a: Vegetationskundliche Differenzierung von Feuchtgrünland und dessen Beeinträchtigung durch Nutzungsänderung und Grundwasserabsenkung sowie Hinweise zu notwendigen Pflegemaßnahmen. – Unveröff. Forschungsbericht, 191 S., Münster.
- Schwartzte, P., Schreiber, K.-F., Vogel, A.*, 1989b: Einfluß von unterschiedlichem Management auf Vegetation und Standortsfaktoren im Feuchtwiesengebiet „Düsterdieker Niederung“. – Verh. Ges. Ökologie 19/2, 488–496.
- Schwöppe, M., Verch, G., Vormann, M.*, 1992: Zur landwirtschaftlichen Nutzung von Feuchtwiesen im Kreis Borken. – LÖLF-Mitt. 17, H. 3, 69–75, Recklinghausen.
- Tüxen, R.*, 1950: Grundriß einer Systematik der nitrophilen Unkrautgesellschaften in der Eurosibirischen Region Europas. – Mitt. Flor. Soz. Arb.gem. 2, 94–175, Todenmann.
- Tüxen, R.*, 1954: Pflanzengesellschaften und Grundwasserganglinien. – Angew. Pflanzensoz. 8, 64–98, Stolzenau.

Anschrift des Verfassers

Dr. Peter Schwartzte
Arbeitsgruppe Feuchtwiesen
c/o Kreisverwaltung
Landrat-Schultz-Straße 1
49545 Tecklenburg

Kartierung und Bewertung der Niedermoorböden im Oberen Rhinluch (Brandenburg)

von Jutta Zeitz

1. Problemstellung

Im System der landwirtschaftlich genutzten Böden nehmen Niedermoore, die zu den organischen Böden zählen, eine Sonderstellung ein. Im Unterschied zu den Mineralböden ist bei Moorböden die Umwandlung und Akkumulation von organischem Stoff gleichzeitig Substrat- und Bodenbildungsprozeß. Die Niedermoore Ostdeutschlands wurden in den letzten 20 Jahren intensiv landwirtschaftlich genutzt. Sie lieferten ca. 38 % des Grobfutteraufkommens für die Tierproduktion. Voraussetzung für diese intensive Nutzung war eine tiefe Grundwasserabsenkung. Sie ermöglichte jederzeit ein ungehinder-tes Befahren und Bearbeiten der Fläche. Der Anbau von stark wasser-verbrauchenden Saatgräsern mit drei- bis viermaliger Schnittnutzung und häufigem Umbruch verstärkte die Austrocknung der Böden und führte im Ablauf mehrerer komplexer Prozesse zur Moorbodendegradierung und zum Moorbodenverlust. Diese Vorgänge wurden durch die in Ostdeutschland trockneren Klimaverhältnisse besonders beschleunigt. Der Moorverlust von landwirtschaftlich genutzten Moorböden kann für deutsche Klimaverhältnisse bei Grünlandnutzung mit durchschnittlich 5–10 mm und bei Ackernutzung mit 10–20 mm pro Jahr angenommen werden (Lehrkamp 1987, Titz 1992).

Nach Mundel (1976) liegt das Maximum der jährlichen Torfabbauraten durch Mineralisierung bei einem Grundwasserflurabstand von 9 dm u. GOK; bei weiterer Entwässerung wird der Abbau geringer, da die Bodenfeuchtebedingungen für die Mikroorganismen ungünstig werden. Durch den Torfabbau kann es insbesondere auf Mooren zur Nitratanreicherung in den grundwassernahen Schichten kommen (Eschner 1989). Ein vermutlich nicht unerheblicher Teil des Stickstoffs geht in Form von gasförmigem Stick-

stoff durch Denitrifikation verloren (Kuntze 1990).

Degradierete Niedermoore werden zunehmend ertragsunsichere Standorte. Aufgrund der veränderten agrarpolitischen Verhältnisse werden die Niedermoore zudem zu marginalen Standorten – sie werden als erste aus der Nutzung herausgenommen. Nach Kuntze (1990) liegt in dieser Entwicklung auch eine große ökologische Chance. Neue Nutzungskonzepte für die degradierten Niedermoore mit Vorrang für die Fragen des Boden-, Gewässer- und Naturschutzes sind zu entwickeln.

Grundvoraussetzung für die Konzipierung veränderter Moornutzungen ist eine exakte Kenntnis über den tatsächlichen Zustand des Standortes. In Form einer Ist-Aufnahme des Bodens, der Vegetation und der Nutzung sowie deren ökologischen Bewertung entsteht die Basis zur Ableitung konkreter Maßnahmen sowie zur Formulierung von Erfolgsparametern für das zu definierende landschaftsökologische Leitbild. Pfadenhauer (1988), Kapfer (1988) und Kuntze (1992) weisen ebenfalls darauf hin, daß die Veränderungen in einem künftigen Moormanagement nicht steuerbar sein werden ohne präzise Kenntnisse des Ist-Zustandes.

Deshalb förderte das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung von 1991 bis 1993 das Forschungsprojekt „Zustandserfassung und Kartierung der Moorböden im Niederungsgebiet Oberes Rhinluch als Grundlage für die Planung von standortangepaßten, umweltschonenden Nutzungsformen“ (Zeitz 1993) mit dem Ziel, erstmalig im deutschsprachigen Gebiet für eine zusammenhängende Niederungslandschaft von 12 000 ha mit ca. 8 900 ha bisher intensiv landwirtschaftlich genutztem Niedermoor, eine komplexe Standortbeurteilung und eine Einschätzung der Moorbodenentwicklung zu erarbeiten. Methodisch war zu prüfen, für welche Planungen welche Parame-

ter und Fachkarten im Sinne des Moorbodenschutzes empfehlenswert sind. Im folgenden werden ausgewählte, den Moorboden betreffende Ergebnisse aus dem Forschungsabschlußbericht veröffentlicht.

2. Methodik

Das Obere Rhinluch ist ein Versumpfungsmoor ca. 70 km nordwestlich von Berlin. In der Projektzeit wurde das Kerngebiet von ca. 8 900 ha Niedermoor entsprechend TGL 24300/04 (TGL: ehemaliges DDR-Normblatt, vergleichbar der DIN) kartiert und nivelliert (ca. 3 700 Bohrpunkte) sowie ca. 300 Profile beprobt. Diese Gelände- und Labordaten waren Basis für die Bewertung der Niedermoore hinsichtlich ihres Bodenentwicklungszustandes (siehe Tab. 1) und für die Erarbeitung von Fachkarten im Maßstab 1:10 000, der Höhenlinien, der Moormächtigkeit, der Substrattypen, der Bodentypen und der aktuellen Vegetation mit Hilfe der „Wasserstufen-Kennzeichnung“ nach Petersen (1952). Zur Auswertung lagen Karten der Moormächtigkeit, der Substrattypen und der Wasserstufen von 1969/70 vor, die im Rahmen einer meliorativen Standortkartierung angefertigt worden waren (Maßstab 1:5 000).

3. Ergebnisse

3.1 Moorboden-Bewertung

Die Moormächtigkeit ist die Mächtigkeit der Substrate Torf und Mudde. Sie ist eine wesentliche Größe für die ökologische Bewertung einer Niederungslandschaft. Je mächtiger ein Moor ist, je größer ist auch seine Bedeutung im Landschaftswasserhaushalt und für eine mögliche Renaturierung. Unter den Bedingungen des Versumpfungsmoores „Oberes Rhinluch“ sind mit höherem ökologischen Wert die Moorflächen mächtiger 12 dm einzuschätzen. Die im Untersuchungsgebiet vorgefundene Moormächtigkeit schwankte insgesamt zwischen 0,2 und 10 m. Es sind 6 307 ha (71,5 %) bis 12 dm; 1 906 ha (21,6 %) bis 20 dm und 607 ha (6,9 %) über 20 dm mächtig.

Somit kann das Moorgebiet mit vorwiegend flach- bis mitteltiefgründig bezeichnet werden. Als Ausnahme ist eine tiefe Rinne zu bezeichnen, die als

Fortsetzung der Ruppiner Seenkette das Obere Rhinluch in nordwestlicher Richtung durchquert. Bedingt durch die tiefere Lage des Talbodens bildet sich im zentralen Teil des Oberen Rhinluchs, noch über die tiefe Rinne hinausgehend, ein tiefgründiges Verlandungsmoor.

Werden die Ergebnisse der Moormächtigkeitkartierung mit denen von 1969/70 verglichen (mit Hilfe einer Planimetrierung bzw. Auszählung), so ergibt sich ein Moorflächenverlust von 783 ha; davon entfallen 280 ha auf Flä-

chen, die durch eine Tiefpflugsand-deckkultur umgestaltet wurden. 503 ha Moorflächenverlust traten durch Oxidation und mikrobiellen Torfverzehr auf. Der Moorbodenschwund in den vergangenen 20 Jahren variiert zwischen 5 mm/a und 17 mm/a, je nach Standortbedingungen.

Der Substrattyp kennzeichnet die wesentliche Stratigraphie eines Standortes, insbesondere die Art des Liegenden. Bedingt durch die Entstehung, die Torfgewinnung im 19. Jahrhundert und den Torfchwund als Folge

landwirtschaftlicher Nutzung, ist das heute vorzufindende Bild der Substrattypenverteilung im Oberen Rhinluch durch eine sehr hohe räumliche und inhaltliche Heterogenität gekennzeichnet.

Im Gebiet haben die sandunterlegten Substrattypen die größte Verbreitung, so daß eine Kennzeichnung mit Hilfe des hydrologisch-genetischen Moortypes „Versumpfungsmoor“ (nach Succow und Jeschke 1986) gerechtfertigt ist. Da die Substrattypen (in ihrer Anwendung nach TGL 24300/04) über die Tiefe des Substratwechsels informieren, erhält man durch diese Fachkarten Informationen darüber, in welchem Substrat (Torf, Sand, Mudde) sich das Grundwasser hauptsächlich bewegt, und es sind Schlußfolgerungen über die Wasserdurchlässigkeit und -strömungsgeschwindigkeit möglich.

Die Moorbodenentwicklung läßt sich sehr gut durch die Ausgrenzung prognostischer Bodenhorizonte beschreiben. In den ostdeutschen Bundesländern bestehen hier gute Erfahrungen mit der Beschreibung durch die bodensystematischen Einheiten Ried, Fen, Erdfen, Fenmulm und Mulm (entsprechen in der ehemaligen DDR dem „Bodentyp“; mit Begriffen aus den bisherigen DIN der westdeutschen Bundesländer gibt es derzeit keinen Vergleich), wobei Fenmulm und Mulm Entwicklungsstadien mit eindeutiger Bodendegradierung darstellen. Niedermoorböden des Typs „Erdfen“ haben eine für das Pflanzenwachstum günstige Bodenfruchtbarkeit.

Die Kennzeichnung durch Bodentypen spiegelt die Bodenentwicklung als Ergebnis der Moorgenese und der Nutzungsgeschichte wider. Da die Moorbodenkartierung erst seit Mitte der 70er Jahre die Bodentypen berücksichtigt, d.h. während früherer Arbeiten nur der Oberboden hinsichtlich seines Vererdungszustandes eingeschätzt wurde, sind die Kartierungsergebnisse 1991/92 von besonderer Bedeutung. Das Untersuchungsgebiet ist auf 41,5 % der Fläche durch den Bodentyp Erdfen gekennzeichnet. 4984 ha, das sind 56,5 % der Fläche, sind durch Degradierungsmerkmale geprägt, so daß sie den Bodentypen Fenmulm (2229 ha bzw. 25,3 %) und Mulm (2755 ha bzw. 31,2 %) zuzuordnen sind (Abb. 1). Ge-

Tab. 1. Ökologische Standortbeurteilung von Niedermooren im Oberen Rhinluch (Vorgehensweise bei der Kartierung)

Merkmal	Feldansprache	Laboranalyse	Ergebnis ermöglicht Aussagen über/zu:
Torf-, Mudde- und Moormächtigkeit	X		{ Ausmaß der Moorbodenverluste (Vergleich mit 1970) Wasser- und Lufthaushalt Wasserregulierbarkeit (Durchlässigkeit), Wiedervernässbarkeit Stadium der Bodenentwicklung Auftreten von oberflächennahem Stauwasser
Art der Torfe und Mudden, Zersetzungsgrad und Konsistenz	X		
Art des mineralischen Untergrundes	X		
Bodenhorizonte (Abfolge, Mächtigkeit)	X		
Wasserstufen nach Petersen (1952)	X		
Bodengefüge	X		
Oberflächenrelief	X		
bodenphysikalische Parameter im Tiefenprofil: - Dichte, Porenvolumen - Wasservolumen und Luftgehalt - Grad der Oberbodendegradierung		X X X	{ Wasser- und Lufthaushalt, Wasserregulierbarkeit, aufzufüllendes Bodenspeichervolumen Stadium der Bodenentwicklung
bodenchemische Parameter im Oberboden: - pH-Wert - Gehalt an P, K und N		X X	
Kartierung der Pflanzengesellschaften, Zeigerpflanzen	X		{ Feuchtpflanzenpotential { Möglichkeiten der Renaturierung

bietlich sind zwei Bereiche klar zu unterscheiden, der kleinere und von der Schmelzwasserrinne durchzogene Bereich (zwischen Bützsee, Kremmener See, Beetzer See und Linumhorst) weist großflächig den Bodentyp Mulm auf. Die Torfschicht über der Kalkmudde ist häufig nur noch 2–4 dm mächtig. Bedingt durch die nur geringe Wasserdurchlässigkeit der Kalkmudde trockneten diese Torfe im Sommer stark aus und vermulmten. Durch häufiges und tiefes Umbrechen wurde vielfach schon Kalkmudde in die Oberbodenhorizonte miteingemischt. Die pH-Erhöhung fördert dann den Torfabbau noch zusätzlich. Hier ist abzusehen, daß die Torfdecke in nicht allzuferner Zeit völlig abgebaut sein wird. Im Bereich der Schmelzwasserrinne, entlang der Rhinläufe, ist noch weitgehend der Bodentyp Erdfen vorzufinden. Durch ihre tie-

fere Lage konnten diese Standorte nie intensiv landwirtschaftlich genutzt werden. Durch die geringeren Grundwasserflurabstände war der Oberboden feuchter, und eine Bodenentwicklung in Richtung Mulm fand nicht statt.

Wesentlich anders ist der zweite, der größere Teil des Oberen Rhinluches hinsichtlich seiner Bodentypenzusammensetzung einzuschätzen. Da das Mooregebiet zwischen 1790 und 1890 zur Brenntorfgewinnung abgetorft wurde, mußte zu Transportzwecken das Flußsystem gestaut werden. Dadurch liegt der heutige Rhinwasserstand teilweise bis 1,5 m über Gelände, ein Umstand, der streckenweise einen Druckwasseraustritt nach sich zieht. Große Flächenbereiche des Hauptteiles sind nach 1971 20 Jahre lang intensiv landwirtschaftlich genutzt worden.

Man könnte nun, zieht man die Erfahrungen aus anderen Mooregebieten heran, erwarten, daß große Flächenanteile bereits vermulmt sind, das ist jedoch durchaus nicht so. Bedingt durch den Druckwassereinfluß und das unebene Relief des sandigen Taluntergrundes sowie das Talgrund nachzeichnende Oberflächenrelief tragen größere, tiefergelegene Flächenpartien den Bodentyp Erdfen. Steigt der Taluntergrund dann an, so ist auf den höhergelegenen Flächen der Bodentyp Mulm oder auch Fenmulm vorzufinden. Durch die vielen Durchragungen von Talsandinseln und -zungen wird die Heterogenität des Bodentypenmosaiks verstärkt. Auf großen Teilbereichen sind diese Durchragungen mit Anmoor bedeckt. Die Standortheterogenität flachgründiger Versumpfungsmoore betrifft insbesondere das Oberflächen-

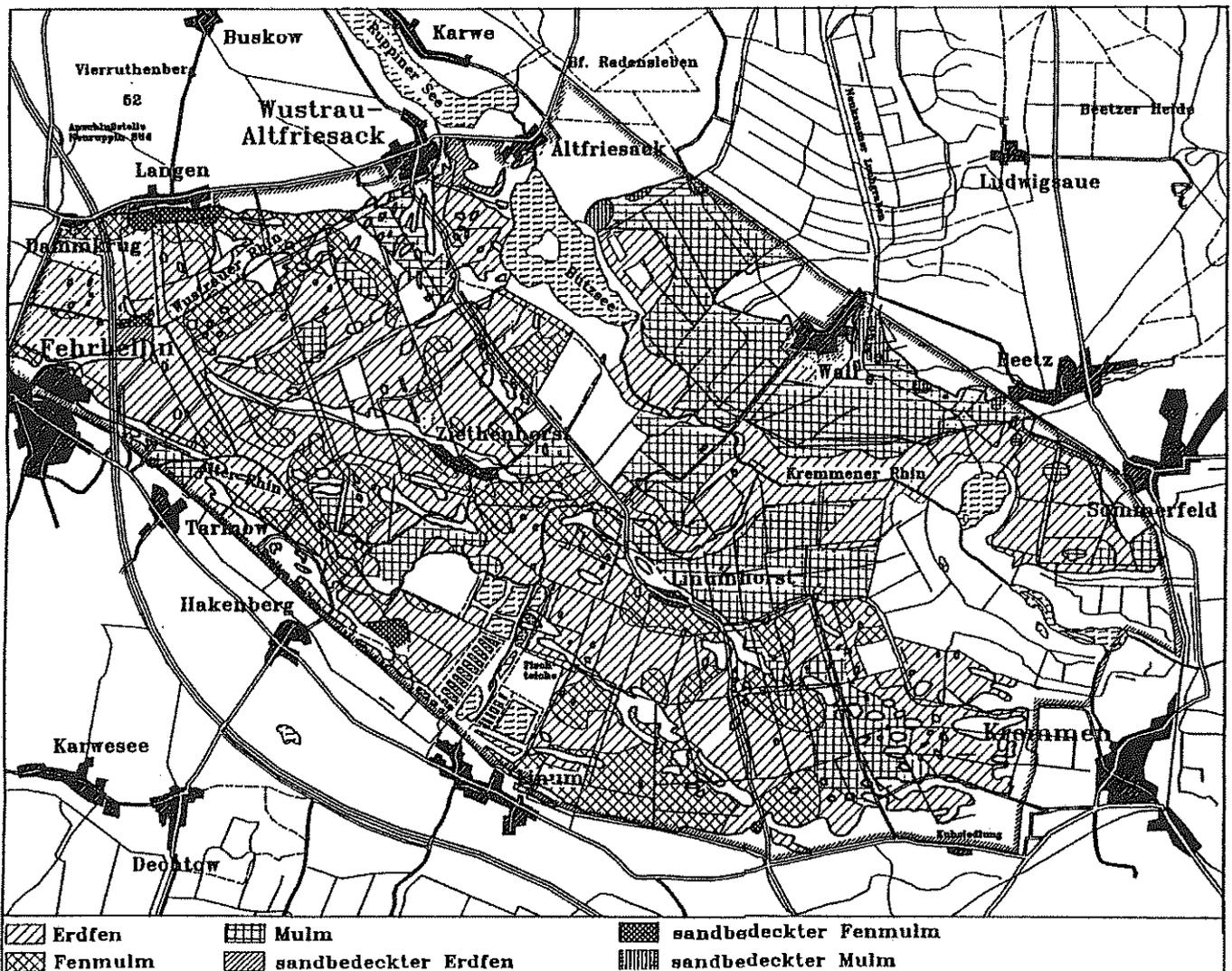


Abb. 1. Verteilung der Bodentypen im Oberen Rhinluch; Maßstab 1:80 000.

3.2 Hinweise für künftige Kartierungen von Niedermooren

Kartierungen und Bewertungen von Niedermooren sind in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg (mit 14% bzw. 9% die Bundesländer mit dem höchsten Anteil an agrarisch genutzten Moorböden an der Landesfläche) in den folgenden Jahren im Umfang von mehreren 100000 ha geplant. Ziel ist die Erarbeitung von Moorstandortkatalogen (z.B. in Mecklenburg-Vorpommern, Ratzke 1993) bzw. von Moorbodenkarten (Kartierungsvorhaben des Landes Brandenburg; Projektbeirat Niedermoore, 1994), auf deren Basis geeignete Schutz- und Pflegeprogramme, Renaturierungsmaßnahmen und extensive Nutzungsstrategien erarbeitet werden sollen. Für diese oder ähnliche großflächige Moorkartierungen ergeben sich aus dem Forschungsprojekt im Oberen Rhinluch folgende Hinweise: Die Aufnahmefähigkeit und die Art der zu untersuchenden Parameter hängen ab von

- der Zielstellung der Kartierung,
- der Art und Qualität vorhandener Unterlagen.

