

Norddeutsche Naturschutzakademie

NNA

Berichte

5. Jahrgang/Heft 4, 1992



Extensivierung der
Grünlandnutzung –
Technische und fachliche
Grundlagen

 Niedersachsen

NNA-Berichte

5. Jahrgang/1992, Heft 4

Extensivierung der Grünlandnutzung – Technische und fachliche Grundlagen

NNA-Fachtagung am 1./2. Oktober 1991 in Braunschweig

Inhalt

J. Prüter und H. v. Nordheim: Extensivierung der Grünlandnutzung – Fachliche und technische Grundlagen	3
F. Zieseimer: Konzeption der Begleitforschung zum Grünlandextensivierungsprogramm, bisherige Ergebnisse und Konsequenzen in Schleswig Holstein	4
M. Schwöppe: Konzeption der Begleitforschung zum Feuchtwiesenschutzprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen, bisherige Ergebnisse und Konsequenzen	8
H. v. Nordheim: Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmethoden auf die Wirbellosenfauna des Dauergrünlandes	13
G. Rosenthal: Problempflanzen bei der Extensivierung von Feuchtgrünland	27
B. Bölscher: Zum Einfluß moderner Grünlandwirtschaft auf Wiesenvögel	37
J. P. Bakker and H. Olf: Feuchtgrünlandextensivierung in den Niederlanden – Restoration management in moist grasslands in the Netherlands	42
C. Thimm und R. Ebbinghaus: Wirtschaftliche Aspekte extensiver Grünlandnutzung	49
H. Kuntze und B. Scheffer: Änderung von Bodeneigenschaften durch Flächenstilllegung und Extensivierung von Grünland in Niedersachsen	54
N. Knauer: Grünlandextensivierung – Landschaftsökologische Bedeutung und Möglichkeiten der Realisierung durch die Landwirtschaft	59
F. Neuschulz: Heuvermarktung – ein neuer Weg im Feuchtwiesenschutz	71
H.-J. Schultz-Wildelau: Der Einfluß von Flächenstilllegung und Grünlandextensivierung (z. B. Gewässerrandstreifen) auf Grundwasser und oberirdische Gewässer	74

NNABer.	5. Jg.	H. 4	80 S.	Schneverdingen 1992	ISSN: 0935-1450
Extensivierung der Grünlandnutzung – Technische und fachliche Grundlagen					

Herausgeber und Bezug:
Norddeutsche Naturschutzakademie
Hof Möhr, D-3043 Schneverdingen,
Telefon (0 51 99) 318/319, Telefax (0 51 99) 432

1. Auflage (1992), 1.–1500.

ISSN 0935-1450

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

Nachdruck, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des Herausgebers.

Schriftleitung: Dr. Renate Strohschneider

Titelfoto: Extensivgrünland in der Böhmeaue, Landschaftsschutzgebiet (Foto: G. Wennrich).

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier.

Extensivierung der Grünlandnutzung Fachliche und technische Grundlagen

Einführung des Seminars vom Oktober 1991

von Johannes Prüter und Henning von Nordheim

Extensiv genutzte Wiesen und Weiden mit ihrer an die spezifischen Nutzungsformen angepaßten artenreichen Flora und Fauna prägten noch vor wenigen Jahrzehnten weite Teile der norddeutschen Kulturlandschaft.

Unter dem Druck einer extrem problematischen und in ihren Konsequenzen vielfach katastrophalen EG-Agrarpolitik erfolgte ein erheblicher Verlust an Dauergrünlandfläche sowie ein Wertverlust aus Sicht des Naturschutzes auf bestehenden Flächen (Abb. 1, 2).

Allein während der vergangenen 10 Jahre, von 1982 bis 1991, schrumpfte die Grünlandfläche Niedersachsens um etwa 10% auf derzeit etwa 1 Mio. ha; eine Entwicklung, die sich schon in den 60er Jahren deutlich anbahnte und die bis heute nicht gestoppt werden konnte.

Fortschreitender Grünlandumbruch und eine Nutzungsintensivierung unter zum Teil hohem Aufwand schlägt sich nicht nur in zum Teil dramatischen Bestandseinbrüchen bei vielen einstmals typischen Grünlandarten der Flora und Fauna nieder. Dort, wo z. B. ursprünglich grundwassernahe oder Auenstandorte betroffen sind, ist darüber hinaus mit weiterreichenden Problemen, mit u. U. irreversiblen Veränderungen der Bodenstruktur mit Bodenerosion und massiven Störungen des Nährstoffhaushalts zu rechnen.

Sicherung und Schutz der verbliebenen Dauergrünlandflächen sowie eine möglichst weitreichende Extensivierung ihrer Bewirtschaftung sind daher auf der Grundlage der im Niedersächsischen Landschaftsprogramm von 1987 formulierten Naturschutzfachlichen Ziele jüngst auch als vorrangiges politisches Ziel festgeschrieben worden.

Es ist offensichtlich, daß die bisher anwendbaren naturschutzrechtlichen Mittel und Instrumente zur Bestandssicherung und zum Erhalt einer die Naturgüter nachhaltig schonenden Wirtschaftsweise (u. a. § 28a NNatG: Verbot der Zerstörung oder erheblichen Beeinträchtigung der besonders geschützten



Abb. 1. „Moderne Landwirtschaft“ von Renate Alf.

Biotope „seggen-, binsen- oder hochstaudenreiche Naßwiesen, Bergwiesen“, § 52 NNatG: Erschwernisausgleich sind, die negative Entwicklung landesweit zu stoppen.

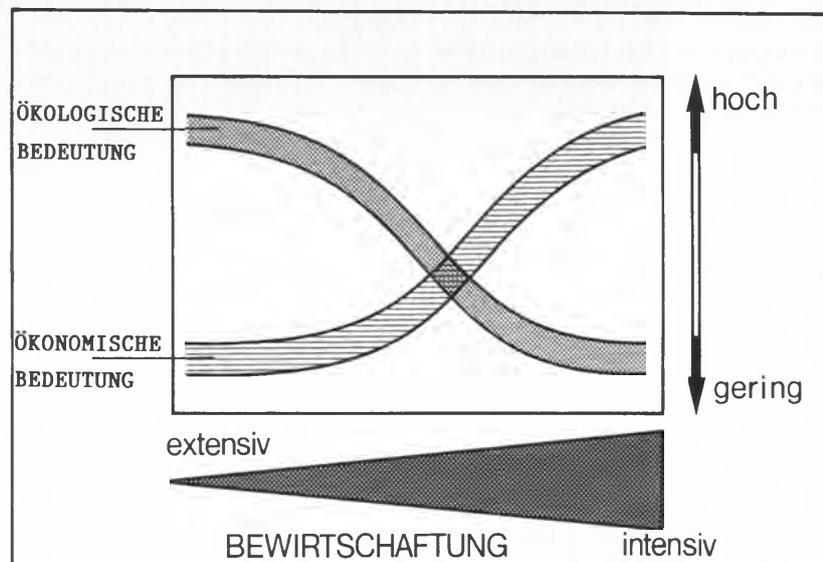


Abb. 2. Abnahme der ökologischen und Zunahme der ökonomischen Wertigkeit von Dauergrünland bei zunehmender Bewirtschaftungsintensität (verändert nach Tesch 1991).

Es wird daher zur Zeit an einem speziellen Förderprogramm zum Schutz und Erhalt des Grünlands in Niedersachsen gearbeitet, an dessen Entwicklung und späteren Umsetzung das Niedersächsische Umweltministerium und das Niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten mit jeweils unterschiedlichen Schwerpunkten beteiligt sind.