Ältere Moorfachkarten liegen vor, v.a. in den Bundesländern Niedersachsen, Baden-Württemberg und Bayern,

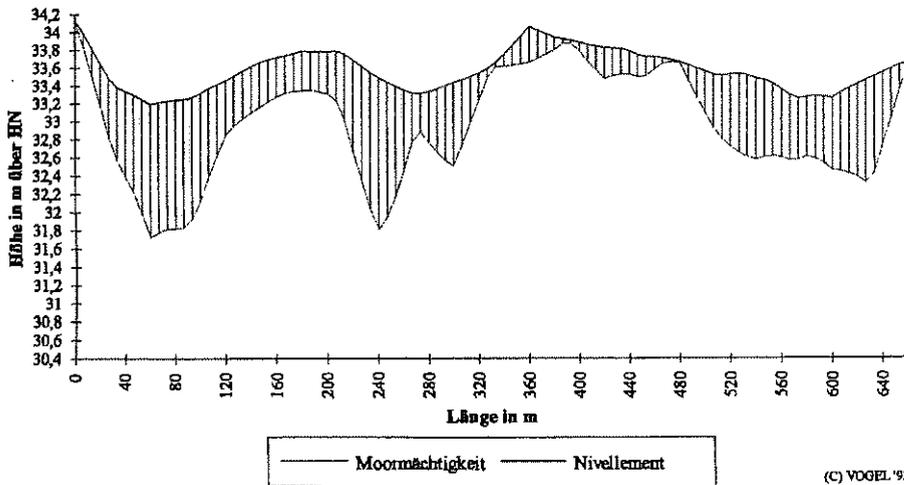


Abb. 2. Geländeschnitt durch den Moorkörper (Versuchsfläche GWR 17; Oberes Rhinluch; 1992).

relief. Geländeunterschiede von >1,0 m auf 100 ha sind häufig (Abb. 2). Ursache ist der als Ergebnis der periglazialen Reliefausformung entstandene sehr bewegte mineralische Untergrund. Da Mooroberfläche und Oberfläche des mineralischen Substrates häufig parallel verlaufen, entwickelt sich ein entsprechend heterogenes Oberflächenrelief.

Dies hat einerseits negative Folgen für die landwirtschaftliche Produktion, insbesondere auf Flächen mit zweiseitiger

Grundwasserregulierung (Entwässerung und Bewässerung durch Grabeneinstau), kann andererseits aus der Sicht des Naturschutzes von Vorteil sein. Die Simulation einer möglichen Grundwasseranhebung auf derartigen Flächen zeigt, daß sich auf engstem Raum Flachwasserbereiche neben feuchten Moorarealen (GW-Stand 0–20 cm unter Geländeoberkante) und trockeneren Anmoorerhebungen ausbilden (Abb. 3). Dies ist insbesondere als Lebensraum für Limikolen günstig.

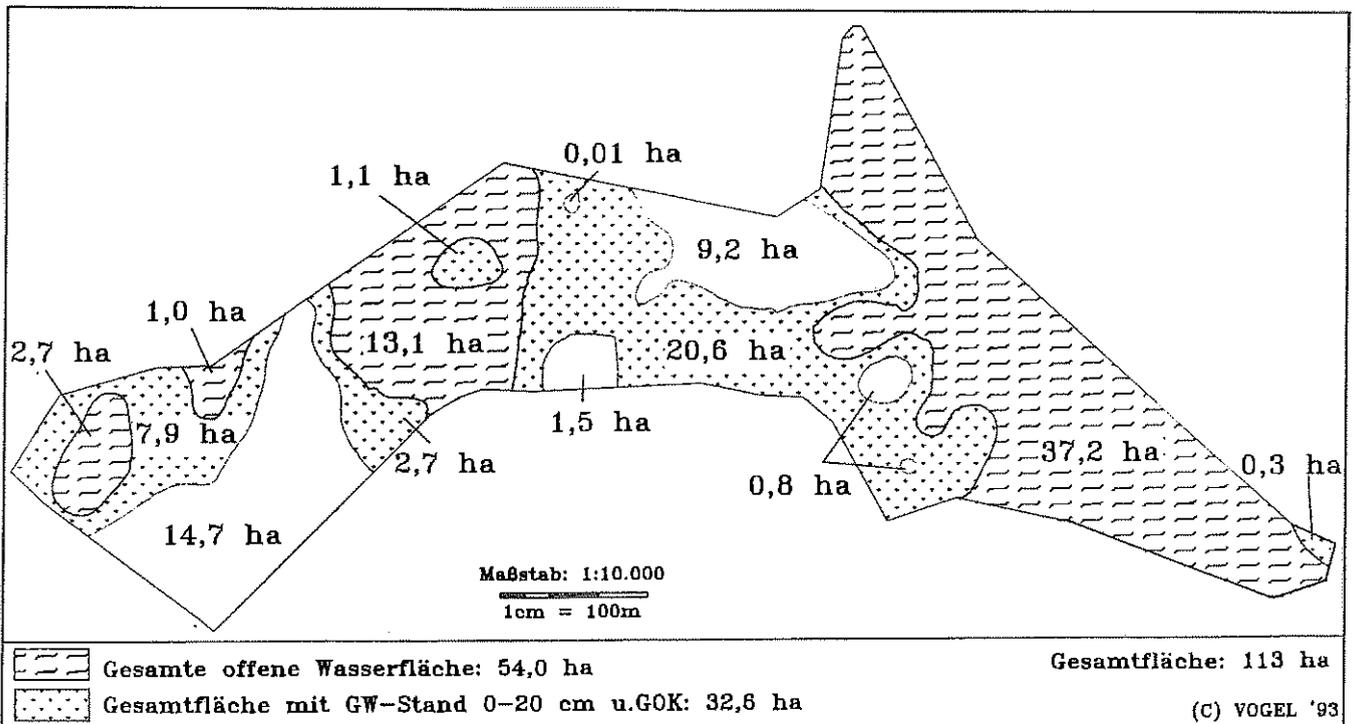


Abb. 3. Simulation der Wiedervernässung (Versuchsfläche am Alten Rhin); Grundwasserstand entspricht 0–50 cm über tiefstem Punkt in der Fläche.

sowie von ca. einem Drittel der Moore Ostdeutschlands (hier im Maßstab 1:5000; oft Bohrpunktraster 100 m x 100 m). Liegen diese Karten nicht vor, ist mit Hilfe eines Bohrpunktrasters die Strategigraphie zu erfassen. Je nach genetisch-hydrologischem Moortyp kann das Raster weiter (z.B. Durchströmungsmoore) oder enger (z.B. Versumpfungsmoore) sein. Die ausschließliche Arbeit mit Transekten, die in Abhängigkeit vom erkennbaren Oberflächenrelief zu wählen wäre, scheint wenig zuverlässige Informationen zu geben. Mit einer gewissen Fehlerquote kann bei Versumpfungsmooren und Durchströmungsmooren auf die Erfassung der Substrattypen verzichtet werden; die Abbohrung der Moormächtigkeit erscheint ausreichend genau. Die Notwendigkeit der Erfassung der Moorentwicklung (Bodentypen) und der Pflanzengesellschaften (Wasserstufen) ist sehr differenziert einzuschätzen. Befindet sich auf dem Niedermoor ein entsprechend etablierter Pflanzenbestand, können durch eine fachgerechte flächendeckende Kartierung aller vorhandenen Vegetationsausbildungen erste Rückschlüsse gezogen werden auf

- die Wasserverhältnisse,
- den Bodenentwicklungszustand,
- die bisherige Flächennutzung.

Die Kartierung von angrenzenden Vorflutern oder Saumbiotopen ist für die Einschätzung des noch vorhandenen Artenpotentials an moortypischen Pflanzen für mögliche Renaturierungen von großer Bedeutung. Im Vorfeld der Kartierungen ist die Verwendbarkeit von Luftbildern zu prüfen. Der Bodentyp sollte an Stellen mit auffallend abweichenden Wasserstufen (Wasserstufendifferenz >1; z.B. 3+ im Vergleich zu 2+) mit Hilfe einer Bodenprofilansprache (Profilgrube; Horizontausweisung) festgestellt werden. Für die Festlegung der Intensität solcher Profilanlagen sind unbedingt im Vorfeld die Nutzungsgeschichte des Niedermoors sowie die klimatischen Bedingungen zu erfragen:

- Art und Qualität der hydrotechnischen Anlagen,
- Art und Intensität der bisherigen Nutzung,
- mögliche Nutzungsbegrenzungen,
- Grundwasserstände in der Vegetationszeit,

- jährliche Niederschlagssumme und durchschnittliche Lufttemperatur.

Ist großflächig Moordegradierung (Bodentyp Mulm) zu erwarten, erscheint ein dichtes Profilkpunktraster nicht notwendig; wichtiger ist die Abgrenzung von Flächen der Bodenentwicklungsstufe Erdfen. Hinsichtlich der Entnahme von Bodenproben ist ebenfalls in erster Linie von der Zielstellung auszugehen.

Nach Kenntnis der Stratigraphie sollten an fachlich zu definierenden Punkten (z.B. tiefster Bereich oder Bereich mit Substratwechsel) bis zum mineralischen Untergrund Stechzylinderproben für die Parameter

- Substanzvolumen,
- Porenvolumen,
- Trockenrohddichte,
- Glührückstand

entnommen werden. Ein Stechzylinder je Horizont oder Schicht erscheint ausreichend. Die Messung der gesättigten Wasserleitfähigkeit (k_f -Wert) ist für praktische Zwecke zu aufwendig. Die Ableitung der Werte aufgrund der Substratkenntnis ist ausreichend genau.

Die Kenntnis bodenchemischer Parameter ist für die Trophieeinstufung eines Moores und für die daraus abzuleitenden Maßnahmen der Landschaftspflege (Ausmagerung) oder der extensiven Nutzung (Düngung) notwendig. In Abhängigkeit vom hydrologischen Moortyp sollte z.B. auf den eutrophen Versumpfungsmooren die Beprobung im größeren Abstand, auf den schlickhaltigen Überflutungsmooren im engeren Abstand vorgenommen werden. Auch hier sollte sich unbedingt vorher über die Nutzungsgeschichte (Düngermengen!) informiert werden.

Bevorzugt zu untersuchende bodenchemische Parameter sind: pH-Wert und C_t ; N_t (und Ermittlung des C/N-Verhältnisses).

Die Kartierungsergebnisse eines Niedermoors sind nicht losgelöst von der Einbettung des Moores in die Landschaft zu sehen. Für die ökologische Gesamtbewertung eines Gebietes sind u.a. heranzuziehen (Luthardt 1993):

- Einbindung, insbesondere Verknüpfung mit den angrenzenden mineralischen Böden,
- unterirdische Fremdzufüsse,
- Abschätzung möglicher lateraler Stoffflüsse in das/aus dem Moorgebiet,
- Verbindung zu umgebenden Feucht-

biotopen, Funktion im Biotopverbundsystem (vorhanden oder als Ziel anzustreben).

Diese Informationen sind fast ausschließlich vorhandenen Unterlagen (Geologische Landesanstalt; Wasserwirtschaftseinrichtungen; Naturschutzbehörden) zu entnehmen und mit Geländebeobachtungen zu ergänzen.

4. Zusammenfassung

Degradierete Niedermoore sind aus ökonomischer und ökologischer Sicht marginale Standorte. Grundvoraussetzung für Maßnahmen im Sinne des Moorschutzes/der Moorerhaltung sind konkrete Kenntnisse des Ist-Zustandes. Dabei ist eine komplexe Kartierung und Bewertung des Standortes anzustreben, d.h. eine Analyse von abiotischen und biotischen Standortparametern. Am Beispiel des Niedermoorgebietes Oberes Rhinluch (Versumpfungsmoor; 70 km nordwestlich von Berlin) werden Ergebnisse der Moorkartierung und -bewertung und, daraus schlußfolgernd, für künftige Planungen die notwendige Vorgehensweise diskutiert.

Literatur

- Eschner, D., 1989: N-Verlust (Denitrifikation, Auswaschung) beim Torfabbau in landwirtschaftlich genutzten Niedermooren. – Diss. B, Humb. Univ. Berlin.
- Kapfer, A., 1988: Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. – Dissertationes botanicae 120, 144 S., Berlin-Stuttgart.
- Kuntze, H., 1990: Die Rekultivierung gealterter Niedermoor-Schwarzkulturen im Hinblick auf Boden und Gewässerschutz. – TELMA, Hannover 20, 211–220.
- Kuntze, H., 1992: Von der empirischen zur wissenschaftlich begründeten Beurteilung von Mooren. – TELMA 22, 283–293.
- Lehrkamp, H., 1987: Die Auswirkungen der Melioration auf die Bodenentwicklung im Randow-Welse-Bruch. – Humboldt-Universität zu Berlin, Diss. A.
- Luthardt, V., 1993: Ist-Zustand sowie Sanierungs- und Bewirtschaftungsvorschläge für landwirtschaftlich

genutzte Niedermoore am Beispiel des Finowtalmoores bei Eberswalde und des Sernitzmoores bei Greifenberg. – Forschungsabschlußbericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg.

Mundel, G., 1976: Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermoo- ren. – Arch. Acker-, Pfl.bau, Bodenkd., Berlin 20, 669–679.

Petersen, A., 1952: Die neue Rostocker Grünlandschätzung. – Berlin: Akademie Verlag.

Pfadenhauer, J., 1988: Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in Mooren des Alpenvorlandes. – Natur und Landschaft 63, 327–334.

Ratzke, U., 1993: Geologisch-bodenkundliche Aspekte der Erforschung und Nutzung von Niedermoo- ren. – Sonderheft Niedermoore, Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, 17–19.

Succow, M., Jeschke, L., 1986: Moore in der Landschaft. – Urania Verlag Leipzig, Jena, Berlin.

Titze, E., 1992: Grundsätze der landwirtschaftlichen Moornutzung aus ökologischer und hydrologischer Sicht. – Unveröff. Vortragsmanuskript, Universität Rostock.

Zeitz, J., 1993: Zustandserfassung und Kartierung der Moorböden im Niedermoorgebiet Oberes Rhinluch als Grundlage für die Planung von

standortangepaßten, umweltschonenden Nutzungsformen. – Forschungsabschlußbericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg.

Anschrift der Verfasserin

Doz. Dr. sc. agr. Jutta Zeitz
Humboldt-Universität Berlin
Institut für Grundlagen der Pflanzenbauwissenschaften
Fachgebiet Ökologie der Ressourcennutzung
J.-Nawrocki-Straße 7
12587 Berlin

Naturschutz und Landwirtschaft – aktuelle Konflikte und Perspektiven

von Norbert Knauer

1. Einleitung

Naturschutz wurde notwendig, als die Entwicklung der Wirtschaftslandschaft den Lebensraum für die typische Flora und Fauna zwangsläufig immer stärker einengte. Naturschutzmaßnahmen wurden im Laufe der Zeit immer dringlicher, weil die verbleibenden Lebensräume für wildwachsende Pflanzen- und wildlebende Tierarten durch verschiedene Belastungen in zunehmendem Maße gefährdet wurden. Sieht man die *Roten Listen gefährdeter Pflanzen- und Tierarten* als eine Art Buchhaltung des Arteninventars mit wiederholter Bilanzierung an, dann erkennt man die Notwendigkeit des Naturschutz in der ganzen Landschaft, vor allem auch in der Agrarlandschaft.

Die für den Naturschutz zuständigen Behörden haben mit Unterstützung – nicht selten auch erst nach öffentlichem Druck – von Verbänden, die den Schutz unserer Umwelt als Ziel verfolgen, die verschiedenen, heute geläufigen Verfahren zum Schutz der Natur

entwickelt. Einige Beispiele dafür sind die Ausweisung von Schutzgebieten verschiedener Kategorie, der gesetzlich festgelegte Schutz ganz bestimmter Landschaftsbestandteile, die Förderung bestimmter Pflegemaßnahmen im Vertragsnaturschutz.

Landwirtschaft nutzt das biotische Ertragspotential der Landschaft. Landwirtschaft ist ein Wirtschaftszweig, der wie kein zweiter von der natürlichen Umwelt und allen damit verbundenen, nicht von vornherein abschätzbaren Erscheinungsformen abhängt. Der Wirtschaftserfolg kann durch die verschiedenen Umweltfaktoren ganz erheblich beeinflusst werden. In der Gegenwart wird der Wirtschaftserfolg der Landwirtschaft jedoch viel stärker durch agrarpolitische Maßnahmen beeinflusst. Seit der Entwicklung einer Wirtschaftsgemeinschaft mit den Nachbarstaaten kommt beispielsweise die Konkurrenz zwischen den Landwirten der einzelnen Länder als Einflußfaktor auf das Wirtschaftsergebnis hinzu. Jede weitere Begrenzung der Entscheidungsfreiheit über Art und Intensität der Bewirtschaftung der Felder löst verständiglicherweise dann eine Gegenwehr aus, wenn dadurch das zu erwartende

Wirtschaftsergebnis tatsächlich oder auch nur vermeintlich negativ beeinflusst wird. Ökologische Forderungen werden von vielen Landwirten als eine Begrenzung ihrer Entscheidungsfreiheit angesehen. Diese Fehleinschätzung beruht auf Ängsten, die scheinbar zwei, in Wirklichkeit jedoch nur eine Ursache haben, nämlich die unzureichende Kenntnis. Bei vielen Ökologen bestehen unzureichende Kenntnisse über die verschiedenen landwirtschaftlichen Produktionsverfahren und die damit verbundenen Haupt- und Nebenwirkungen. Die meisten Landwirte haben unzureichende Kenntnisse über die ökologischen Bedingungen der Agrarlandschaft und deren Beeinflussung durch die verschiedenen Maßnahmen, die mit der landwirtschaftlichen Produktion verbunden sind.

Verschiedene Wünsche und Maßnahmen des Naturschutzes, so notwendig sie aus der Sicht des Naturschutzes auch sein mögen, werden von den meisten praktischen Landwirten als eine solche Begrenzung angesehen und daher abgelehnt. So manche Naturschutzmaßnahme wird von Landwirten auch als Beeinflussung des Eigentums angesehen. Das gilt vor allem für solche Maßnahmen, die den Wert von Grund und Boden beeinträchtigen.

Nach der mit wenigen Worten skizzierten Konfliktsituation wollen wir im folgenden einige Konflikte näher betrachten und nach Konfliktlösungen suchen. Dabei betrachten wir zuerst die

* Vortrag, gehalten beim NNA-Seminar Landwirtschaft und Naturschutz in der Regionalplanung am 2. März 1995.

bisherigen Lösungsversuche, die nur begrenzt erfolgreich waren, und so dann Lösungsversuche, bei denen die Landwirte selbst die Akteure sind.

Konfliktlösungen sind nur möglich, wenn die Ursachen der Konflikte im Detail erkannt werden. Zur Konfliktlösung müssen aber auch Methoden angewendet werden, die an das Problem angepaßt sind. Wenn man bestimmte Schmetterlinge oder bestimmte Vogelarten vor dem Aussterben bewahren will, muß man die Lebensbedingungen der verschiedenen Arten kennen und dafür Sorge tragen, daß diese Lebensbedingungen erhalten bleiben oder in entsprechender Ausdehnung wiederhergestellt werden. An das Ende der Ausführungen haben wir daher eine Betrachtung über die anzustrebende ökologische Struktur von Agrarlandschaften gestellt.

2. Einige aktuelle Konflikte

■ Die Entwicklung der Agrarlandschaft hat in den letzten Jahrzehnten zur Verringerung von Anzahl und Fläche naturnaher Biotope geführt. Gleichzeitig hat eine qualitative Veränderung der abiotischen Verhältnisse solcher Biotope stattgefunden. Vor allem Eingriffe in den Wasserhaushalt und Einträge von Pflanzennährstoffen waren hier wirksam. Diese Entwicklung hat das Überleben verschiedener Pflanzen- und Tierarten in Gefahr gebracht. Überall dort, wo Schlaggrößenveränderungen stattfinden, besteht dieser Konflikt auch heute noch.

■ Die pflanzenbaulichen Produktionsverfahren sind auf den Einsatz von Düngemitteln angewiesen, und zur Regulierung von Unkräutern und verschiedenen Schaderregern benötigt man Pflanzenschutzmittel. Einige der eingesetzten Mittel entfalten neben der Hauptwirkung auch unerwünschte Nebenwirkungen. Nebenwirkungen mit einer Belastung anderer Naturpotentiale lösen zwangsläufig Konflikte aus. Beispiele dafür sind die Nitratbelastung von Trinkwasser, das Vorkommen von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen im Wasser, die Abdrift von Pflanzenschutzmitteln mit folgendem Eintrag in benachbarte naturnahe Biotope, die Verlagerung von Boden einschließlich der darin enthaltenen Stoffe durch Erosion usw. Der Abbau dieses Konfliktbe-

reiches ist nicht einfach. Eine konsequente Bewirtschaftung nach den Methoden des Integrierten Pflanzenbaues kann diesen Konfliktbereich aber erheblich einengen.

■ In der Agrarlandschaft wurden früher zur Abgrenzung des Besitzes, teilweise auch zur Abgrenzung einzelner Felder in der Koppelwirtschaft, Hecken angelegt. In manchen Gegenden wurden solche Hecken später auch ganz gezielt als Windschutzelement angepflanzt und gepflegt. In vielen Landschaften, wo der Windschutz von geringerer Bedeutung ist, werden Hecken inzwischen als Belastung und Kostenfaktor angesehen. Wo immer die Notwendigkeit einer Pflege nicht mehr eingesehen wird, sind solche Hecken gefährdet. Wo Hecken entfernt oder durch verschiedene Belastungen gefährdet werden, wird die agrarökologische Situation der Landschaft verschlechtert. Hier entsteht nicht nur ein Konflikt mit dem Naturschutz, es kommt vielmehr auch zu einer ökologisch negativen Rückwirkung auf das Agrarökosystem. Als Beispiel kann man die Schwebfliegen betrachten. Schwebfliegen brauchen zur Entwicklung ausreichend großer Populationen krautige Pflanzenarten, beispielsweise solche mit offenen Scheibenblumen. Sie brauchen außerdem den Windschutz von Hecken. Schwebfliegen und deren Larven bevorzugen als tierische Nahrung verschiedene Blattläuse. Eine Hauptnahrung stellen die Getreideblattläuse dar, die gerade in der Zeit eines großen Nahrungsbedarfes vorhanden sind. Hier sorgen Schwebfliegen dafür, daß sich die Population der Getreideblattläuse nicht übermäßig stark vermehren kann. Schwebfliegen sind als natürliche Blattlausfeinde also kostenlose Helfer der Landwirte bei der Schädlingsbekämpfung. Das funktioniert aber nur, wenn die Lebensbedingungen für Schwebfliegen erhalten bleiben.

Die Akzeptanz der verschiedenen Flächenstilllegungsverfahren und der Abschluß von Bewirtschaftungsverträgen im Rahmen von Naturschutzprogrammen deuten einen Abbau von Konflikten zwischen Landwirtschaft und Naturschutz an.

Die auf Trendanalysen basierende Abschätzung der Weiterentwicklung der Landwirtschaft läßt aber nur wenig Spielraum für Annahmen eines Ab-

baues der bestehenden Konflikte. Im Gegenteil, man muß mit neuen Konflikten rechnen. Mit der Abnahme der Zahl landwirtschaftlicher Betriebe ist eine Zunahme der Zahl größerer und sehr großer Betriebe verbunden. Obwohl für die Nahrungsmittelerzeugung nur noch 70 bis 80 Prozent der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Europäischen Union benötigt werden, sagen alle Prognosen, daß der technische Fortschritt und der von der Molekularbiologie ausgelöste biologische Fortschritt die Erträge je Flächeneinheit erheblich anheben werden. Aus verfahrenstechnischen sowie ökonomischen Gründen wird die Entwicklung von Großbetrieben weiter zunehmen.

Obwohl davon geredet wird, daß die Landwirtschaft multifunktionale Aufgaben hat, ist eine Entwicklung in Richtung ökologische Vielfalt nicht erkennbar. Das zu erwartende Brachfallen ertragsschwacher Böden und die gleichzeitige Intensivierung der Landwirtschaft in den als Kerngebiete bezeichneten agrarischen Vorzugsgebieten macht neue Überlegungen über die Bedeutung dieser Segregation für den Naturschutz notwendig. Wüstungen in den benachteiligten Gebieten und natürliche Sukzessionen mit Verbuschung und Naturwaldbildung können ein landschaftsökologischer Vorzug sein. Dadurch lassen sich aber nicht jene negativen Entwicklungen kompensieren, die in den Kerngebieten weiterbestehen werden. Man muß also auch über Konfliktlösungen nachdenken, die eine Weiterentwicklung der Landwirtschaft bei gleichzeitiger Förderung der Lebensbedingungen für alle Lebewesen möglich macht.

3. Mögliche Verfahren der Konfliktlösung

Für mehrere Konflikte zwischen Landwirtschaft und Naturschutz sind Lösungen entwickelt worden, die von der praktischen Landwirtschaft akzeptiert werden. Zur Auflösung des von der Stickstoffdüngung ausgelösten Konfliktes wurden andere Düngungsverfahren entwickelt. Eine Lösung der von Pflanzenschutzmitteln ausgelösten Konflikte erfolgte im Integrierten Pflanzenbau.

Die spezifischen Konflikte zwischen Landwirtschaft und Naturschutz wer-

den zur Zeit über besondere Bewirtschaftungsverträge und die Zahlung eines Erschwernisausgleiches aufgelöst. Das reicht aber nicht aus, daher werden an verschiedenen Orten auch andere Verfahren ausprobiert.

3.1 Vom staatlichen Naturschutz bisher angewendete Verfahren

Der staatliche Naturschutz hat zur Lösung seiner Aufgaben die Ausweisung von bestimmten Gebieten als Schutzgebiete entwickelt. Die Schutzwürdigkeit und die Schutzbedürftigkeit wird unter Verwendung allgemein nachvollziehbarer Kriterien ermittelt. Unterschieden wird zwischen Artenschutz und Flächenschutz, der sich als Gebietschutz oder als Biotopschutz erweist. Im allgemeinen betrifft der Flächenschutz in der Agrarlandschaft nicht landwirtschaftlich genutzte Gebiete. Die Unterschutzstellung von Flächen, die bisher landwirtschaftlich genutzt werden, erfolgt fast überall erst dann, wenn das Einverständnis des Eigentümers vorliegt oder die Fläche von der öffentlichen Hand erworben werden konnte. Auf dem Wege zur Unterschutzstellung kommt es manchmal trotzdem zu erheblichen Konflikten. Vor allem das Instrument der „Einstweiligen Sicherstellung“ wird von Landwirten als eine Art der Enteignung angesehen.

Der Schutz der heimischen Pflanzen- und Tierarten sowie der Schutz besonderer Naturerscheinungen kann nicht erfolgreich sein, wenn er auf den kleinen Anteil der Flächen beschränkt

bleiben soll, die unter Naturschutz gestellt sind. Ein erheblicher Anteil der schutzbedürftigen Landschaftsbereiche gehört zur Agrarlandschaft. Viele Pflanzenarten wachsen direkt auf genutzten Flächen. Viele Tierarten sind auf die Bedingungen von Nutzflächen angewiesen, z.B. die Wiesenvogelarten. Damit diese Lebewesen überleben können, wurde eine Kooperation zwischen Landwirtschaft und Naturschutz begonnen. Seit Anfang dieses Jahrzehnts hat sich die als „Vertragsnaturschutz“ beschriebene Zusammenarbeit bewährt.

Diese Entwicklung ist bei der Verbesserung des Naturschutzbewußtseins der Landwirte zweifellos sehr wichtig. Sie birgt aber auch die Gefahr einer stark planerischen Überladung der ganzen Entwicklung in sich. Schon jetzt wird viel zu sehr darauf gebaut, daß man den Naturschutz mit den verschiedenen Planungen optimieren könne. Im Bereich der Agrarlandschaft kommt es weniger auf neue Pläne als vielmehr darauf an, die Landwirte als praktizierende Naturschützer zu gewinnen. Das geht nur, wenn sich der Naturschutz in die Gedankenwelt eines Landwirtes versetzt. Die Sorgen und Nöte eines Landwirtes muß man erkennen, wenn man nach Lösungen für den Naturschutz in der Agrarlandschaft sucht.

3.2 Verfahren zur aktiven Förderung des Naturschutzes durch praktizierende Landwirte

Um Konflikte dauerhaft aufzuheben, kommt es darauf an, daß die Konfliktpartner selbst deren Lösung finden und anerkennen.

Das gefundene Verfahren muß langfristig anwendbar sein, für Landwirte muß es auch eine Zukunftsperspektive in sich bergen.

Der einzelne Landwirt wird eine aktive Förderung des Naturschutzes am ehesten vornehmen, wenn er in seinen typisch landwirtschaftlichen Tätigkeiten so wenig wie möglich behindert wird. Die Verwirklichung von Naturschutzziele auf seinem Grund und Boden darf außerdem nicht zu einer wirtschaftlichen Benachteiligung führen.

Schon 1988 haben wir bei der Wintertagung der DLG unter der Überschrift „Ökologische Leistungen marktfähig machen“ den Vorschlag gemacht, ökologische Leistungen der Landwirte nach einer einfach durchführbaren Bewertung zu honorieren (Knauer 1988a). Die Höhe des Honorars ist an die einfach bestimmbare Qualität der erbrachten Leistung gebunden. Der einzelne Landwirt betätigt sich bei dieser Form des Naturschutzes genau so als Unternehmer wie bei seiner üblichen landwirtschaftlichen Tätigkeit. Bei diesem Verfahren können Landwirte daher für ein besonderes ökologisches Verhalten eine Umweltrendite erwirtschaften.

In der Tabelle 1 sind mögliche ökologische Leistungen der Landwirtschaft aufgeführt. Angegeben sind auch die angestrebten Ziele, die geeigneten Standorte für die einzelnen Leistungen, die Methoden zur Leistungserbringung und die Methoden zur Messung des Zielerfüllungsgrades.

Tab. 1. Katalog möglicher „ökologischer Leistungen“ der Landwirtschaft (Knauer 1988a)

Art der Leistung	Angestrebtes Ziel	Wo erzielbar?	Methode zur Erzielung der Leistung	Methode zur Messung des Zielerfüllungsgrades
Artenreiche Acker-Wildkrautflora und früher vorkommende Unkrautgesellschaften	seltene Segetalarten vor allem Rote-Liste-Arten	auf wenig gedüngten Äckern, in lockeren Pflanzenbeständen d. Kulturpflanzen, und wo Änderung der Bodenbearbeitung zur Förderung der Entwicklung solcher Arten möglich	Verzicht auf Herbizide, Reduzierung der Düngung, geringere Bestandesdichte	Bestimmung des Vorkommens seltener Arten und Pflanzengesellschaften
Entwicklung und Erhaltung von Feucht- und Naßwiesen	Typische Pflanzengesellschaften von Feucht- und Naßwiesen	in Fließniederungen, auf Niedermooren, grundwassernahen Standorten	Vernässung durch Einstau, Unterbindung weiterer Entwässerung, Reduzierung oder Unterlassung der Düngung, späte Mahd	Vegetationsanalyse, vor allem Bestimmung von Nässezeigern

Tab. 1. Fortsetzung

Art der Leistung	Angestrebtes Ziel	Wo erzielbar?	Methode zur Erzielung der Leistung	Methode zur Messung des Zielerfüllungsgrades
Entwicklung und Erhaltung von Streuwiesen	Typische Pflanzengesellschaften verschiedener Streuwiesen	auf leistungsschwachen, meist nassen Standorten	Unterlassung der Düngung, sehr späte Mahd	Vegetationsanalyse, vor allem Bestimmung typ. Streuwiesenarten
Wiederentwicklung von Flutrasen	Typische Flutrasen	in Mulden innerhalb von Grünlandarealen	Unterbindung des Abflusses von Oberflächenwasser aus Flutmulden	Vegetationsanalyse, vor allem Bestimmung von Kriechrasenarten
Umwandlung von Nutzflächen in Hutungen	Magerrasen	auf Standorten mit nur dünner Oberbodenauf-lage	Unterlassung der Düngung, extensive Beweidung (Hutweide)	Vegetationsanalyse, vor allem Bestimmung von Magerrasenarten
Entwicklung und Erhaltung von Trockenrasen	Pflanzengesellschaften trockener Standorte	auf Böden mit geringer Wasserspeicherung und in Gebieten mit wenig Regen	Unterlassung jeglicher Düngung und Bewässerung, späte und extensive Nutzung	Vegetationsanalyse, vor allem Bestimmung von Trockenrasenarten
Erhaltung und Pflege von Streuobstflächen	Altobstbestände und Grünlandpflanzenbestände mit extensiver Nutzung	meist nur kleinflächig auf nur begrenzt acker-fähigen Standorten	Unterlassung von Düngung und von Pflanzenschutzmaß-nahmen	Vorhandensein von Obstbäumen, Vegeta-tionsanalyse der Boden-vegetation
Anlage und Pflege von mehrjährigen Brachen	Ablauf mehrerer Ent-wicklungsphasen der Vegetation	auf allen Ackerstand-orten	Unterlassung aller Ein-griffe in einem Mindest-zeitraum von 5 Jahren	Allgemeiner Vegeta-tionszustand, Vorkom-men v. Ruderalpflanzen sowie von Arten des Vorwaldstadiums
Anlage und Pflege von einjährigen Brachen	Einjährige Bodenruhe ohne Kulturpflanzen und ohne Bodenbear-beitung	auf allen Ackerstand-orten	Unterlassung aller ackerbaulichen Maß-nahmen für den Zeit-raum eines Jahres	Prüfung der Unterlas-sung aller ackerbauli-chen Maßnahmen
Neuanlage von Grün-land auf bisher als Acker genutzten Standorten und Extensivnutzung	Besiedlung bisheriger Ackerflächen mit artenreicher Dauer-grünlandvegetation	auf allen Ackerstand-orten	Ansaat artenreicher Pflanzenmischungen und extensive Nutzung	Vegetationsanalyse und Bestimmung typ. Arten des Extensivgrünlandes
Anlage und Pflege von Kompensationszonen an Gewässern	Unterbindung des Nährstoff- und Schad-stoffeintrages in Gewässer	vor allem an Gewässern in hängigem Gelände	Liegenlassen minde-stens 5 m breiter Strei-fen, Ansaat artenreicher Gras-/Kraut-Mischung, Entwicklung zum Altgrasbestand, späte Mahd, Entfernung des Mähgutes	Vorhandensein entspre-chend breiter Streifen, vegetationskundlicher Entwicklungszustand
Anlage und Pflege von Kompensationszonen an Hecken	Unterbindung des Schadstoffeintrages in Hecken und Ergänzung der Biotopvielfalt	als Trennzone zwischen landwirtschaftlichen Nutzflächen und Hek-ken	wie bei Kompensations-zonen an Hecken, jedoch Mindestbreite schon ab 3 Meter	Vorhandensein entspre-chend breiter Streifen, vegetationskundlicher Entwicklungszustand
Neuanlage von Hecken in der Agrarlandschaft	Schließung von Lücken im ökologischen Ver-bundsystem, Verbesse-rung der agrarökologi-schen Situation	Ackerlandschaften mit geringer Dichte ökolo-gischer Strukturele-mente	Anpflanzung (mehr-reihig) von Hecken-pflanzen mit mehr als drei Arten, möglichst auf Erdwall	Existenz der Neupflan-zung, Artenreichtum, Entwicklungszustand, Vorkommen bes. Pflan-zen- und Tierarten
Neuanlage von Tümpeln	Schließung von Lücken im ökologischen Ver-bundsystem	vor allem in Agrarland-schaften mit vorhande-nem Rest eines Systems an Oberflächengewäs-sern	Aushebung des Bodens auf einer Fläche mit >10 m Durchmesser und Herstellung unter-schiedlicher Wasser-tiefen	Existenz der Wasserflä-che u. einer schützen-den Vegetationszone

Tab. 2. Charakteristische Arten bzw. Artengruppen sowie Minimumareal und für einen Austausch mit vergleichbaren Biotoptypen zulässiger Maximalabstand (Riess 1986)

Biotoptyp	charakteristische Art/Artengruppe	Minimumareal Größe/Abstand
Stillgewässer		
Weiher/Teiche	Amphibien (damit abgedeckt: Libellen, Wasserkäfer, Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Mollusken, sonstige Wirbellose, Kleinfische)	pro Amphibienart: Minimalpopulation: 100 Individuen; Minimum-Wasserfläche: 100 m ² ; da in der Regel mehrere Amphibienarten pro Biotop vorkommen, sind Gruppen von Weihern/Teichen vorteilhaft (Abstand höchstens wenige hundert Meter); Maximalabstand dieser Gruppen 2 bis 3 km.
Ephemere Gewässer	Amphibien (insbesondere Gelbbauchunke, Kreuzkröte/Wechselkröte; (damit abgedeckt: Libellen, Wasserwanzen, Wasserkäfer, bestimmte Krebse)	praktisch jede Flächengröße kann genutzt werden; insgesamt pro Amphibienart und Biotop mindestens 100 m ² Wasserfläche (s. a. Weiher/Teiche); Maximalabstand 2 bis 3 km.
Fließgewässer		
	Eisvogel, Wasseramsel, Gebirgsstelze, Fische – Ausnahme: wandernde Arten (damit abgedeckt: Feuersalamander, Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Steinfliegen, Libellen, Wasserkäfer, Planarien, Mollusken, Krebse; Uferfauna: Laufkäfer, Spinnen, Hautflügler, Heuschrecken)	Minimum: 5 bis 10 km ununterbrochene Fließgewässerstrecke; beidseitig 5 bis 10 m (bei Flüssen größer als 10 m) breite Uferstreifen; kürzere Teilstrecken können genutzt werden; Maximalabstand von Teilstrecken am gleichen Fließgewässer 5 km; Maximalabstand von Minimumarealen am gleichen oder an benachbarten Fließgewässern: 5 km.
	Fischotter (damit abgedeckt: alle anderen unter Fließgewässer genannten Arten)	Minimumareal für eine Population (5 erwachsene Männchen, 5 erwachsene Weibchen mit je 3 Jungtieren): 50 bis 75 km Uferlänge; kürzere Teilstrecken können genutzt werden; Maximalabstand von Teilstrecken (größer 2 km): 1 km; Maximalabstand der Minimumareale: 30 bis 50 km.
Feuchtgebiete		
Feuchtgrünland/Niedermoor	Brachvogel (damit abgedeckt: Uferschnepfe, Bekassine, Wiesenkleinvögel sowie alle anderen hier genannten Arten/Gruppen; Ausnahme: Weißstorch)	1 Brutpaar benötigt zumindest 25 ha Grünland; 1 Population sollte mindestens 10 Brutpaare umfassen (Kontakt zu kleineren Nebenzentren ist zwingend notwendig); Minimumareal: 250 ha; Teilflächen können bis 2 km auseinander liegen; Abstand der Minimumareale: bis 10 km.
	Weißstorch (damit abgedeckt: Kleinsäuger, Wiesenkleinvögel, Amphibienlebensraum, Wirbellose)	1 Brutpaar benötigt mindestens 200 ha Wiesenfläche; mindestens die Hälfte der landwirtschaftlich genutzten Fläche in 1 km Umkreis um den Horst sollte Grünland sein. Minimumpopulation: 30 Horstpaare; die Horstabstände sollten 10 km nicht überschreiten.
	Schmetterlinge (in der Regel gute Kolonisatoren; damit abgedeckt: alle Wirbellosen; Ausnahme: mittlere Kolonisatoren, z. B. Heuschrecken)	Minimumareal: 1 ha; Teilflächen im Abstand von wenigen 100 m können genutzt werden; Abstand der Minimumareale: 2 bis 3 km.
	Heuschrecken (mittlere Kolonisatoren; damit abgedeckt: Kleinsäuger, alle Wirbellosen)	Minimumareal: 1 ha; Teilflächen im Abstand von 100 m können genutzt werden; Abstand der Minimumareale: 1 bis 2 km.

Tab. 2. Fortsetzung

Biotoptyp	charakteristische Art/Artengruppe	Minimumareal Größe/Abstand
	Bekassine (damit abgedeckt: alle Kleinsäuger, alle Wirbellosen)	1 Population sollte mindestens 10 Brutpaare umfassen; 1 Brutpaar benötigt ca. 1 ha Fläche; Minimumareal: 10 ha; Teilflächen können bis zu 2 km auseinanderliegen; Abstand der Minimumareale: 10 km.
	Birkhuhn (damit abgedeckt: Klein- und Mittelsäuger, Wiesenkleinvögel, Reptilien, Amphibien-Landlebensraum und Wirbellose)	im Flach- und Hügelland: Minimumpopulation: 50 Brutpaare; Minimumareal: 2500 ha; Abstand der Minimumareale: 10 bis 20 km.
Trockengebiete		
Trockenrasen/Sand-/Felsfluren	Zahlreiche Schmetterlingsarten (Ausnahme: Segelfalter), Feldgrille, Hummel (abgedeckt: Bienen, Falten-, Weg- und Grabwespen, Heuschrecken, Zauneidechse, Waldeidechse, Mauereidechse)	Minimumareal: 3 ha; Teilflächen im Abstand weniger 100 m können genutzt werden (aber Verbindungslinien notwendig); Maximalabstand der Minimumareale: 1 bis 3 km.
	Schlingnatter (abgedeckt: alle hier genannten Arten/Gruppen)	1 Paar benötigt 4 ha zusammenhängende Fläche; Minimumpopulation noch unbekannt; Maximalabstand der Minimumareale: 1 bis 3 km.
Kies- und Sandgruben, trocken	Uferschwalbe, Zauneidechse (abgedeckt: Heuschrecken, Bienen, Falten-, Weg- und Grabwespen, Laufkäfer)	Minimumareal: 1 ha; Teilflächen im Abstand weniger 100 m können genutzt werden (aber Verbindungslinien notwendig); Maximalabstand: 1 bis 3 km.
Hecken, Feldgehölze und Wälder		
Hecke	Vögel (abgedeckt: Kleinsäuger, Reptilien, Insekten, Schnecken)	Das Minimumareal im jeweils betrachteten Raum sollte der im Minimum auftretenden Heckenvogelart wenigstens 10 Brutpaare ermöglichen; durchschnittliche Größe des Minimumareals: 10 km Heckenlänge (Breite mit Saum: 5 bis 10 m); Teilflächen (ab 100 m Heckenlänge) können genutzt werden; Abstand der Minimumareale: 5 bis 10 km.
Feldgehölze	Kleinvögel (abgedeckt: Kleinsäuger, Reptilien, Insekten, Schnecken)	Minimumareal (gem. Vorgabe bei Lebensraumtyp „Hecke“) 5 bis 10 ha; Teilflächen können genutzt werden (sinnvoll: ab 500 bis 1500 m ² ; Abstand untereinander kleiner 500 m); Abstand der Minimumareale: 5 bis 10 km.
Waldbiotope	Auerhuhn (abgedeckt: Haselhuhn, aber zum Teil andere Biotopansprüche; Mittel- und Kleinsäuger; nicht Fischotter; die meisten Vogelarten, Amphibien-Landlebensraum, Wirbellose)	Minimum einer lebensfähigen Population = 50 Individuen; Minimumareal: 5000 ha; in Hochlagen der Mittelgebirge und Alpen ca. 10000 ha; Abstand der Minimumareale: ca. 10 bis 15 km.
	Reptilien (insbesondere Kreuzotter; abgedeckt: Mittel- und Kleinsäuger; die meisten Vogelarten; Amphibien; Wirbellose)	Minimumareal: 1000 bis 2000 ha; Abstand der Minimumareale bei Waldstruktur: bis 5 km; bei offener Fläche: 1 bis 3 km.
	Mittelgroße Vogelarten (abgedeckt: Mittel- und Kleinsäuger, Kleinvögel, Amphibien, Wirbellose)	Minimumareal ab 1000 ha; Abstand 5 bis 10 km; Teilflächen in Waldgebieten können genutzt werden (ab 100 ha, Abstand zueinander kleiner als 1 km).