Vor diesem Hintergrund veranstaltete die Norddeutsche Naturschutzakademie in Zusammenhang mit dem Zoologischen Institut der Technischen Universität Braunschweig (das sich bereits seit Jahren im Rahmen verschiedener Projekte mit faunistischen Begleituntersuchungen zu Extensivierungsmaßnahmen befaßt) am 1./2. Oktober 1991 eine Seminarveranstaltung mit dem Ziel, bereits andernorts vorliegende Erfahrungen mit Grünlandprogrammen vorzustellen und Ergebnisse der Begleitforschung zu diskutieren.

Etwa 100 Teilnehmer, Vertreter der zuständigen Ministerien und anderer Dienststellen der Naturschutz- und Landwirtschaftsverwaltung, der Landwirtschaftskammern, der Landvolk- und Naturschutzverbände sowie Mitarbeiter wissenschaftlicher Institute, waren der Einladung in den Hörsaal des Zoologischen Instituts im Naturhistorischen Museum zu Braunschweig gefolgt, um die anstehenden fachlichen und technischen Probleme zu erörtern und Empfehlungen und Anregung für die Ausgestaltung der niedersächsischen Konzeption zu entwickeln.

Die meisten der im Rahmen dieser Veranstaltung vorgetragenen Fachreferate (sowie ein ergänzend hinzugefügter Fachbeitrag von Dr. G. Rosenthal, Bremen) werden im folgenden publiziert.

Die Beiträge bezogen sich vereinbarungsgemäß primär auf die Verhältnisse des feuchten bis trockenen Grünland-

des in Niedersachsen und entsprechende Bewirtschaftungsweisen. Seltener Standorte, wie z.B. die Bergwiesen im Harz oder trockene Magerrasen Südniedersachsens, blieben aus Zeitgründen weitgehend unberücksichtigt, da sie spezielle Aspekte und Bewirtschaftungsweisen aufweisen und flächenmäßig auf niedersächsisches Gesamt-Dauergrünland bezogen nur eine geringe Rolle spielen.

Anschrift der Verfasser

Dr. Johannes Prüter
Norddeutsche Naturschutzakademie
Hof Möhr
3043 Schneverdingen

Dr. Henning von Nordheim
Zoologisches Institut der TU Braunschweig
Pockelsstr. 10a
3300 Braunschweig

Konzeption der Begleitforschung zum Grünlandextensivierungsprogramm, bisherige Ergebnisse und Konsequenzen in Schleswig-Holstein

von Fridtjof Ziesemer

Das Programm

In Schleswig-Holstein haben Landwirte seit 1985 die Möglichkeit, Verträge zur extensiven Bewirtschaftung ihrer Flächen mit dem Land abzuschließen. Seit 1986 gibt es sieben Vertragsvarianten (Tabelle 1). Verträge können in festgelegten Förderungsgebieten abgeschlossen werden, die etwa die Hälfte (252000 ha) des schleswig-holsteinischen Dauergrünlandes umfassen. Dabei ist in der Regel bestimmt, für welche Fläche welcher Vertrag beschlossen werden kann; die Landwirte können also nicht zwischen verschiedenen Varianten wählen. Eine Verknüpfung der Extensivierungsförderung mit hoheitlichen Instrumenten (z. B. Naturschutzgebietsausweisung) besteht nur insofern, als Naturschutzgebiete immer zu den Förderungsgebieten zählen. Die Land-

wirte schließen ihre Verträge also rein freiwillig.

Selbstverständlich sind die verschiedenen Vertragsmuster gezielt eingesetzt worden, d.h. Wiesenvogelschutzverträge nur dort, wo Schwerpunkte der Wiesenvogelvorkommen sind, Sumpfdotterblumenwiesenverträge für botanisch wertvolle oder zumindest entwicklungsfähige, sehr feuchte Flächen usw. Im Vordergrund steht manchmal der Schutz bestimmter Artengruppen. Letzten Endes sollen aber alle Vertragstypen den Lebensgemeinschaften insgesamt helfen.