4. Welche Informationen müssen bei der Übernahme von Naturschutzaufgaben durch Landwirte bekannt sein?

Wenn Landwirte aktiv und freiwillig Naturschutzaufgaben übernehmen sollen, müssen sie eine Möglichkeit zur Information darüber haben, welche Biotope in der Landschaft, in der ihre Nutzflächen liegen, entwickelt und gepflegt werden sollen. Anders ausgedrückt, den Landwirten muß eine Vorstellung vermittelt werden, wie bestimmte Landschaften aus ökologischer Sicht ausgestaltet sein sollen. Dafür gibt es keine Normen. Aber es gibt fundierte Vorstellungen über benötigte Minimumareale verschiedener Lebewesen und über zulässige Maximalabstände von Einzelbiotopen, damit ein Austausch zwischen diesen Lebensräumen noch möglich ist. In der Tabelle 2 sind Biotoptypen, charakteristische Arten bzw. Artengruppen und Anforderungen an Minimumareale aufgeführt.

Natürlich geht es nicht darum, überall alle Biotoptypen entstehen zu lassen, sondern um eine Wiederentwicklung bzw. Verbesserung der typischen Biotope von einzelnen Landschaften. Weitere Informationen betreffen die erforderlichen Breiten von Pufferzonen um Schutzgebiete und empfindliche Biotope. Auch die Breiten der Schutzzonen zur Verhinderung von Bodenerosionen sind zu beachten. Bei Messungen, die wir im holsteinischen Hügelland durchgeführt haben (Knauer und Mander 1989), reichten 10 m breite Grünlandstreifen zur Ausfilterung von fast der gesamten beweglichen Phosphatmenge aus. Die seitlich gerichtete Stickstoffverlagerung wurde in solchen Streifen auf die Hälfte reduziert. Eine Verdoppelung der Streifenbreite führte zur Verminderung des Transportes bis auf 20 % der von den umliegenden Ackerflächen eingetragenen Stickstoffmenge.

Für eine aktive Beteiligung der Landwirte an Naturschutzmaßnahmen geht es darum, dem Landwirt die verschiedenen Informationen so zugänglich zu machen, daß er sich ein klares Bild davon machen kann, wie Naturschutzmaßnahmen auf seinem Grund und Boden durchführbar sind. Der Landwirt muß außerdem auch die wirtschaftlichen Folgen seiner Entschei-

dung zur Erbringung von Naturschutzleistungen abschätzen können. Und ihm muß die Sicherheit einer längerfristigen Honorierung der freiwillig erbrachten ökologischen Leistungen gegeben werden. Bei der Übernahme einzelner Naturschutzaufgaben entstehen nicht selten Probleme, mit welchen am Anfang gar nicht gerechnet wurde, weil dem Betriebsleiter die Kenntnisse über Entwicklungen fehlen, die mit bestimmten Verfahren verbunden sein können. Ein Beispiel dafür ist die Wiederentwicklung früher verbreiteter Grünlandpflanzenbestände. Dieser Grünlandtyp ist beispielsweise für den Weißstorch, die Wiesenweihe, den Großen Brachvogel oder für Bekassinen lebensnotwendig. Eine Förderung der Wiederentwicklung setzt Unterlassung der Düngung, relativ späte Mahd und auf den meisten Standorten Anhebung des Grundwasserstandes voraus. Als Hauptwirkung wird eine Senkung der Wüchsigkeit der Gräser, die Förderung blühender Kräuter sowie die Verbesserung der Stocherfähigkeit des Bodens und damit der Nahrungsaufnahmemöglichkeit der Wiesenvögel angestrebt. Diese Hauptwirkungen werden aber von Nebenwirkungen begleitet. Durch die Entwicklung typischer Naßwiesenarten kommt es zur Verringerung der Futterqualität bei gleichzeitiger Zunahme von harten und zum Teil giftigen Pflanzenarten. Hinzu kommt die Abnahme der Trittfestigkeit sowie der Befahrbarkeit. Die Verringerung von Futtermenge und Futterqualität wird also auch noch durch Bewirtschaftungs Nachteile ergänzt.

5. Welche ökologische Struktur der Agrarlandschaft ist aus agrar- und landschaftsökologischer Sicht anzustreben?

Verschiedentlich wird die Sorge geäußert, daß die Fülle an möglichen Informationen weder von Praktikern des Naturschutzes, noch von praktischen Landwirten verarbeitet werden kann und daher dazu führe, daß von Spezialisten eine Planung ohne Mitsprachemöglichkeit der Betroffenen vorgenommen würde. Diese Sorge ist durchaus berechtigt. Es ist daher notwendig, schon die Zielvorstellungen gemeinsam zu erarbeiten, also in einer Zusammenarbeit von Naturschützern und Land-

wirten. Aus dieser Zielvorstellung läßt sich sodann ein Strukturrahmen ableiten, in dem die ökologisch anzustrebende Struktur einer Landschaft beschrieben wird. Ein solcher Strukturrahmen darf nicht mit Einzelinformationen überladen sein, er soll schließlich nur die angestrebte Grundstruktur einer Landschaft beschreiben. In der Tabelle 3 ist ein solcher Strukturrahmen entworfen. Auch hier gilt wieder, daß es keine festgeschriebenen Normen gibt.

Jede Landschaft hat ihr eigenes Mosaik an Biotopen und ihre eigenständigen Gemeinschaften an Lebewesen. Das bedeutet, daß auch die Flächenansprüche für den Naturschutz in verschiedenen Landschaften unterschiedlich sein können. Überall dort, wo Naturschutzaufgaben innerhalb der Agrarlandschaft wahrgenommen werden sollen, vor allem aber, wo dafür Nutzflächen benötigt werden, wird sich der Erfolg nur einstellen, wenn die einzelnen Landwirte für eine aktive Mitarbeit gewonnen werden können. Der „Vertragsnaturschutz“ führt den Landwirt nicht als Unternehmer an die Naturschutzaufgaben heran, sondern nur als Dulder, der dafür entschädigt wird. Das kann nur für eine begrenzte Zeit erfolgreich sein. Für eine dauerhafte Erhaltung der Agrarlandschaft als Lebensraum für die hier heimischen Pflanzen- und Tierarten müssen die Landwirte der verschiedenen Gebiete dadurch gewonnen werden, daß die von ihnen zur Erhaltung der Landschaft in ihrer ganzen Vielfalt bewußt erzeugten externen Effekte auch als Ertrag in ihren Betrieb eingehen. Das ist nur auf dem Wege einer Honorierung von ökologischen Leistungen möglich. Eine gerechte Honorierung setzt gleichzeitig die Anpassung des Honorars an den Zielerfüllungsgrad voraus. Wer das bessere Ergebnis erzielt hat, soll auch besser honoriert werden. Eine solche Honorierung erfolgt nach quasimarktwirtschaftlichen Prinzipien, und sie ist in besonderem Maße zur Auflösung von Konflikten zwischen Landwirtschaft und Naturschutz geeignet.

6. Zusammenfassung

Naturschutz und Landwirtschaft verfolgen verschiedene Ziele. Naturschutz ist auf Erhaltung des biotischen Regenerationspotentials ausgerichtet, Landwirt-

Tab. 3 Anzustrebende ökologische Struktur in einer Agrarlandschaft des nordwestdeutschen Diluviums

Strukturelemente	Informationsbasis	angestrebte Verteilung und Dimension
Biotope für Arten und Ökosysteme (möglichst als NSG auszuweisen)	Berücksichtigung der Empfehlungen der Biotopkartierung	mindestens dem Minimumareal der zu schützenden Arten bzw. Ökosysteme entsprechend in Abständen von 500 bis 2000 m
Verschiedene Inselbiotope als Trittsteine im Biotop-Verbundsystem	topographische Karten und Geländebegehung	10 bis 60 lfd. m je ha der Agrarlandschaft
Bandartige Strukturelemente außerhalb der landwirtschaftlichen Nutzflächen	Geländebegehung	50 lfd. m je ha bzw. in Abständen von <400m
Hecken zur Unterbindung von Winderosion	topographische Karte	mind. 5 m Breite
Schutzzonen an Gewässern	vorhandene Biotopkartierung	2 bis 5 m Breite
Schutzzonen an verschiedenen Landbiotopen	Geländebegehung	mind. 40 lfd. m je ha
Bandartige Strukturelemente einschl. Wildkrautansaaen zur Unterteilung vorhandener Nutzflächen	Geländebegehung	je nach Hangneigung und Hanglänge der benachbarten Ackerflächen: 5–30 m Breite
Schutzstreifen zur Unterbindung von Wassererosion	Geländebegehung	möglichst >5 ha Einzelfeldgröße; Entfernung zur nächsten Fläche: <5000 m
Unterschiedlich alte Ackerbrachen	Geländebegehung	möglichst 10 ha Einzelfeldgröße; Entfernung zur nächsten Fläche: <5000 m
Grünlandbrachen	Geländebegehung	möglichst 10 ha Einzelfeldgröße; Entfernung zur nächsten Fläche: <5000 m
Extensiv genutzte Ackerflächen	Geländebegehung	5–10 % der Ackerfläche
Extensiv genutzte Grünlandflächen	Geländebegehung	10–25 % der Grünlandfläche
Größe der genutzten Ackerschläge beim Fehlen von ökologisch positiv wirksamen Strukturelementen innerhalb der Schläge	Geländebegehung	bei Streifenfluren mit Felderbreiten bis 400 m: <30 ha; bei Blockfluren: <20 ha
Eingliederung von Betrieben des ökolog. Landbaues		möglichst 10 % der landw. Nutzfläche

schaft dagegen auf Ausnutzung des biotischen Ertragspotentials.

Die Entwicklung der verschiedenen Produktionsverfahren der Landwirtschaft war lange Zeit auf Ertragsmaximierung ausgerichtet. Mit der Regulierung der verschiedenen Teilprozesse dieser Verfahren waren Nebenwirkungen mit stark negativen Folgen für die Agrarumwelt verbunden. Obwohl in vielen Betrieben inzwischen die Verfahren der integrierten Pflanzenproduktion bekannt sind, bestehen aus der Sicht des Naturschutzes immer noch erhebliche negative Auswirkungen landwirtschaftlicher Produktionsverfahren.

Manche Konflikte zwischen Naturschutz und Landwirtschaft sind nicht zu verhindern. Sie existieren schon so lange, wie es Landwirtschaft gibt. Andere sind die Folge der Unkenntnis von bioökologischen Bedürfnissen der verschiedenen Lebewesen. Was man nicht kennt, kann man nicht gezielt schützen. Einige Konflikte existieren vielleicht gar nicht wirklich, sie werden nur durch eine wiederkehrende Diskussion dargestellt. Für alle gilt, daß zur Auflösung eine Ursachenermittlung erfolgen muß, und der Erwerb von ökologischen Kenntnissen sowie die Anpassung der landwirtschaftlichen Produktionsverfahren an die ökologischen Bedürfnisse der ganzen Landschaft.

Ausschnittweise werden die für

Landwirte wichtigen Informationen in einer Übersicht vorgestellt. Daneben wird das Konzept der Konfliktlösung über eine Anerkennung und Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirte erläutert.

Schließlich wird an einem Beispiel gezeigt, welche ökologische Struktur der Agrarlandschaft aus agrar- und landschaftsökologischer Sicht angestrebt werden sollte. Wo Agrarlandschaften günstige Bedingungen für den integrierten Naturschutz aufweisen, funktionieren auch die in solchen Landschaften vorhandenen natürlichen Regulierungsmechanismen durch Nützlinge so gut, daß die Bekämpfung tierischer Schaderreger viel seltener als in der Intensivlandwirtschaft mittels chemischer Verfahren erfolgen muß. Die Berücksichtigung ökologischer Belange wirkt sich damit auch auf diesem Wege ökonomisch aus.

7. Literatur

- Knauer, N., 1988a: Neue Produkte und Leistungen anbieten – Ökologische Leistungen „marktfähig“ machen. – Archiv DLG 79, 48–57.
- Knauer, N., 1988b: Katalog zur Bewertung und Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft. – VDLUFA-Schriftenreihe 28. Kongreßband 1988, Teil II, 1241–1262.

Knauer, N., 1992: Grünlandextensivierung – Landschaftsökologische Bedeutung und Möglichkeiten der Realisierung durch die Landwirtschaft. – Berichte der Norddeutschen Naturschutzakademie 5, Heft 4, 59–71.

Knauer, N., 1993: Ökologie und Landwirtschaft – Situation – Konflikte – Lösungen. – Ulmer, Stuttgart.

Knauer, N., 1995: Ökologische Anforderungen in Agrarlandschaften. – Dachverband Agrarforschung: Schriftenr. Agrarspektrum, im Druck.

Knauer, N., Mander, Ü., 1989: Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotope an Gewässern in Schleswig-Holstein. 1. Mitteilung: Filterung von Stickstoff und Phosphor. – Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 30, 365–376.

Riess, W., 1986: Konzepte zum Biotopverbund im Arten- und Biotop-schutzprogramm Bayern. – Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege: Laufener Seminarbeiträge 10/86, 102–115.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Norbert Knauer
Buschberg 8 · 24161 Altenholz
früher: Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Christian-Albrechts-Universität Kiel

Die Umsetzung des Feuchtgrünland- schutzprogrammes im Landkreis Wesermarsch

Feuchtgrünlandschutz aus Sicht der Kreisverwaltung des Landkreises Wesermarsch

von Thomas Garden und Jörg Wilke*

Der Landkreis Wesermarsch stellt aufgrund seiner naturräumlichen Situation und auch der aktuellen landwirtschaftlichen Nutzung eine Ausnahme im Land Niedersachsen dar. 98 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche des Kreises ist Grünland. Die insgesamt 60000 ha zusammenhängendes Grünland sind in den letzten vielleicht 20 Jahren durch die Spezialisierung der landwirtschaftlichen Betriebe auf Milchviehhaltung entstanden. Der Grünlandanteil nimmt zur Zeit noch zu.

Bedingt durch den hohen Grünlandanteil und standortliche Besonderheiten sind weite Teile des Landkreises von besonderer Bedeutung als Wiesenvogellebensraum. Bei den Kartierungen zur Landschaftsrahmenplanung wurden 25 % der Kreisfläche in Brutgebiete mit nationaler bzw. regionaler Bedeutung für den Wiesenvogelschutz eingestuft. Nahezu ein Drittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Kreisgebietes erfüllt lt. Landschaftsrahmenplan die Kriterien, die an eine Ausweisung als Naturschutzgebiet zu stellen sind.

Nach Ansicht der Kreisverwaltung ist der Wiesenvogelschutz in derartigen großflächigen Grünlandgebieten nicht mehr über Naturschutzverordnungen zu realisieren. Zum einen würden die Landesbehörden aufgrund des enormen Umfangs dieser Gebiete an organisatorische und finanzielle Grenzen stoßen. Zum anderen sind in den großflächigen Wiesenvogelbrutgebieten der Wesermarsch wegen des fast ausschließlichen Grünlandanteiles grundsätzliche Voraussetzungen für die Sta-

bilisierung der Brutpopulation bereits gegeben. Der in einer Naturschutzverordnung angestrebte Grundsatz der Gebiete ist somit überflüssig.

Demgegenüber ist bei einem verordneten Naturschutz jedoch mit massiven Widerständen seitens der Landwirtschaft zu rechnen. Angestrebte Bewirtschaftungsverträge, die den Bruterfolg der Vögel verbessern könnten, sind danach nicht mehr in dem notwendigen Umfang abzuschließen.

Zur Umsetzung der Ziele des Landschaftsrahmenplanes ging die untere Naturschutzbehörde in der Wesermarsch daher von folgenden Voraussetzungen aus:

Aufgrund der bestehenden landwirtschaftlichen Struktur und der naturräumlichen Voraussetzungen werden weite Gebiete der Wesermarsch von den Wiesenvögeln als Brut-, Nahrungs- bzw. Rasthabitat gewählt. Die Flächenbewirtschaftung der Brutplätze ist allerdings größtenteils so, daß der Reproduktionserfolg der Vögel nicht den Erhalt der Art sichern kann. Die Stabilisierung der Brutvogelpopulation in der Wesermarsch muß daher durch eine angepaßte Bewirtschaftung auf den Brutflächen erfolgen. Die Veränderung der Bewirtschaftung darf jedoch nicht so massiv sein, daß die attraktiven

Strukturen der Brutgebiete verlorengehen.

Die Attraktivität der Wiesenvogellebensräume ist das Ergebnis des Wechselspiels zwischen Landwirtschaft und Standortvoraussetzungen. Die Betriebe und Betriebsleiter sind somit die direkten Ansprechpartner für die Umsetzung der Entwicklungsmaßnahmen des Landschaftsrahmenplanes.

Zur Sicherung der Attraktivität der Gebiete für die Wiesenvögel müssen die existierenden landwirtschaftlichen Betriebe die Entwicklungsmaßnahmen im Rahmen ihrer normalen Wirtschaft durchführen. Es muß unbedingt vermieden werden, daß Maßnahmen des Wiesenvogelschutzes eine Veränderung der betrieblichen Struktur bedingen. Somit sind nicht nur einzelne Betriebe, sondern die gesamte Betriebsstruktur des Gebietes zu beachten.

Aus Sicht der unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Wesermarsch ist der freiwillige Vertragsnaturschutz in derartig großflächigen Lebensräumen für Wiesenvögel die einzig ökonomisch vertretbare Vorgehensweise. Die Entwicklungsmaßnahmen konzentrieren sich hier nur auf einzelne Flächen. Bleiben die Vertragsflächen auch weiterhin wichtige Wirtschaftsflächen der Betriebe, so wird ein Großteil der Kosten der Entwicklungsmaßnahme im Rahmen der einzelnen Betriebserfolge durch die Landwirtschaft getragen.

Deshalb ist im Landkreis Wesermarsch die untere Naturschutzbehörde zusammen mit der oberen Naturschutzbehörde zur Umsetzung des Niedersächsischen Feuchtgrünlandschutzprogrammes in eine intensive Diskussion mit dem Kreislandvolkverband, den Landwirten aus den Schwerpunktgebieten und dem Landwirtschaftsamt getreten. Ziel dieser Diskussion war, die

Tab. 1. Brutbestandsdichten der Vertragsflächen

	Projekt- gebiet	Vertragsflächen		Vertragstypen			
		Brutp.	Abun.	I	II	III	IV
	Abundanz (Brutpaare je 10 ha)						
Austernfischer	0,13	7	0,13	0,21	0,17	0,05	-
Kiebitz	0,62	39	0,74	0,57	0,99	0,74	1,25
Bekassine	0,03	2	0,04	-	0,17	-	-
Uferschnepfe	0,63	52	0,99	0,67	1,16	1,23	-
Rotschenkel	0,30	23	0,44	0,31	0,58	0,49	-

* Beitrag zur Veranstaltung Grünlandschutz und Grünlandnutzung – Erfahrungsaustausch und Konfliktlösungen – vom 26.–27. 4. 1994.

Rahmenbedingungen zur Umsetzung des Grünlandprogrammes für die Schwerpunktgebiete des Landkreises zu klären. Die Bewirtschaftungsmaßnahmen, die im Rahmen des Vertragsnaturschutzes angeboten werden, wurden auf die naturräumlichen und betriebswirtschaftlichen Gegebenheiten abgestimmt.

Die Erfahrungen zeigen, daß in einem Arbeitskreis „Naturschutz und Landwirtschaft“ sehr konstruktiv und sachlich gearbeitet werden kann. Voraussetzung hierfür ist, daß der Naturschutz seine Planungsabsichten offenlegt und Konsequenzen hieraus für die Landwirtschaft gründlich diskutiert werden. In einer sachlichen Gesprächsatmosphäre werden durchaus im Einzelfall pragmatische Lösungen erzielt, die sowohl Naturschutz als auch Landwirtschaft akzeptieren können.

In der Wesermarsch wurden 7 Bereiche mit insgesamt über 100 qkm Größe als Schwerpunktgebiete des Feuchtgrünlandschutzprogrammes des Landes Niedersachsen eingeordnet. Das Niedersächsische Umweltministerium beabsichtigte schon frühzeitig in einem der Schwerpunktgebiete der Wesermarsch, in der ca. 3000 ha großen „Stollhammer Wisch“, im Rahmen eines Pilotprojektes die Möglichkeiten und Erfolge des freiwilligen Vertragsnatur-

schutzes genau zu untersuchen. Im Projektgebiet wurden daher in den Jahren 1992 und 1993 umfassende avifaunistische und vegetationskundliche Grundlagenuntersuchungen durchgeführt.

Da die Voruntersuchungen zum Pilotprojekt mit dem Jahr 1993 abgeschlossen waren, stellte das Ministerium im Vorgriff auf die Notifizierung des Feuchtgrünlandschutzprogrammes am 03. 03. 1994 Landesmittel zum Abschluß von Bewirtschaftungsverträgen im Projektgebiet noch für das Jahr 1994 zur Verfügung. In Zusammenarbeit mit der unteren Naturschutzbehörde des Landkreises und dem Landwirtschaftsamt Wesermarsch konnte die Bezirksregierung noch bis zum 01. 04. 1994 Bewirtschaftungsverträge für 525 ha abschließen. Dies entspricht fast 20 % des Projektgebietes.

Insgesamt wurden mit 41 Betrieben Verträge geschlossen. Die Projektteilnehmer decken hierbei das gesamte Spektrum der landwirtschaftlichen Betriebe des Projektgebietes ab. Die Tatsache, daß sich ca. $\frac{2}{3}$ der im Gebiet wirtschaftenden Landwirte an dem Projekt beteiligen, weist auf die hohe Akzeptanz der Naturschutzmaßnahme seitens der Landwirtschaft hin.

Besonders erfreulich im Sinne des Naturschutzes ist, daß die Bewirtschaftungsverträge nach ersten Erkenntnis-

sen zielgerichtet auf den Wiesenvogelschutz abgeschlossen wurden. So wurden zum einen die Bewirtschaftungsvarianten am häufigsten gewählt, von denen eine deutliche Verbesserung der Habitatqualität zu erwarten ist. Des weiteren wurden als Vertragsflächen häufig die Flächen genommen, auf denen tatsächlich Wiesenvögel brüten. Die Brutbestandsdichten der Vertragsflächen ist deutlich höher als im übrigen Gebiet.

Die enge Abstimmung zwischen Naturschutz und Landwirtschaft läßt eine erfolgreiche Durchführung des Pilotprojektes erwarten. Dies auch deshalb, weil die Landwirtschaft in starkem Maße an einer erfolgreichen Umsetzung des Projektes interessiert ist. Nach Ansicht des Landkreises Wesermarsch könnten Naturschutzziele im Wirtschaftsgrünland nur umgesetzt werden, wenn die Landwirtschaft in starkem Umfang in die Umsetzung von Maßnahmen eingebunden ist und diese mitträgt.

Anschrift der Verfasser

Dipl.-Ing. Thomas Garden
Dipl.-Ing. Jörg Wilke
Amt für Landespflege
Landkreis Wesermarsch
Poggenburger Straße 15 · 26919 Brake

Die Zusammenarbeit mit dem Naturschutz bei der Umsetzung des Feuchtgrünlandschutzprogrammes aus Sicht der Landwirte im Arbeitskreis „Naturschutz und Landwirtschaft“ in der Wesermarsch

von Ernst August Abbenseth*

Mit der großräumigen Einstufung von landwirtschaftlichen Nutzflächen in für den „Naturschutz wertvollen Bereichen (NWB)“ im Landschaftsrahmenplan des Landkreises Wesermarsch wächst bei den Landwirten die Sorge, daß hieraus starke Einschränkungen für die Entwicklungsmöglichkeiten landwirt-

schaftlicher Betriebe entstehen. Die Besorgnis wird dadurch verstärkt, daß Teile der NWB's im Landesraumordnungsprogramm des Landes Niedersachsen als Vorranggebiete für den Naturschutz übernommen wurden. In ähnlichem Zusammenhang finden derzeit im Landkreis Wesermarsch heftige

Diskussionen bei der Erstellung der Landschaftspläne in einzelnen Gemeinden statt.

Die Landwirtschaft befürchtet hauptsächlich, daß die zunehmende Reglementierung der Landbewirtschaftung, gerade auch im Bereich des Naturschutzes in den Vorranggebieten, die Perspektiven des eigenen Berufsstandes einschränkt. Es ist jetzt schon zu beobachten, daß gerade Junglandwirte stark verunsichert sind, ob für ihre Arbeit in den großflächigen „grünen“ Bereichen der Wesermarsch eine Zukunft besteht.

Auf der anderen Seite kann die Landwirtschaft den gesellschaftlichen Anspruch, der sich großflächig im Bereich des Naturschutzes in der Wesermarsch formuliert, nicht ignorieren. Es

* Beitrag zur Veranstaltung Grünlandschutz und Grünlandnutzung vom 26.-27. 4. 1994.

müssen Wege gefunden werden, die es der Landwirtschaft ermöglichen, mit diesem Anspruch zu existieren. Deshalb hat der Kreislandvolkverband für die Umsetzung des Feuchtgrünlandschutzprogrammes in der Wesermarsch einen Arbeitskreis initiiert, der die Ausgestaltung des freiwilligen Vertragsnaturschutzes für die Schwerpunktgebiete des Programmes in der Wesermarsch erarbeitet.

Wesentliche Gegenstände der Diskussion mit den Vertretern des Naturschutzes waren zum einen die allgemeinen Rahmenbedingungen für die Durchführung des Programmes und zum anderen die praktische Ausgestaltung der Verträge.

Für den Landwirt sind drei Umstände in der Grünlandbewirtschaftung maßgeblich. Zum einen ist er aus innerbetrieblichen Gründen gezwungen, Bewirtschaftungsmaßnahmen durchzuführen. Hinzu kommt, daß er auch aufgrund der Witterungsbedingungen in der Lage sein muß, die Bewirtschaftungsmaßnahme durchführen zu können. Zunehmend kommt mittlerweile hinzu, daß der Landwirt

aufgrund gesetzlicher Vorgaben oder vertraglicher Bindungen die notwendige Bewirtschaftungsmaßnahme auch durchführen darf. Für die Ausgestaltung der Vertragsvarianten mußte daher ein Weg gefunden werden, der die teilnehmenden Landwirte nicht zu sehr einengt, aber dennoch dem Naturschutz Rechnung trägt.

Für die Grünlandflächen des Landkreises Wesermarsch kann man sich durchaus verschiedene Bewirtschaftungsformen vorstellen, jedoch kann kein Landwirt im Interesse seiner eigenen Existenz die Gefahr eingehen, daß er sich durch die freiwillige Teilnahme an einem Programm die Bewirtschaftung seiner Flächen festschreibt. Für die umfangreiche Teilnahme der Landwirtschaft an einem Naturschutzprogramm ist daher zwingende Voraussetzung, daß ein Landwirt seine Flächenbewirtschaftung ändern kann, wenn betriebliche Notwendigkeiten ihn dazu zwingen.

Die freiwillige Teilnahme an einem Naturschutzprogramm wird vom Kreislandvolk als zusätzliche Leistung gesehen, die von der Allgemeinheit bezahlt

werden muß. Die Mittel tragen zur Wirtschaftsfähigkeit und zur Stabilisierung des ländlichen Raumes bei und erhalten hier Arbeitsplätze.

Geben Landwirte in verstärktem Maße ihre Betriebe auf, ändert sich unsere Kulturlandschaft grundlegend und andere EG-Staaten und Weltmarktanbieter übernehmen diese Produktionslücken. Wir verlagern Naturschutz und Umweltprobleme und gefährden wertvolle Naturbereiche in anderen Staaten.

Für die Landwirte im Arbeitskreis „Naturschutz und Landwirtschaft“ kann daher ein nachhaltiger und erfolgreicher Naturschutz nur in Verbindung mit einem wirtschaftlich stabilen ländlichen Raum realisiert werden. Um dieses Ziel zu erreichen, müssen Naturschutz und Landwirtschaft zusammenarbeiten.

Anschrift des Verfassers

Ernst August Abbenseth
Waddenser Wisch
26969 Butjadingen

Grünland – schützenswertes Kulturland: Was interessiert den Naturschutz am Grünland?

von Bernd Bölscher*

1. Grünland: Definition und Entstehung

Seit vielen Jahrhunderten ist Grünland in Mitteleuropa ein wesentlicher Bestandteil der vom Menschen geschaffenen Kulturlandschaft. Grünland sei dabei definitionsgemäß ein baumarmer bis baumloser Lebensraum, in dessen Vegetation Süßgräser (Gramineen), Sauergräser (Cyperaceen) und nichtholzige Zweikeimblättrige dominieren. Der Pflanzenaufwuchs des Grünlandes ist auch heute immer noch die wichtigste Ressource zur Erzeugung von Milch

und Rindfleisch. Allerdings nahm von 1950 bis heute der Flächenanteil des Grünlandes in vielen Gebieten der alten BRD durch menschliches Einwirken stark ab. In Niedersachsen wurde innerhalb von zwanzig Jahren eine Grünlandfläche, die so groß ist wie das Saarland, anderen Nutzungsarten zugeführt.

In der mitteleuropäischen Kulturlandschaft ist Grünland wahrscheinlich zum überwiegenden Teil unter dem Einfluß des Menschen entstanden. Als vor etwa 6000 Jahren das Hausrind auch in Mitteleuropa heimisch wurde (Herre

und Röhrs 1990), war die nacheiszeitliche Wiederbewaldung im Stadium der Eichenmischwaldzeit. Der Weidegang erfolgte anfangs auf freien Waldweiden, sogenannten Hutungen. Im Laufe vieler Jahrhunderte wurden die Hutungen durch Fraß und Vertritt der natürlichen Waldverjüngung, durch Rodung und Brennholzgewinnung immer weiter ausgedehnt. Für die Winterfütterung sammelten die Viehhirten zunächst Waldheu. Etwa seit der Eisenzeit (um Christi Geburt) wurde auf trittfesten Flächen zur Grasheugewinnung übergegangen, im Laufe der folgenden Jahrhunderte auch auf nicht trittfesten, also auf natürlichem Grünland vom Typ des seggenreichen Niedermoors. Die Nutzung wurde, ausgehend von der Streugewinnung auf frühherbstlich trockenen spät gemähten Flächen, über die einschürige Heumahd im Sommer und die zweischürige Mahd mehr und

* Beitrag zur Veranstaltung Grünlandschutz und Grünlandnutzung vom 26.–27. 4. 1994.

mehr intensiviert. Parallel dazu wurde durch Anlage von Entwässerungssystemen und Bau von Sommerdeichen entlang den Flüssen die Trittfestigkeit des Feuchtgrünlandes immer weiter verbessert. Mit zunehmendem Anteil beweidbarer Flächen konnten die bäuerlichen Betriebe ihre Zahl an Milchkühen und Rindern stetig aufstocken. Seit Mitte der sechziger Jahre wurde durch verstärkte Düngung und Umstellung der Nutzung auf Mähweiden das Grünland stark verändert.

2. Pflanzen

In den verschiedenen Grünlandtypen Norddeutschlands waren noch vor wenigen Jahren etwa 135 Gefäßpflanzenarten recht weit verbreitet, darunter auch 24 Arten der niedersächsischen Roten Liste. Wo Melioration und Intensivnutzung zu einer Nivellierung von Wasserhaushalt und Nährstoffangebot führen, ist mit einem Artenrückgang von etwa 75–80 % zu rechnen. Extensivierung führt zwar generell zu einer Artenverschiebung; die Qualität dieser Verschiebung hängt jedoch nicht allein von der Dauer und Häufigkeit der Schnittnutzung oder der Beweidungsintensität ab, sondern u.a. auch vom Wasserhaushalt, vom Samenpotential und von der „Erstinstandsetzung“ vorher intensiv genutzter Flächen. Naturschutzmanagement für bedrohte Pflanzen ist anders durchzuführen als Management zum Schutz von Wiesenvögeln. In vielen Fällen hat die im Boden vorhandene Samenbank nicht das Potential für die Etablierung bedrohter Pflanzenarten. Für ihre Wiederansiedlung sind unterstützende Maßnahmen erforderlich (Bakker und Oiff 1992).

3. Fauna

3.1 Bodenfauna

In Grünlandböden leben deutlich mehr Regenwürmer als in Ackerböden. Regenwürmer sind für die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit besonders wichtig. Durch Entwässerung und Starkdüngung werden sie erheblich geschädigt. Wurzelfressende Dipterenlarven, so die Sumpfschnake *Tipula paludosa*, finden auf melioriertem Moorgrünland optimale Lebensbedingungen vor. In Jahren mit Massenvermehrung werden sie

zumeist ausschließlich mit Pestiziden bekämpft.

Die Bodenfauna des Dauergrünlandes ist insgesamt deutlich arten- und individuenreicher als die von Ackerflächen und Grasmonokulturen (Grasäckern). In einem Hektar Boden unter Dauergrünland siedeln zwischen 3 und 8 Millionen Individuen verschiedener Regenwurmarten mit einer Gesamt-Biomasse von 1 bis 3 Tonnen. In Ackerböden ist die Individuenzahl etwa 2–4mal niedriger (Peters 1985). In Böden unter Dauergrünland kommen mehr als doppelt so viele streuzersetzende Milben- und Collembolenarten vor als unter Grasäckern (Hergarten 1985, Whelan 1986). Gemeinsam mit den Regenwürmern schaffen diese winzig kleinen Tierchen die Voraussetzungen für eine effiziente Mineralisation abgestorbener Biomasse durch Mikroorganismen, indem sie durch Zerkleinerung der Streu die von Bakterien angreifbare Oberfläche vergrößern.

Die zweite wichtige Gruppe unter den Bodenorganismen des Grünlandes sind wurzelfressende Kleintiere. Als sogenannte Kulturschädlinge von Bedeutung waren bzw. sind dabei die Larven von Graseulen, Wiesenschnaken, Haar- und Strahlenmücken, von Schnellkäfern („Drahtwürmer“), von Käferarten aus der Verwandtschaft des Maikäfers („Engerlinge“) und erwachsene Rüsselkäfer (Klapp 1971). Im norddeutschen Flachland können insbesondere mehrjährig wiederkehrende Massenvermehrungen der Sumpfschnake (*Tipula paludosa*) erhebliche Probleme für die Landwirte schaffen. In Spitzenjahren können je Quadratmeter Grünland bis zu 700 Larven dieser Art an den Wurzeln ertragreicher Grassorten fressen und die Grasnarbe nachhaltig zerstören.

Zur chemischen Bekämpfung werden dann von den Bauern tonnenweise Insektizide gespritzt, in erster Linie „E 605 forte“, das als Wirkstoff den Phosphorsäureester „Parathion“ enthält. Das Pflanzenschutzamt der Landwirtschaftskammer Weser-Ems in Oldenburg bezifferte 1986 die im Jahr zuvor in seinem Kammerbezirk insgesamt zur *Tipula*-Bekämpfung mit Parathion-Giften gespritzte Fläche auf „annähernd 200 000 ha Grünland“ (Lauenstein 1986), also nahezu 2000 qkm. Selbst bei vorsichtiger Kalkulation dürften dabei

überschlägig mindestens 70 000 Liter E 605 verbraucht worden sein.

Seit längerem ist bekannt, daß die Larven der Sumpfschnake relativ trockene Moor- und Marschböden bevorzugen und gegen hohen Grundwasserstand bzw. Staunässe empfindlich sind (Richter 1955, Coulson 1962). Daher ist eine winterliche Überflutung befällener Flächen ein probates Mittel zur Bekämpfung von Massenvermehrungen. Inzwischen weiß die Wissenschaft auch, daß die Larven von *Tipula paludosa* gegen Austrocknung weitaus resistenter sind als nah verwandte Arten (Freeman 1967). Und schließlich ließ sich durch Fütterungsversuche im Labor feststellen (verschiedene Autoren, zit. bei Lauenstein 1986), daß stickstoffreiche Pflanzen, z.B. Klee, Löwenzahn, höherwertige Futtergräser vor minderwertigen Gräsern deutlich bevorzugt werden. Bei Alleinverfütterung von Gräsern brauchen die Larven für ihre Entwicklung länger, als wenn zusätzlich in ausreichendem Maße eiweißreiche Kräuter (z.B. Löwenzahn, Ampferarten) angeboten werden. Demnach wäre stark gedüngtes, gut vorentwässertes Dauergrünland auf Moor- und Marschböden der optimale Lebensraum der Sumpfschnake. Doch in landwirtschaftlichen Lehr- und Fachbüchern wurde und wird immer noch die besondere Gefährdung feuchter Gebiete durch *Tipula*-Massenvermehrungen hervorgehoben (z.B. Bachthaler 1987) und die Melioration von Feuchtgrünland als beste Vorbeugemaßnahme gegen starken Befall empfohlen (Klapp 1971). Dabei dominieren in vernäbten Moorböden andere stärker spezialisierte *Tipula*-Arten, von denen keine Massenvermehrungen bekannt sind.

Noch im März 1989 entlud sich über viele Grünlandflächen im Bereich der Landwirtschaftskammer Hannover „ein Gewitter in Form einer E 605-forte Behandlung auf das Haupt des vermeintlichen Übeltäters „Sumpfschnake“. Der eigentliche Verursacher der damals registrierten Schäden an der Grasnarbe war jedoch ein anderes Insekt, die Larve der Gemeinen Strahlenmücke. Dieses Tier hatte, für Experten unerwartet, von seinem bisherigen Hauptlebensraum, Wald und Brachland, den Lebensraum Grünland in Massen erobert. Pflanzenschutzexperten zufolge ist Parathion gegen die Gemeine Strahlen

mücke wirkungslos. Der E-605-Masseneinsatz erwies sich als „Schuß in den Ofen“. Britische Untersuchungen (Bolger und Curry 1980) zeigten, daß nach wiederholter Gülle-Düngung die Anzahl der Larven dieser Tierfamilie (Bibioniden) im Grünland-Boden deutlich zunehmen kann.

3.2 Wirbellose (oberirdisch)

Blütenbesuchende Insekten haben als Bestäuber eine wichtige Funktion im Naturhaushalt. Durch moderne Grünlandnutzung werden etliche Arten stark bedroht.

Von grünem Pflanzengewebe ernähren sich Heuschrecken, Schmetterlingsraupen, Blattkäfer und Rüsselkäfer, von Pflanzensäften leben Zikaden und Wanzen. Unter den im Inneren von Halmen lebenden Endophagen profitiert die halmbohrende Fritfliege besonders gut von den modernen Nutzungsformen. In Gebieten mit milden Klimaten kommt es seit einigen Jahren in einem bisher nicht bekannten Ausmaß zu Massenvermehrungen. Dabei traten an Gras- und Getreidekulturen Ertragseinbußen bis zu 30 Prozent auf. Die Entwicklung wirksamer Bekämpfungsmethoden war bisher wenig erfolgreich. Bei den oberirdisch lebenden Räubern unter den wirbellosen Tieren des Grünlandes treten als Folge einer Nutzungsintensivierung Verschiebungen im Artenspektrum auf. Insbesondere die Arten- und Individuenzahlen größerer Arten gehen deutlich zurück. Zwar sind die Folgen für die Stabilität des Agrarökosystems „Grünland“ bisher nur unzureichend erforscht, doch mit erheblichen Verschiebungen in Räuber-Beute-Beziehungen ist auf jeden Fall zu rechnen.

3.3 Vögel

Bodenbrütende Wiesenvogelarten sind einerseits auf die wirtschaftende Tätigkeit des Bauern angewiesen, damit offenes Grünland nicht verbuscht. Andererseits wird ihr Bruterfolg aber in starkem Maße durch moderne Formen der Intensivnutzung beeinträchtigt, insbesondere durch Meliorationen, durch Starkdüngung, vorgezogene Mahd und Portionierung der Beweidung. Grundsätzlich muß bei Beweidungsdichten von mehr als zwei Jungrindern

oder mehr als vier Milchkühen pro Hektar oder bei einer Mahd vor dem 1. Juni mit über 50 Prozent Gelegeverlusten gerechnet werden, bei einigen Arten auch schon bei erheblich weniger intensiver Nutzung. Die meisten im binnenländischen Grünland vorkommenden Bodenbrüter sind seit 1987 auf der „Roten Liste der in der BRD gefährdeten Vogelarten“ aufgeführt. Nicht jeder Rückgang ist aber auf Veränderungen der Stocherfähigkeit des Bodens zurückzuführen, wie bei vielen Gelegenheiten der Anschein erweckt wurde.

In Nahrungshabitaten des Weißstorches sollte in einem Umkreis von 1 km um den Horst kurzrasiges Grünland ohne Viehbesatz hinreichend vorhanden sein. Ab Ende Mai erfüllen frisch gemähte Wiesen und nährstoffarme Kleinseggenrieder in Flutmulden diese Ansprüche am ehesten. Regenwürmer und größere Heuschrecken spielen als Nahrungsgrundlage eine weit wichtigere Rolle als Amphibien.

4. Ökologische Folgen der „modernen“ Grünlandnutzung

Entwässerung von Niedermoorböden hat eine Beschleunigung der Mineralisation des bodenbürtigen Stickstoffes zur Folge. Bei ackerbaulicher Nutzung oder sonstwie bei regelmäßiger Zufuhr organischer oder mineralischer Dünger „vermurschen“ diese Böden, d.h. ihre Wasserdurchlässigkeit verringert sich. Austrocknungsempfindliche Pflanzenarten verschwinden. Pflanzenfressende wirbellose Tiere nehmen im Wurzelraum und im Aufwuchs an Arten- und Individuenzahl zu.

Mechanische Bearbeitung von Grünland ist mit der Gefahr von Narbenverletzungen verbunden. Narbenverletzungen begünstigen die Ausbreitung von Krautarten mit Pfahlwurzeln – sogenannten Unkräutern – und verschlechtern den Trockenmasse-Ertrag.

Im Grünland wird Düngung mit mehr als 200 kg N/ha pro Jahr unwirtschaftlich. Gras-Klee-Aufwüchse ohne N-Düngung können denselben Ertrag bringen wie reine Grasaufwüchse, die je Hektar im Mittel 150 bis 200 kg Stickstoff erhalten. Überhöhte Stickstoffdüngung bzw. -freisetzung (durch Mineralisation) fördert einseitig das

Wachstum bestimmter „Unkräuter“. Nach intensiver Düngung tritt auf entwässertem Grünland viel früher ein Wasserdefizit im Wurzelraum der Gräser ein als auf Feuchtwiesen. Wird zu viel Nitrat gedüngt, so überschreitet die für Nutztiere toxische Schwelle. Die Kosten-Nutzen-Rechnung für wirtschaftlichen Stickstoffeinsatz wird ganz wesentlich durch den Stickstoffpreis beeinflusst.

Das Futterangebot auf Weiden ist im Frühling und Frühsommer am höchsten. Vom Hochsommer zum Frühherbst hin sinkt es deutlich ab. Bei der Festlegung von Beweidungsdichten für den Naturschutz ist dies durch flexible Regelungen ebenso zu berücksichtigen wie neue Erkenntnisse über Brutvogelart, Weidetiertyp und Schlupferfolg.

Im Grünland ersetzt das Abstellen von Bewirtschaftungsfehlern häufig die „Unkrautbekämpfung“. Bei der flächenhaften Anwendung von Herbiziden gegen Zweikeimblättrige zur Bekämpfung sogenannter „Unkräuter“ ist die Ausrottung von Kräutern mit gutem Futterwert nicht zu vermeiden. Verschwinden von Pflanzenarten hat Veränderungen im Kleinklima und in der Artengemeinschaft der Kleintiere zur Folge. Bei einer Nutzung früherer Maisfelder als Wechselgrünland ist im Boden mit Rückständen von Atrazin zu rechnen.

Insektizide unterscheiden in ihrer tödlichen Wirkung nicht zwischen „Schädlingen“ und „Nützlingen“. Ein Einsatz von Insektiziden im Grünland hat daher die Störung und Veränderung sowohl von Konkurrenz-Beziehungen wie auch von Räuber-Beute-Beziehungen zur Folge. Langfristig ist auf dem Wege der Selektion das Entstehen resistenter Schädlings-Stämme möglich.

Regelungen des Naturschutzes in bezug auf Mähtermine müssen dem Ist-Zustand des jeweils zu schützenden Wiesentyps angepaßt sein und begleitet werden von Regelungen zur Düngung. Zweischnittnutzung ist in der Regel jeder anderen Nutzung vorzuziehen, da sie die schnellsten Veränderungen im Arteninventar bewirkt. Wird Einschnittnutzung erforderlich, dann sollte die Mahd im September erfolgen (Bakker und Oiff 1992).

5. Viehfütterung und Produktqualität

Die moderne intensive Landwirtschaft ist zu einem erheblichen Teil direkt für erhöhte Gehalte von Schadstoffrückständen in der Kuhmilch und für Verschlechterungen ihrer Geschmacksqualität verantwortlich. Dies ist keineswegs allein auf den erhöhten Einsatz von Importkraftfutter zurückzuführen. Veränderungen in der pflanzlichen Zusammensetzung des Grünlandes und der stofflichen des Rauhfutters, dessen zunehmende Aufbereitung als Silage und die Art der Futterlagerung sind daran ebenso beteiligt wie der langjährige Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln und die veränderte Stallhaltung in der Landwirtschaft.

Es muß in einer marktwirtschaftlich orientierten Gesellschaft jedem Käufer von Nahrungsmitteln freistehen, sich von mehreren angebotenen Produkten für das schadstoffärmste zu entscheiden und dafür auch einen deutlich höheren Preis zu zahlen. Für Milch und Milchprodukte wäre es derzeit eigentlich notwendig, sich vor der Kaufentscheidung über die aktuellen Gehalte von PCB, Lindan, Aflatoxinen, Chloramphenicol und Penicillin informieren zu können. Dies macht eine allgemeine Aufklärung der Verbraucher ebenso notwendig wie eine spezielle Kennzeichnung von Verpackung und Produktwerbung. Die bestehende Milchgüteverordnung trägt dieser Tatsache mitnichten Rechnung. Ein anderer Weg wäre die Kennzeichnung von schadstoffarmer Milch und Milchprodukten mit einem besonderen Qualitätssiegel. Der ökologisch orientierte Milcherzeuger würde über einen höheren Erlös für rückstandsarme Anlieferungsmilch belohnt. Hierzu wären eine Novellierung des Molkereigesetzes und sämtlicher Verordnungen und Rechtsvorschriften notwendig, die im Zusammenhang stehen mit Erzeugung und Vermarktung von Milch und Milchprodukten.

6. Problemlösungen

Ein staatlicher Schutz für das Agrarökosystem Dauergrünland oder Teile davon wird z.Z. explizit durch zwei Instrumente ermöglicht:

1. Per Gesetzgebung (§ 20 c BNatG, § 28b NNatG) sind die aus der Sicht des

Artenschutzes wertvollsten Biotoypen des Grünlandes automatisch geschützt: Seggen- und binsenreiche Naßwiesen, Borstgrasrasen, Trockenrasen, Salzwiesen und alpine Rasen.

2. Die Finanzierung ihrer Zerstörung oder Umwandlung mit Mitteln aus der Gemeinschaftsaufgabe (GA) „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ ist seit 1988 nicht mehr zulässig. Für Maßnahmen der Flurbereinigung, der Wasserwirtschaft, der Landbautechnik und einiger anderer Förderprogramme gilt außerdem das

Verbot, GA-Mittel für die Melioration von Grünland oder dessen Umwandlung in Acker zu verwenden. Hier ist besonders darauf zu dringen, daß dieser Rahmen bei der Angleichung der Lebensbedingungen im neu angegliederten Amt Neuhaus (Reg.-Bez. Lüneburg) nicht unterlaufen wird.

Die derzeit durch den Naturschutz angebotenen Programme sind weitgehend auf Zielsetzungen des Vogelschutzes (Wiesenvögel, Weißstorch), z. T. des Pflanzenartenschutzes ausgerichtet. Selbst hier sind Auflagen (mechanische

Maßnahmenprogramme (Natur- und Umweltschutz) für die Landwirtschaft

EG-Verordnung 2078/92	Finanzielle Beteiligung durch:	verbleibende Landesbeteiligung in %	Jahr der 1. Antragstellung
Basisprogramm			
Verzicht auf chemisch-synth. Düngemittel im Betriebszweig Ackerbau und Dauerkulturen	EG; GA	20*	93
Verzicht auf Herbizide im Betriebszweig Ackerbau und Dauerkulturen	EG; GA	20*	93
Förderung des ökol. Landbaus	EG; GA	20*	93
Extensive Grünlandnutzung auf dem ges. Betrieb	EG; GA	20*	93
Umwandlung von AL in ext. GL	EG; GA	20*	95
Programm mit gezielt problemorientierter Ausrichtung (ML)			
Umweltger. Gülleausbringung	EG	50	94
Ackerrandstreifenprogramm	EG	50**	96
20jährige Stilllegung von AL	EG	50	94
Kooperationsmodell zwischen Naturschutz und Landwirtschaft (Demo.vorhaben)	EG	50	94
bedrohte lokale Rassen	EG	50	94
Programm mit gezielt problemorientierter Ausrichtung (MU)			
Grünlandschutz MU	EG	50	93
Berglandwiesenprogramm	EG	50	93
Freiwillige Zusatzvereinbarung zum Erschwernisausgleich in Nat.geb. u. Nat.parken	EG	50	vor. bis 93
– wird abgelöst durch: Vertragsnaturschutz in Schutzgebieten	EG	50	vor. ab 94
Weißstorchprogramm	EG	50	alt
Programm zur Aus- und Fortbildung			
Lehrgänge und Praktika zum Thema Landwirtschaft und Umweltschutz	EG	50	94

Bearbeitung, Mähtermine, Besatzdichten) zumeist nicht an Erkenntnissen über Schlupferfolge (siehe *Beintema* und *Müskens* 1987) orientiert, sondern folgen in der Regel starren Vorgaben. Über den Artenschutz hinausgehende Belange bleiben nahezu völlig unberücksichtigt. Dabei ist insbesondere auf die Regelungen zur Besatzdichte bei Beweidung hinzuweisen, in denen das Problem der spätsommerlich-herbstlichen Überbeweidung unbeachtet bleibt. Hier ist eine größere Aufgeschlossenheit der staatlichen Institutionen für komplexe ökologische Zusammenhänge anzumahnen.

Naturschutz im Agrarökosystem „Grünland“ ist leicht mit der Gefahr verbunden, daß Bewirtschaftung nicht mehr real stattfindet, sondern nur noch durch „Pfleßmaßnahmen“ simuliert wird. Hier ist zum einen das Problem unsachgemäß, nicht die Zusammensetzung des Aufwuchses berücksichtigender Mahd zu nennen, zum anderen das Problem der ganzjährigen Grünlandpflege mit Rindern, insbesondere Galloway-Rindern. Die jahreszyklische Gesetzmäßigkeit von Unter- und Überbeweidung gilt hier genauso wie bei „echter“ Weidewirtschaft. Außerdem braucht die Grünlandnarbe in mitteleuropäischen Breiten in den Wintermonaten Ruhe. Besonders bedenklich ist es aber, wenn auf Feuchtwiesen, die der Staat zu Naturschutzzwecken angekauft hat, kurz- bis mittelfristig noch Gülleaufbringung in einem Ausmaß zugelassen wird, welches ökologischen Belangen zuwiderläuft.

7. Forderungen:

1. Einschränkung des Landschaftsverbrauches
2. keine Aufforstungen von Grünland an „natürlichen Grünlandstandorten“

3. Schaffung eines „Grundschutzes“ durch den Staat
4. extensive Nutzung auf gravierendem Teil (z.B. 10–15 %) der Grünlandfläche und Biotopverbund
5. ökologisch sinnvolle „Instandsetzung“ von bisherigem Saatgrassland gerade auch in Naturschutzgebieten
6. standortgerechte Reduzierung von Düngung, Schnittnutzung und Beweidung
7. Erfolgskontrolle durch praxisorientierte Begleitforschung
8. Schaffung der Rahmenbedingungen für eine extensivere Tierhaltung im Zusammenhang mit Grünlandnutzung
9. Entgelt statt Entschädigung
10. Ent-Staatlichung, Dezentralisierung, Entbürokratisierung, Vereinfachung

8. Literatur

- Bachthaler, G.*, 1987: Pflanzliche Erzeugung. 9. Auflage. BLV-Verlags-gesellschaft München / Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.
- Bakker, J. P., Olf, H.*, 1992: Restoration management in moist grasslands in the Netherlands. – *NNA-Berichte* 5, 42–48.
- Beintema, A. J., Müskens, G. J. D. M.*, 1987: Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. – *Journal of Applied Ecology* 24, 743–758.
- Bolger, T., Curry, J. P.*, 1980: Effects of cattle slurry on soil arthropods in grassland. – *Pedobiologia* 20, 246–253.
- Bölscher, B.*, 1990: Ökologische Probleme der Grünlandnutzung. – BUND-Berichte 8. Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND) Landesverband Niedersachsen e. V.

- Coulson, J. C.*, 1962: The biology of *Tipula subnodicornis* ZETTERSTEDT with comparative observation on *Tipula paludosa* MEIGEN. – *Journal of Animal Ecology* 3, 121.
- Freeman, B. E.*, 1967: Studies on the ecology of adult Tipulidae (Diptera) in southern England. – *Journal of Animal Ecology* 36, 339–362.
- Hergarten, W.*, 1985: Die Collembolenfauna verschieden bewirtschafteter Flächen am Niederrhein. – *Decheniana* (Bonn) 138, 135–148.
- Herre, W.; Röhrs, M.*, 1990: Haustiere – zoologisch gesehen. 2. Aufl. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Klapp, E.*, 1971: Wiesen und Weiden. – Verlag P. Parey, Berlin und Hamburg.
- Lauenstein, G.*, 1986: Tipuliden als Grünlandsschädlinge. Biologie und Bedeutung. – *Zeitschrift für angewandte Zoologie* 73, 385–431.
- Peters, D.*, 1985: Die Regenwurmfauna verschieden genutzter Böden im Raum Krefeld (Lumbricidae). – *Decheniana* (Bonn) 138, 118–134.
- Richter, B.*, 1955: Pflanzensoziologische Untersuchungen zur Ökologie von Grünlandsschädlingen. – *Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau* 99, 463–478.
- Wetzel, T.*, 1967: Untersuchungen zum Auftreten und zur Schadwirkung der Larven von Fliegen (Diptera, Brachycera) an Gramineen. – *Zeitschrift für angewandte Entomologie* 59, 260–268.
- Whelan, J.*, 1986: An analysis of the acarine communities in the herbage and soil of three adjoining grassland sites in Co. Kildare, Ireland. *Pedobiologia* 29, 149–164.

Anschrift des Verfassers

Dr. B. Bölscher
Peter-Joseph-Krahe-Straße 1
38102 Braunschweig

Naturschutz-Entwicklungskonzeption für die Leda-Jümme-Niederung

von Ingolf Faida*

Der Vortrag erläuterte die naturschutzfachliche Entwicklungskonzeption, deren Kurzfassung (ECO Plan, 1993) im folgenden abgedruckt wird.

1. Die Ausgangssituation

1.1 Einführung

Am 30. 10. 1991 erteilte die Bezirksregierung Weser-Ems als Obere Naturschutzbehörde den Auftrag, ein naturschutzfachliches Entwicklungskonzept für die Leda-Jümme-Niederung aufzustellen. Die Notwendigkeit einer derartigen Planung leitet sich aus drei wesentlichen Aspekten ab:

- Die Niederung von Leda und Jümme stellt eines der größten zusammenhängenden Grünlandgebiete Nordwestdeutschlands dar, eine Kulturlandschaft mit hohen Lebensraumqualitäten. Aufgrund der landwirtschaftlich orientierten Meliorationsmaßnahmen der letzten Jahrzehnte sind jedoch erhebliche Überformungen und Verluste eingetreten. Daraus ergibt sich ein dringender Handlungsbedarf, um dem weiteren Verfall entgegenzuwirken und die entstandene Diskrepanz zwischen der potentiellen und realen landschaftsökologischen Bedeutung zu verringern.

- Seit einigen Jahren findet ein Nutzungswandel der Landschaft statt, der auch in Teilen der Leda-Jümme-Niederung erkennbar wird. Während die wirtschaftliche Situation in der Landwirtschaft zunehmend schwieriger wird, nehmen Ansprüche der Fremdenverkehrswirtschaft an die freie Landschaft spürbar zu. Die verstärkte Inanspruchnahme bestimmter Landschaftsfunktionen muß durch landschaftspflegerische Maßnahmen begleitet werden.

- Tragendes Gerüst der Niederung sind Leda und Jümme mit ihren Nebengewässern, die durch Begradigung, Kanalisierung, Eindeichung und Verbau sowie aktuell durch intensiven Sportbootverkehr dramatische Einbußen ihrer ökologischen Funktionen erfahren ha-

ben und permanenten Belastungen ausgesetzt sind.

Die grundsätzliche Planungsorientierung ergibt sich aus § 1 der allgemeinen Vorschriften des Niedersächsischen Naturschutzgesetzes, in dem die nachhaltige Sicherung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, der Nutzbarkeit der Naturgüter, der Pflanzen- und Tierwelt sowie der Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft als Lebensgrundlagen des Menschen und als Voraussetzung für seine Erholung in Natur und Landschaft festgeschrieben ist.

Konkrete Entwicklungsziele für die Leda-Jümme-Niederung ergeben sich weiter aus den Vorgaben folgender übergreifender Planungen:

- Niedersächsisches Landschaftsprogramm,
- Grünlandschutzkonzept Niedersachsen,
- Niedersächsisches Fließgewässerschutzsystem,
- Niedersächsisches Fischotterschutzprogramm.

Schwerpunkt der Bestandsanalyse ist die Darstellung und Bewertung bestehender und absehbarer Konflikte bei der Nutzung der natürlichen Ressourcen. Vor dem Hintergrund der Empfindlichkeit bzw. der Belastbarkeit vorkommender und zu entwickelnder natürlicher Elemente erfolgt eine Wertung der Nutzungen im Hinblick auf eine idealisierte Ausgewogenheit zwischen einem maximalen Nutzungsniveau und den Anforderungen des Naturhaushaltes. Als wesentliche übergeordnete Aufgaben sind zu nennen (vgl. auch Kap. II.1):

- Regeneration der landschaftsökologischen Funktionen,
- Erhöhung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes,
- Verminderung und Kompensation von Belastungen.

1.2 Das Planungsgebiet

Das Planungsgebiet der Leda-Jümme-Niederung ist mit ca. 90 km² zentraler

Bestandteil des 2078 km² großen Leda-Jümme-Gebietes, dessen Niederschläge überwiegend durch Leda und Jümme in die Ems entwässern.

Das Planungsgebiet wird begrenzt durch die Stadt Leer im Westen, Barbel im Osten, Nortmoor, Filsum und Determ im Norden sowie Breinermoor, Backemoor, Schatteburg, Holte und Potshausen im Süden. Entlang der Flußläufe von Leda und Jümme erstreckt sich zu beiden Seiten eine ausgedehnte Niederung, die zum Teil bis zu 1 m unter dem Meeresspiegel liegt. Das Gebiet findet seine topographische und bodenkundliche Begrenzung an den Rändern der eiszeitlichen Geest.

1.3 Die Natur

Die natürlichen Elemente der Leda-Jümme-Niederung sind heute wesentlich geprägt durch die spezifischen hydrologischen Verhältnisse im oberen Tidebereich und die davon abhängigen besonderen Nutzungsformen. Mit der weitgehenden Veränderung und Regelbarkeit des Faktors „Wasser“ binnen- und außendeichs erfolgte eine entsprechende Anpassung der Naturgüter, der Lebensgemeinschaften und des Landschaftsbildes an eine im wesentlichen landwirtschaftlich ausgerichtete Landschaftsstruktur.

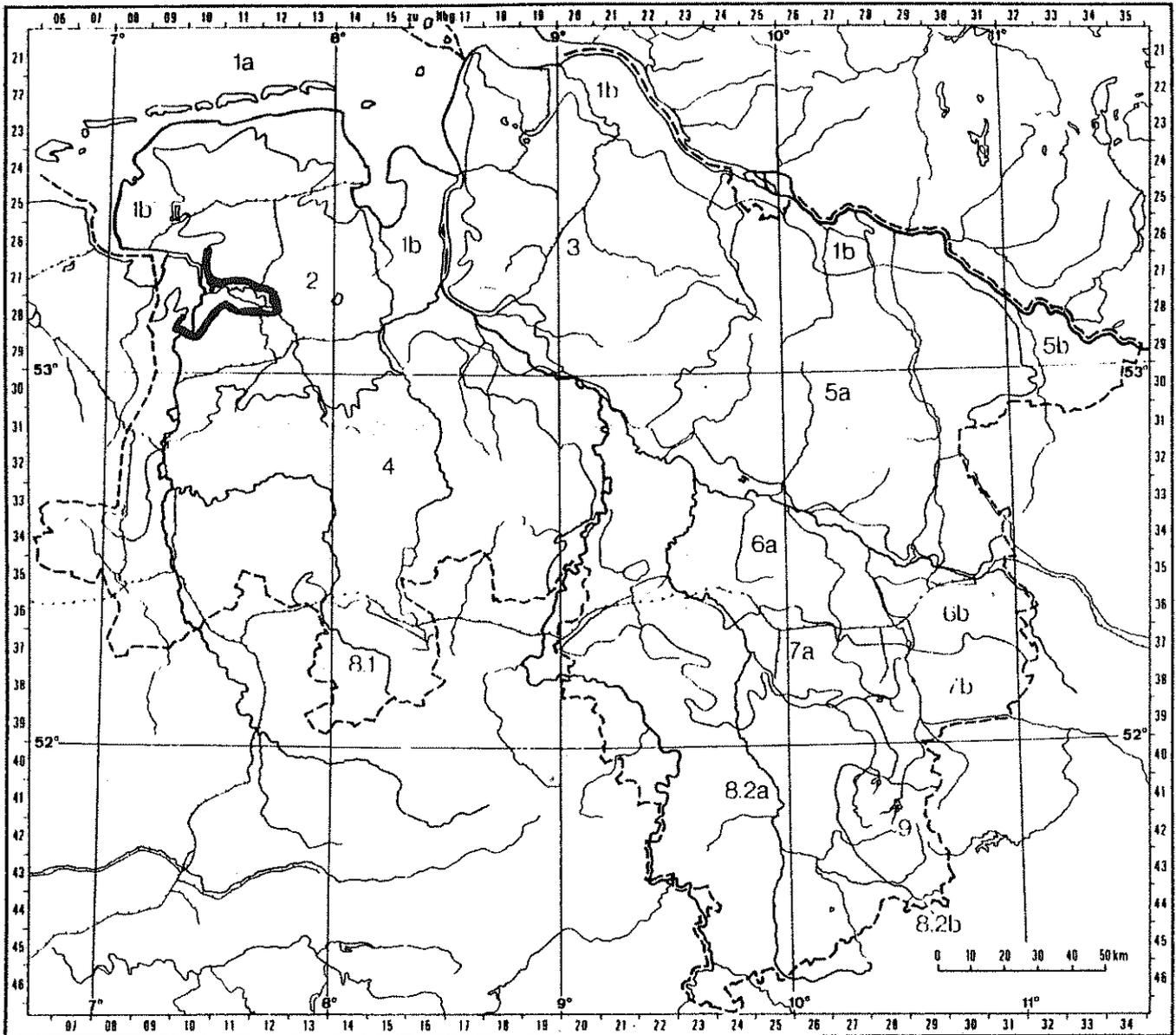
Böden

Die vorherrschenden Bodentypen sind nacheiszeitlichen Ursprungs und Resultat des Meeresspiegelanstieges und der Binnenwasserabflüsse während der vergangenen 4000 Jahre. Entlang der Unterläufe von Leda und Jümme haben sich durch Sedimentation *Flußmarschböden* entwickelt, die mit Höhen bis über 1 m NN einen regelrechten „Flußwall“ bilden, auf dem sich die Siedlungen und älteren Gehöfte konzentrieren (vgl. Abb. 1). Daran schließen sich leicht überschlückte *Moormarschen* und *Niedermoorböden* an, die z. T. großflächig tief umgebrochen sind.

Flußmarschböden stellen die fruchtbarsten landwirtschaftlichen Nutzflächen des Gebietes dar. Ihre Bildung ist

* Beitrag vom Seminar Feuchtgrünlandschutz – Kooperation zwischen Naturschutz und Landwirtschaft vom 1. März 1995.

Naturräumliche Regionen



Quelle: GOETHE, HECKENROTH & SCHUMANN (1978)
in: HECKENROTH 1985

Niedersachsen verfügt über folgende naturräumliche Regionen

- 1a Watten und Marschen (Außendeichsflächen)
- 1b Watten und Marschen (Binnendeichsflächen)
- 2 Ostfriesisch-Oldenburgische Geest
- 3 Stader Geest
- 4 Ems-Hunte-Geest und Dümmer Geestniederung
- 5a Lüneburger Heide und Wendland
- 5b Lüneburger Heide und Wendland (stärker kontinental geprägter Teil)
- 6a Weser-Aller-Flachland
- 6b Weser-Aller-Flachland (stärker kontinental geprägter Teil)
- 7a Börden
- 7b Börden (stärker kontinental geprägter Teil)
- 8.1 Osnabrücker Hügelland
- 8.2a Weser- und Leinebergland
- 8.2b Weser- und Leinebergland (stärker kontinental geprägter Teil)
- 9 Harz

auf den binnenländischen Flächen nach der Verhinderung winterlicher Überflutungen (und damit auch der Nutzung der natürlichen Flußwasserdüngung) weitgehend zum Stillstand gekommen. Die mächtigen Kleiablagerungen insbesondere der Vorländer sind wertvoll als Deckmaterial beim Deichbau.

Eine wesentliche Belastung der Moorböden geht von der tiefgreifenden Binnenentwässerung aus, die zur Zersetzung der organischen Substanz, zu extremen Nährstoffausschwemmungen, zu erheblichen Bodensackungen führt. Die Mineralisierung des Bodens trägt beträchtlich zu einer Eutrophierung der Oberflächengewässer und vermutlich auch des Grundwassers bei. Die intensive landwirtschaftliche Nutzung läßt mittelfristig die vollständige Aufzehrung der Moorbstandteile erwarten.

Wasser

Das Gewässernetz von Leda und Jümme einschließlich der Nebengewässer ist im Hinblick auf Entwässerungsfunktionen einseitig optimiert worden. Dabei war das Ziel der gezielten Hochwasserabführung bzw. -beherrschung angesichts der Zunahme von Hochwasserspitzen aus den entwässerten Hochmooren im Niederschlagsgebiet immer bestimmend. Qualitative Aspekte der Gewässerökosysteme sind nicht erkennbar verfolgt worden. Die Folgen sind u. a.:

- mangelnde Gewässerqualität, die durch intensive landwirtschaftliche Nutzung von Moorböden, Einträge aus der Tierhaltung sowie eine unzureichende Klärung häuslicher Abwässer hervorgerufen wird,

- fortschreitende Uferabbrüche im Bereich der Tidegewässer, die permanente Befestigungen erfordern,
- Einschnürung durch Deiche,
- erhöhte Salzgehalte, die vermutlich durch zunehmenden Wasseraustausch mit der Ems verursacht werden,
- eine weitergehende Entwertung weiter Strecken von Leda und Jümme als Lebensraum für Organismen mit komplexeren Habitatansprüchen (z. B. Fischotter); schon die Lebensraumqualität für Fische ist drastisch eingeschränkt.

Pflanzenwelt

Während noch zu Beginn der 50er Jahre eine den natürlichen Standortbedingungen weitgehend entsprechende Grünlandvegetation vorherrschte, finden sich heute bis auf kleinflächige Ausnahmen hochproduktive Intensivgrünlandereien und Maisäcker, deren Artenspektrum auf wenige Arten reduziert ist.

Vor Beginn der großflächigen Meliorationsmaßnahmen waren entsprechend der natürlichen Bodenzonierung Weidelgras-Weiden, Sumpfdotterblumen-, Wollgras-Benthaim- und Fadenbinsen-Moore die bestimmenden Vegetationseinheiten. Derartige Vielfalt ist heute im Gelände kaum noch nachzuvollziehen.

Im Gegensatz zur starken Überformung der Vegetation steht die *relative Reichhaltigkeit* der Flora des Gebietes, die noch zahlreiche gefährdete Arten in z. T. hoher Anzahl *vor allem im Bereich der Entwässerungsgräben* aufweist. Diese Rest-Vorkommen bilden sowohl den Kern von Schutzbestrebungen als

auch den Ausgangspunkt für Regenerationsmaßnahmen.

Tierwelt

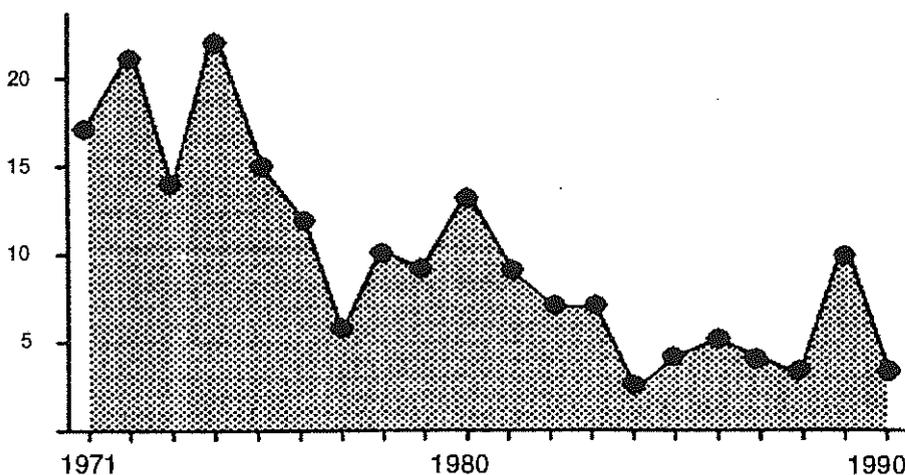
Die Tierlebensgemeinschaften des Planungsgebietes waren in den letzten Jahrzehnten entsprechend der landschaftsökologischen Veränderungen einem vollkommenen Wandel unterworfen, was am Beispiel einiger Indikatorarten deutlich wird: Bis zum Bau des Sperrwerkes war das Planungsgebiet unter heutigen Kriterien als *Feuchtgebiet internationaler Bedeutung* einzustufen aufgrund der Vorkommen von Zwergschwan, Kurzschnabel- und Bläßgans sowie Pfeifente. Gegenwärtig ist noch eine *nationale Bedeutung* aufgrund der Frühjahrsrastbestände von Kiebitz und Goldregenpfeifer gegeben, die als weniger spezialisierte Arten auch intensive genutzter landwirtschaftlicher Flächen aufsuchen.

Zu den *Brutvögeln* gehörten früher Kampfläufer und Birkhuhn. Heute ist die in Niedersachsen stark bedrohte Uferschnepfe als typischer Brutvogel zu nennen (mehr als 6 % der niedersächsischen Population), wobei deren Bruterfolg jedoch in Abhängigkeit von der Intensität der Bewirtschaftung sehr unterschiedlich zu bewerten ist. Auch die wenigen aktuellen Vorkommen des Weißstorchs verweisen gleichermaßen auf die ehemalige Bedeutung als Feuchtgebiet und die aktuelle Gefährdung der Art.

Die stetige Verschlechterung des Lebensraums wird durch die Abnahme ausgeflogener Jungstörche dokumentiert, die seit Beginn der 70er Jahre dokumentiert worden ist (R. Frank, Ostfreesland-Kalender 1993). Dabei ist zu berücksichtigen, daß bereits die Werte der 70er Jahre weit unter denen der früheren Weißstorchpopulation liegen.

Beobachtungen von Fischottern sind in den letzten Jahren immer seltener geworden, was angesichts der fortschreitenden Biotopveränderungen im limnischen Bereich (Wasserqualität, Uferbefestigung, Störungsintensität) nicht überrascht.

Die *Häufigkeit von Lurchen*, insbesondere des Grasfrosches als Besiedler der Grünland- und Grabenstrukturen, hat stellenweise derartig abgenommen, daß diese Tiergruppe als Nahrung



Anzahl ausgeflogener Jungstörche in der Leda-Jümme-Niederung.

für höhere Organismen (z.B. Weißstorch) kaum noch relevant ist.

Die *Fischbestände* in Leda und Jümme sind in den letzten zwei Jahrzehnten so *stark zurückgegangen*, daß die Reusenfischerei vielerorts mehr aus Gewohnheit denn aus wirtschaftlichem Interesse ausgeübt wird.

Landschaftsbild

Der Landschaftseindruck wird geprägt durch weite Niederungsflächen, die in den umgebenden Geestrücken auslaufen. Entlang der hochwasserfreien Siedlungsplätze auf der Geest führten früher die wichtigen Handels- und Reisewege, so daß sich hier zahlreiche Ortschaften entwickeln konnten. Innerhalb der Niederung existieren heute nur noch Amdorf und Neuburg als geschlossene Siedlungen auf höher gelegenen Flußmarschböden. Die in den niedrigeren Bereichen des Jümmiger Hammrich errichteten alten Dörfer Filsum und Potshausen mußten vor Jahrhunderten infolge des Meeresspiegelanstieges aufgegeben werden. Wesentliche Aspekte des früheren Landschaftsbildes waren die winterlichen Überschwemmungen, die insbesondere die Höfe und Ortschaften des Jümmiger Hammrichs für Monate von der Außenwelt isolierten.

Mit dem Fortschritt der Meliorationsmaßnahmen änderte sich der Landschaftscharakter grundlegend. Die weiträumigen Hammriche wurden durch Windschutzpflanzungen optisch parzelliert, die historisch gewachsenen Flurstücke wichen rationell zu bewirtschaftenden größeren Einheiten, die heute mit ihrer weitgehend rechteckigen Einteilung den Eindruck bestimmen. Schmale und weitverzweigte Grabensysteme wurden durch schnurgerade Vorfluter mit räumungsfreundlichen Normprofilen ersetzt. An verschiedenen Stellen wurden im Stil der 60er Jahre Aussiedlerhöfe errichtet, die im Gegensatz zur traditionellen Gulfhausform stehen. An den alten Hofstellen fanden Erweiterungen mit modernen Laufställen statt, so daß nur noch wenige einheitliche Baustile zu finden sind.

Der naturnahe Charakter der Fließgewässer Leda und Jümme wurde im Zuge der Einschnürung mit Deichen durch notwendig gewordene Stein-

schüttungen immer mehr verändert, so daß heute in weiten Teilen der Typus des Kanals überwiegt.

Mit dem Bau der Bundesstraße 72 erfolgte nicht nur eine Zersplitterung in Teilräume und deren Isolation zusammenhängender Lebensräume, sondern auch eine nachhaltige Verlärmung großer Teile des Planungsgebietes. Zusammen mit den übrigen randlich verlaufenden Verkehrswegen (A 28, DB-Strecke Oldenburg-Leer, B 70, Landes- und Kreisstraßen) ergibt sich ein fast lückenloser Schallteppich, der durch punkuelle, aber weitreichende Schallquellen (Schießplätze Loga, Wiltshausen; Modellfluggelände Tammingaburg) sowie Tiefflieger, Speedboote, etc. verstärkt wird.

Die sensorische Beeinträchtigung wird komplettiert durch die Emissionen der weit verbreiteten Güllewirtschaft, so daß die noch erhaltenen Eigenarten des Gebietes davon weitgehend überlagert werden.

1.4 Der Mensch

Die Nutzung des Planungsgebietes durch den Menschen stellt im Hinblick auf die schwierigen wasser- und landwirtschaftlichen Verhältnisse eine außerordentliche Leistung dar, die nur in ihren historischen Dimensionen angemessen zu würdigen ist.

Besiedlung

Die Besiedlung des Planungsgebietes ist geprägt durch eine historische Bebauung der hochwasserfreien Plätze der Flußmarsch und der Geeststandorte. Seit den 50er Jahren sind in den Flurbereinigungsgebieten des Nortmoorer, Jümmiger und Barger Hammrichs zahlreiche Aussiedlerhöfe entstanden, die das kulturhistorisch gewachsene Siedlungsbild wesentlich verändert haben. Durch die immer noch fortschreitende Bebauung von geestnahen Niederungsbereichen bei Leer und Stickhausen, aber auch außerhalb des Planungsgebietes (z.B. bei Apen), werden Zwangspunkte für eine noch weitergehende Entwässerung geschaffen. Die durch starkes Abpumpen des Binnenwassers hervorgerufenen Bodensenkungen führen bereits heute an den Gebäuden im Planungsgebiet zu erheblichen Bauschäden.

Verkehr

Stark befahrene Straßen führen zur Isolation von Lebensräumen innerhalb des Planungsgebietes und zur Isolation des Gebietes von der Umgebung. Die mit hohem Verkehrsaufkommen verbundenen Immissionen stellen eine erhebliche Minderung der Erholungsqualität des Gebietes dar.

Wasserwirtschaft

Die Wasserwirtschaft hat in den vergangenen 100 Jahren die Voraussetzungen für eine intensive landwirtschaftliche Nutzung der Niederung geschaffen und gleichzeitig das Problem der Hochwasserabfuhr aus den oberhalb liegenden Einzugsgebieten weitgehend gelöst. Im Zuge dieser Maßnahmen ist der Naturhaushalt tiefgreifend verändert worden.

Das Netz der Gräben ist in Teilbereichen auf weniger als die Hälfte der früheren Länge reduziert worden, der Grundwasserstand ist großflächig abgesenkt worden, die Flußläufe von Leda und Jümme sind um etwa 1/4 der Länge verkürzt worden, die Befestigung der Uferstrecken ist von ca. 20 % auf derzeit ca. 73 % der Gesamtlänge ausgeweitet worden. Mit der engen Beedeichung der Oberläufe ist eine „Einschnürung“ der Gewässer erfolgt, die zum weitgehenden Verlust tidebeeinflusster Uferzonen geführt hat. In der Folge sind Übergangsbereiche zwischen terrestrischen und limnischen Ökosystemen und die früher verbreiteten winterlichen Überstauungen fast vollständig verschwunden. Die landwirtschaftliche Produktionsintensität konnte großflächig so erhöht werden, daß eine völlige Umschichtung von Lebensgemeinschaften erfolgt ist.

Landwirtschaft

Bis auf den Holter Hammrich und die westlichen Teile des Jümmiger Hammrichs bei Amdorf ist das Planungsgebiet großflächig flurbereinigt worden. Damit wurden sowohl die Voraussetzungen für eine intensivere Bewirtschaftung als auch für eine Ausweitung der Nutzung in den Niedermoorbereichen geschaffen. Außer kleinen, unbedeutenden Restflächen, die zu Naturschutzgebieten erklärt wurden, befin-

det sich das gesamte Gebiet heute in intensiver landwirtschaftlicher Nutzung. In den Niedermoorgebieten vor allem des Jümmiger Hammricks sind großflächig Tiefumbrüche erfolgt, die mit fortschreitender Sackung der Böden auch weiterhin fortgesetzt werden. Die Folgen dieser unangepaßten Bewirtschaftung sind Aufzehrung der organischen Böden, hohe Nährstoffauswaschungen in die Gewässer und möglicherweise auch in das Grundwasser, Verarmung von Lebensgemeinschaften, Aussterben sensibler Arten und die Beeinträchtigung des Landschaftsbildes.

Fischerei

Die Fischbestände in den Fließgewässern des Leda-Jümme-Gebietes sind durch wasserbauliche Maßnahmen und die teilweise Verschlechterung der Wasserqualität so stark zurückgegangen, daß eine berufsmäßige Fischerei heute keinerlei Bedeutung mehr hat. Eine Nutzung der noch verbliebenen Vorkommen, die durch Besatzmaßnahmen gestützt werden, erfolgt durch Reusenfischer und zahlreiche Angelvereine, die im Planungsgebiet ansässig sind. Intensive Besatzmaßnahmen in Altwässern entlang von Leda und Jümme, durch die ein natürlicher Aufbau von Lebensgemeinschaften verhindert wird, sind derzeit offenbar noch belastender als Beeinträchtigungen und Störungen durch das Angeln selbst. Eine besondere Problematik stellt die Reusenfischerei dar.

Erholung

Die Erholung stellt eine Nutzung des Planungsraumes dar, die in den letzten Jahren eine beständige und nicht unbedeutende Ausweitung erfahren hat. Während die ruhigen Erholungsformen mit den Zielen des Naturschutzes grundsätzlich zu vereinbaren sind, bestehen erhebliche Konflikte mit einigen Formen des Wassersports sowie des Schieß- und Modellflugsports.

Naturschutz

Naturschutz im Sinne einer langfristigen Ressourcenvorsorge hat im Planungsgebiet bisher keine Rolle gespielt. Die vorhandenen Schutzobjekte stellen kleinflächige, isolierte Parzellen

dar, die durch fehlende Pufferzonen und fehlenden Organismenaustausch mittelfristig ihre jetzt schon drastisch reduzierte Bedeutung verlieren würden.

2. Die Ziele der Landschafts-entwicklungskonzeption

2.1 Allgemeines

Die vorliegende Planung verfolgt im einzelnen folgende Ziele:

- Schutz der Naturgüter
- Steigerung der Funktions- und Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes
- Förderung landschaftstypischer Lebensräume und Lebensgemeinschaften
- Erhalt der Kulturlandschaft
- Optimierung der natürlichen Erholungseignung
- Förderung bäuerlicher Betriebe

Schutz der Naturgüter

Die Naturgüter Boden, Wasser und Luft bzw. Klima sind nicht beliebig vermehrbare und nur in geringem Maße zu regenerieren. Ein schonender Umgang mit diesen Gütern bzw. ihre nachhaltige Nutzung muß unter Beachtung stofflich-energetischer Kreisläufe erfolgen.

Böden, deren Bildungsprozesse abgeschlossen sind, bedürfen besonderer Schonung; sie sollten nur im Rahmen angepaßter Bewirtschaftung nachhaltig genutzt werden. Die Neubildung von Böden (insbes. von Sedimentations- und Moorböden) sollte ermöglicht werden, wobei die Kleigewinnung im Bereich der Deichvorländer besondere Bedeutung hat.

Zur Erhöhung der Leistungsfähigkeit und Stabilität der Gewässerökosysteme ist es erforderlich, direkte und diffuse Einleitungen von Nähr- und Schadstoffen zu verringern. Durch morphologische Veränderungen müssen die Voraussetzungen für eine möglichst hohe Selbstreinigung der Gewässer geschaffen werden. Die Entwässerungssysteme müssen im Hinblick auf kleinräumig differenzierte Grundwasserstände optimiert werden.

Ebenso müssen die Wirkungen regional bedeutsamer Luftschadstoff-Emissionen (Verkehr, Gülle) im Rahmen landschaftsplanerischer Möglichkeiten und durch Emissionsbegrenzung so

weit wie möglich vermindert werden. Insbesondere die Lärm- und Abgasemissionen im Bereich der Hauptverkehrsstraßen müssen durch Geschwindigkeitsbeschränkungen vermindert werden.

Die Nutzung der Leda-Jümme-Niederung in der heutigen Intensität ist mit erheblichen Energieaufwendungen für die Binnenentwässerung und die Landwirtschaft verbunden. Zur Bestimmung einer ökologisch tradierten Entwicklung des Planungsgebietes ist vordringlich zu klären, ob das derzeitige Management des Gebietes unter stofflich-energetischen Gesichtspunkten zu rechtfertigen ist. Dabei waren neben den Betriebsaufwendungen die Erträge und die externen Effekte insbesondere auf Umwelt und Fremdenverkehr zu bilanzieren. Diese Aufgabe kann jedoch nur im Rahmen vertiefter Untersuchungen gelöst werden.

Steigerung der Funktions- und Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes

Die natürliche Umwelt des Menschen vermag nur dann die vielfältigen von ihr abverlangten Leistungen zu erfüllen, wenn ihre natürliche Funktionsfähigkeit gewahrt ist. Die vorliegende Planung nennt Beeinträchtigungen und Möglichkeiten zur Stabilisierung und Steigerung der biologischen Funktionsfähigkeit.

Landschaftstypische Lebensräume und Lebensgemeinschaften

Die bislang im Naturschutz zwangsläufig verfolgte Strategie des musealen Bewahrens nur kleinräumiger, naturnaher Strukturen ist ungeeignet, die langfristige Existenz komplexer Lebensgemeinschaften zu gewährleisten. Ein dauerhafter Schutz kann nur in zusammenhängenden großräumigen Strukturen erfolgen, in denen naturbürtigen Prozessen Entfaltungsmöglichkeiten eingeräumt werden.

Die landschaftstypischen Lebensgemeinschaften können sich nur etablieren, wenn Standards wie die Mindestgröße der Lebensräume, die Verbindung und der Austausch untereinander und die klein- und großräumige Vernetzung mit benachbarten Gebieten eingehalten sind. Arealgröße, Dynamik

und Vernetzung von Lebensräumen sind wesentliche Randparameter des Leitbildes.

Kulturlandschaft

Der Erhalt der Kulturlandschaft als Zeugnis angepaßter und nachhaltiger Nutzung der Naturressourcen sollte wesentliches Ziel sein, wobei der Begriff „Kultur“ eben jene hohe Entwicklungsstufe kennzeichnen soll, in der die natürliche Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes „intelligent“, d. h. unter Berücksichtigung langfristiger Folgen, genutzt wird. Elemente landwirtschaftlicher und anderer landeskultureller Strukturen, die auf eine Form der Landnutzung ohne erhebliche Energieimporte und externe Umwelteffekte verweisen – wie die historischen Gulfhäuser –, sollen erhalten, gefördert und – wenn der Fortbestand nur so zu gewährleisten ist – mit neuen Funktionen versehen werden.

Erholungseignung

Die Wahrnehmbarkeit und Nutzbarkeit der Landschaft als Erholungsraum des Menschen ist ein wichtiges Entwicklungsziel, wobei anzunehmen ist, daß eine artenreiche und vielfältig strukturierte Landschaft, in der die regionale Eigenart als Ausdruck der kulturhistorischen Entwicklung erkennbar bleibt, hierzu am besten geeignet ist. Eine agrarindustriell und wassertechnisch optimierte Landschaft bietet nur wenig positive Erlebnismöglichkeiten, wie dies eine naturnahe Kulturlandschaft zu leisten vermag, die darüber hinaus eher in der Lage ist, negative Effekte durch Erholungsuchende zu verkraften. Gleichzeitig muß allerdings die Entwicklung einer musealen Kulturlandschaft vermieden werden, in der die Funktion von „Biotopen“ auf eine grüne Garnierung des Erholungsbetriebs reduziert wird. Die landwirtschaftliche Nutzung muß in weiten Teilen des Planungsgebietes weiterhin den bestimmenden Landschaftseindruck darstellen.

Grundsätzlich ist es ein Anliegen der vorliegenden Planung, die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes so zu steigern, daß Beeinträchtigungen durch Erholungsuchende kompensiert werden können.

Förderung bäuerlicher Betriebe

Die heutige Kulturlandschaft mit ihrer Tier- und Pflanzenwelt ist das Ergebnis traditioneller landwirtschaftlicher Nutzung. Der Erhalt und die Förderung heute im Bestand bedrohter Arten bedarf in den meisten Fällen einer entsprechenden Bewirtschaftung.

Die agrarpolitischen Technisierungs- und Konzentrationszwänge führen gleichermaßen zur Belastung des Naturhaushaltes wie zur Bedrohung bäuerlicher Existenzen.

Das Ziel ist der Erhalt und die Entwicklung der belebten Kulturlandschaft und damit die an diesen Rahmenbedingungen orientierte Landwirtschaft. Daraus ergibt sich eine Kongruenz von Zielen des Naturschutzes und der bäuerlichen Landwirtschaft.

Grundsatz ist eine extensiv landwirtschaftlich genutzte Landschaft, die aber auch nicht-anthropogen bestimmter Ausgleichsräume bedarf. Solche Räume sind traditionell vorwiegend Bereiche mit geringer Produktivität oder erschwerter Bewirtschaftbarkeit, die mittels öffentlicher Mittel gezielt aus der Bewirtschaftung herauszulösen sind. Zur Pflege und Entwicklung dieser Bereiche sind rechtzeitig Konzepte zu erstellen, damit sie sinnvoll in das ökosystemare und landschaftliche Gefüge eingebunden werden können. Die vorliegende Planung macht hierzu Vorschläge.

2.3 Die Nutzungszonierung

Die Planung gliedert sich grundsätzlich in zwei Hauptzonen unterschiedlicher Nutzungsprioritäten, die entsprechend der jeweiligen Zielsetzungen zu differenzieren sind.

■ Naturorientierte Landschaft (Zone I)
 Entwicklungszone I.1 „Tabuzone“
 Entwicklungszone I.2 „Kernzone“
 Entwicklungszone I.3 „Verbindungszone“

■ Naturnahe Landschaft (Zone II)
 Entwicklungszone II.1 „Pufferzone“
 Entwicklungszone II.2 „Wirtschaftszone“

An die Zone II schließt sich der Bereich der intensiven Landnutzung durch Besiedlung, Verkehr, Gewerbe, Abfallwirtschaft und Erholung an, der nicht Gegenstand des Zonierungskonzeptes ist.

Die „Tabuzone“ dieses Konzeptes umfaßt ca. 1350 ha, in denen langfristig die Nutzung aufgegeben würde. Dies entspricht etwa 7 % der Fläche der hydrologischen Einheit der Niederung bzw. etwa 15 % der Fläche des eigentlichen Planungsgebietes. Weitere erhebliche Nutzungseinschränkungen in der Kernzone würden etwa auf ca. 1000 ha Fläche, d. h. auf etwa 5 % bzw. 10 % des Gesamtgebietes erfolgen. In den übrigen Bereichen stehen freiwillige Vereinbarungen (Vertragsnaturschutz, insbesondere Grünlandschutzkonzept) im Vordergrund. Die vorliegende Planung wäre bei vollständiger Realisierung demnach mit vollständiger oder erheblicher Nutzungsbeschränkung auf ca. 25 % der Gesamtfläche der Leda-Jümme-Niederung verbunden.

Naturorientierte Landschaft

In diesen Bereichen sollen nicht-anthropogen bestimmte Prozesse grundsätzlich Vorrang haben. Die Ausdehnung dieser Zone muß allerdings so bemessen sein, daß deren natürliche Eigendynamik ohne negative Auswirkungen auf die Zone II bleibt (insbesondere im Bereich der Tidengewässer).

Eingriffe in diese Bereiche sollen auf ein absolut notwendiges Mindestmaß beschränkt werden, um z. B. schädliche Einflüsse aus der Umgebung zu kompensieren. Ein Betreten oder Befahren dieser Zone kann innerhalb bestimmter räumlicher und zeitlicher Grenzen erfolgen, soweit die Auswirkungen der Nutzung mit der Entwicklung naturnaher Lebensgemeinschaften in Einklang zu bringen sind.

Die Umsetzung kann nur in Folge der Nutzungsaufgabe geschehen. Von der öffentlichen Hand erworbene Flächen sollten sich also gezielt hier konzentrieren bzw. hierhin verlagert werden.

„Tabuzone“
 (Schutzstatus: Naturschutzgebiet)

In diesen Bereichen soll kein dauerhafter menschlicher Eingriff mehr erfolgen. Durch ganzjährige Betretungs- und Befahrensverbote sowie entsprechende gestalterische Maßnahmen sollen wirksame Ruhezone entstehen. Hier werden sich entsprechend der jeweiligen Standortfaktoren unter-

schiedliche Stadien des Au- bzw. Bruchwaldes entlang von Fließ- bzw. am Rande von Stillgewässern und in Geländesenken einstellen. Die Ausübung der Fischerei vom Land aus sollte auf wenige zugängliche Plätze mit geringem Störungspotential beschränkt werden. Das Angeln auf Leda und Jümme (Kernzone) vom Boot aus bleibt davon weitgehend unberührt.

Einen wesentlichen Schwerpunkt dieser Zone bilden die Flächen, die entlang von Leda und Jümme ausgedeutet und einer natürlichen Sukzession überlassen werden sollten. Es handelt sich um folgende Bereiche mit insgesamt ca. 950 ha Fläche:

Lokalität	Fläche (ca. ha)
Bereich Dreyschloot	440
Lieneweg	<90
Grenzhaus	<40
Thelingshof	7
Amdorf-Wolde	20
Wiltshausen	5
Detern	220
Stickhausen-West	1
Filsumer Deich	20
Spiker Hörn	45
Sielshof	20
Wiltshäuserhörn	35
Logaer Deich	3

„Kernzone“
(Schutzstatus: Naturschutzgebiet)

Anschließend an die Tabuzonen sollen Kernzonen einen vielfältigen Übergang zur Zone der extensiven Bewirtschaftung (Entwicklungszone II.1 „Pufferzone“) herstellen. In der Kernzone soll entsprechend der jeweiligen Zielvorstellungen und der vorherrschenden Standortverhältnisse ein gezieltes Biotopmanagement erfolgen. Analog zum Gradienten der Bodenfeuchtigkeit wirtschaftender Lebensräume entstehen. Die Grenze zwischen vollständiger Sukzession und der naturschutzorientierten, landwirtschaftlichen Nutzung kann entsprechend klimatischer Einflüsse von Jahr zu Jahr wechseln.

Das Betreten oder Befahren dieser Bereiche auf vorgegebenen Wegen ist in Anpassung an Reproduktionszyklen der Fauna zu regeln. Gezielte Beobachtungsmöglichkeiten sollten eröffnet und angeboten werden.

„Verbindungszone“
(Schutzstatus: Naturschutzgebiet, geschützter Landschaftsbestandteil, besonders geschützte Biotope)

Diese vorwiegend linearen Bereiche sollen der Vernetzung von Tabu- und Kernzonen untereinander sowie über die Grenzen des Planungsgebietes hinaus dienen. Die Ausgestaltung und der Grad der Bewirtschaftung dieser Strukturen ist in Anpassung an die jeweiligen lokalen Bedingungen im Rahmen von Detailplanungen festzulegen. Neben einzelnen „Trittsteinen“, die vollkommen von jeder Nutzung freigehalten werden, sollen Teilbereiche auch extensiv genutzt werden, um das Aufkommen von Gehölzen zu verhindern.

Naturnahe Kulturlandschaft

Im Bereich der naturnahen Kulturlandschaft sollen primär land- bzw. erholungswirtschaftliche Interessen verfolgt werden, soweit sie nicht Entwicklungsziele in der Zone I beeinträchtigen und dies angesichts allgemein höherer Grundwasserstände möglich ist. Die Grenze zwischen den Zonen I und II läßt sich infolgedessen nur ungefähr angeben. Wesentlich ist, daß innerhalb der Zone II die Belange des Bodenschutzes, der Gewässergüte und der Avifauna im Rahmen der Bewirtschaftung berücksichtigt werden.

„Pufferzone“
(Schutzstatus: Naturschutzgebiet)

Im Unterschied zur Kernzone beschränken sich Biotopentwicklungsmaßnahmen in der Pufferzone auf die zeitlich begrenzte Optimierung von Brut- und Rastvogelhabitaten. Damit verbunden sind begrenzte winterliche Überstauungen der tiefer liegenden Flächen sowie erhöhte Grundwasserstände bis Ende Mai.

Aufgrund der Nähe zur Zone I kann es in diesem Bereich zu einer zeit- oder stellenweise eingeschränkten landwirtschaftlichen Nutzung kommen. Zur Kompensation der damit verbundenen Einkommensverluste im Rahmen von Ausgleichszahlungen erscheint eine Ausweisung als Naturschutzgebiet sinnvoll.

„Wirtschaftszone“
(Schutzstatus: Landschaftsschutzgebiet, gegebenenfalls besondere Schutzanordnungen gem. § 41 NNatSchG)

Im Bereich dieser Zone soll eine mäßig intensive landwirtschaftliche Nutzung entsprechend der natürlichen Standortfaktoren erfolgen, um die Lebensgemeinschaften des offenen Grünlandes und der alten Siedlungsstrukturen zu erhalten und zu entwickeln. Einzelne Schwerpunkte der Erholungsnutzung sollten ermöglicht werden, soweit keine wesentlichen Konflikte mit Zielvorstellungen des Naturschutzes oder der Landwirtschaft auftreten.

Auf den Flurmarschböden wird die landwirtschaftliche Nutzung grundsätzlich nicht beeinträchtigt. Grundsätzlich ist im Zuge höherer Grundwasserstände mit positiven Auswirkungen auf den landwirtschaftlichen Ertrag zu rechnen. Zielvorstellungen des Naturschutzes können in diesem Raum im Rahmen von freiwilligen Vereinbarungen (Vertragsnaturschutz) realisiert werden.

3. Umsetzung

Es wurde bereits deutlich, daß es selbst zur teilweisen Realisierung des hier entwickelten idealisierten Entwicklungskonzeptes langer Zeiträume bedarf. Es richtet sich zudem nicht nur an die Naturschutzverwaltung, sondern gibt Anregungen für alle, die an landschaftlichen Entwicklungsprozessen mitwirken.

Instrumente sind Unterschutzstellungsverfahren, die Umsetzung von Schutzprogrammen (Ankauf, Vertragsnaturschutz), Eingriffsregelung nach dem NNatG (Ausgleichsmaßnahmen, Ersatzmaßnahmen), aber auch z.B. die Bauleitplanung und nicht zuletzt landwirtschaftliche Entwicklungsplanungen selbst.

Angesichts des weiten zeitlichen Rahmens sind die einzelnen Schritte in Form von in sich funktionsfähigen Teilräumen zu vollziehen, die sich sukzessive zu den vorgeschlagenen Raumkomplexen zusammenfügen.

Anschrift des Verfassers

BOR Ingolf Faida
Bezirksregierung Weser-Ems
Theodor-Tantzen-Platz 8
26122 Oldenburg

Veröffentlichungen aus der NNA

Mitteilungen aus der NNA*

1. Jahrgang (1990)

Heft 1: (vergriffen)

- Seminarbeiträge zu den Themen
- Naturnahe Gestaltung von Weg- und Feldrainen
- Dorfökologie in der Dorferneuerung
- Beauftragte für Naturschutz in Niedersachsen: Anspruch und Wirklichkeit
- Bodenabbau: fachliche und rechtliche Grundlagen (Tätigkeitsbericht vom FÖJ 1988/89)

Heft 2: (vergriffen)

- Beiträge aus dem Seminar
- Der Landschaftsrahmenplan: Leitbild und Zielkonzept, 14./15. März 1989 in Hannover

Heft 3: Seminarbeiträge zu den Themen

- Landschaftswacht: Aufgaben, Vollzugsprobleme und Lösungsansätze
- Naturschutzpädagogik

Aus der laufenden Forschung an der NNA

- Belastung der Lüneburger Heide durch manöverbefindigen Staubeintrag
- Auftreten und Verteilung von Laufkäfern im Pietzmoor und Freyerser Moor

Heft 4: Kunstausstellungskatalog „Integration“

Heft 5: (vergriffen)

- Helft Nordsee und Ostsee
- Urlauber-Parlament Schleswig-Holstein – Bericht über die 2. Sitzung am 24./25. November in Bonn

2. Jahrgang (1991)

Heft 1: Beiträge aus dem Seminar

- Das Niedersächsische Moorschutzprogramm – eine Bilanz – 23./24. Oktober 1990 in Oldenburg

Heft 2: (vergriffen)

- Beiträge aus den Seminaren
- Obstbäume in der Landschaft
- Biotopkartierung im besiedelten Bereich
- Sicherung dörflicher Wildkrautgesellschaften

Einzelbeiträge zu besonderen Themen

- Die Hartholzau und ihr Obstgehölzanteil
- Der Bauer in der Industriegesellschaft
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Das Projekt Streuobstwiese 1988–1990

Heft 3: Beiträge aus dem Fachgespräch

- Feststellung, Verfolgung und Verurteilung von Vergehen nach MARPOL I, II und V

Beitrag vom 3. Adventskolloquium der NNA

- Synethie und Allothie bei Anatiden
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Ökologie von Kleingewässern auf militärischen Übungsflächen

- Untersuchungen zur Krankheitsbelastung von Möwen aus Norddeutschland
- Ergebnisse des „Beached Bird Survey“

Heft 4: Beiträge aus den Seminaren

- Bodenentsiegelung
- Naturnahe Anlage und Pflege von Grünanlagen
- Naturschutzgebiete: Kontrolle ihrer Entwicklung und Überwachung

Heft 5: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz in der Raumplanung
- Naturschutzpädagogische Angebote und ihre Nutzung durch Schulen
- Extensive Nutztierhaltung
- Wegraine wiederentdecken
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Fledermäuse im NSG Lüneburger Heide
- Untersuchungen von Rehwildpopulationen im Bereich der Lüneburger Heide

Heft 6: (vergriffen)

- Beiträge aus den Seminaren
- Herbizidverzicht in Städten und Gemeinden
- Erfahrungen und Probleme

- Renaturierung von Fließgewässern im norddeutschen Flachland
- Der Kreisbeauftragte für Naturschutz im Spannungsfeld von Behörden, Verbänden und Öffentlichkeit
- Beitrag vom 3. Adventskolloquium der NNA
- Die Rolle der Zoologie im Naturschutz

Heft 7: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege für Referendare der Fachrichtung Landespflege aus den Bundesländern vom 1. bis 5. 10. 1990 in Hannover

3. Jahrgang (1992)

Heft 1: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege (Fortsetzung)

- Landwirtschaft und Naturschutz
- Ordnungswidrigkeiten und Straftaten im Naturschutz

Heft 2: Beiträge aus den Seminaren

- Allgemeiner Biotopschutz – Umsetzung des § 37 NNatG
- Landschaftsplanung der Gemeinden
- Bauleitplanung und Naturschutz
- Beiträge vom 3. Adventskolloquium der NNA
- Natur produzieren – ein neues Produktionsprogramm für den Bauern
- Ornithopoesie
- Vergleichende Untersuchung der Libellenfauna im Oberlauf der Böhme

4. Jahrgang (1993)

Heft 1: Beiträge aus den Seminaren

- Naturnahe Anlage und Pflege von Rasen- und Wiesenflächen
- Zur Situation des Naturschutzes in der Feldmark
- Die Zukunft des Naturschutzgebiets Lüneburger Heide

Sonderheft

„Einer trage des Anderen Last“ 12782 Tage Soltau-Lüneburg-Abkommen

Heft 2: Beiträge aus dem Seminar

- Betreuung von Schutzgebieten u. schutzwürdigen Biotopen
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Tritt- und Ruderalgesellschaften auf Hof Möhr
- Eulen im Siedlungsgebiet der Lüneburger Heide
- Bibliographie Säugetierkunde

Heft 3: Beiträge aus den Seminaren

- Vollzug der Eingriffsregelung
- Naturschutz in der Umweltverträglichkeitsprüfung
- Bauleitplanung und Naturschutz

Heft 4: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz bei Planung, Bau u. Unterhaltung von Straßen
- Modelle der Kooperation zwischen Naturschutz und Landwirtschaft
- Naturschutz in der Landwirtschaft

Heft 5: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz in der Forstwirtschaft
- Biologie und Schutz der Fledermäuse im Wald

Heft 6: Beiträge aus den Seminaren

- Positiv- und Erlaubnislisten – neue Wege im Artenschutz
- Normen und Naturschutz
- Standortbestimmung im Naturschutz
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Die Pflanzenkläranlage der NNA – Betrieb und Untersuchungsergebnisse

5. Jahrgang (1994)

Heft 1: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz als Aufgabe der Politik
- Gentechnik und Naturschutz

* Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 15,- DM).