Eine Erläuterung verdient in diesem Zusammenhang der „Amphibienschutzvertrag“: Er ist für frisches Grünland in Marsch, Geest und Hügelland konzipiert, das einen relativ hohen Anteil an natürlichen Elementen, wie Kleingewässern, breiten Gräben, Knicks,

Feldgehölzen, ungenutzten Säumen und Teilflächen, enthält. Der Vertrag schließt die Verpflichtung des Landwirts ein, auf ein bis zwei Prozent der Vertragsfläche biotopgestaltende Maßnahmen zu dulden. Damit kann auf Kosten des Landes das Netzwerk von Biotopen verbessert und ergänzt werden. Da Amphibienschutzverträge für über 14000 ha abgeschlossen worden sind, ist auch eine große Anzahl von biotopgestaltenden Maßnahmen durchgeführt worden (Tabelle 2).

Begleitforschung

Zur Überprüfung der Effizienz des Programms sind Forschungsaufträge vergeben worden, um vor allem folgende Fragen zu beantworten:

- Wie wirken sich Wiesenvogel- und Brachvogelschutzverträge auf den Brut-erfolg dieser Arten aus?
- Inwieweit profitieren auch Wirbellose von den Verträgen?
- Wie entwickelt sich die Vegetation?
- Wirken sich verminderte Düngergaben auf die Fauna und Flora der Marschgräben aus?
- Welche Ertragsänderungen sind auf den Vertragsflächen festzustellen?

Die Antworten sollen hier nur kurz wiedergegeben werden, weil sie z.T.

Tab. 1. Vertragsmuster bei Grünlandextensivierung

Nr.	Bezeichnung	Keine Bodenbearbeitung im Zeitraum	Düngung	Mähen	Beweiden	Bewirtschaftung	Zusatzvereinbarungen	Entschädigung (DM/ha)
1	„Wiesenvogel“	20. 4.–20. 6.	1. 4.–20. 6. kein organ., 20. 4.–20. 6. kein Mineraldünger	ab 21. 6.; 21. 6.–30. 7. von innen nach außen	Standweide 3 Rinder/ha (bis 20. 6.)	muß erfolgen	bei Umwandlung von Acker in Dauergrünland Zaun mind. 2,5 m vom Rand setzen (100 DM Zuschlag/ha pro Jahr; Zaunmaterial wird gestellt)	350,—
2	„Brachvogel“	5. 4.–5. 6.	15. 3.–5. 6. kein organ., 5. 4.–5. 6. kein Mineraldünger	ab 6. 6.; 6. 6.–30. 7. von innen nach außen	Standweide 3 Rinder/ha (bis 5. 6.)	muß erfolgen	wie 1	350,—
3	„Birkwild“	1. 4.–15. 7.	nicht vom 1. 4.–15. 7.	ab 16. 7.	Standweide 2 GV/ha ab 1. 8.	muß erfolgen	Randstreifen (3 m) stehenlassen mindestens bis 1. 8.	wird am Einzelfall bemessen
4	„Sumpfdotterblumenwiesen“	5. 4.–30. 6.	nicht vom 5. 4.–30. 6.; nur Stallmist und Mineraldünger verwenden	ab 1. 7.	Standweide 2 GV/ha ab 1. 7.	muß erfolgen	Weidevieh nicht zufüttern	bis 400,—
5	„Kleinseggenwiesen“ (Sondervertrag)	5. 4.–30. 7.	keine	ab 1. 8.	Standweide 1 GV/ha ab 1. 8.	mindestens jedes 2. Jahr	Weidevieh nicht zufüttern	wird am Einzelfall bemessen
6	„Amphibien“	–	1. 4.–20. 6. kein organ., 20. 4.–20. 6. kein Mineraldünger, kein Dünger 20 m um Gewässer	ab 20. 6. von innen nach außen	Standweide 2 GV/ha	muß erfolgen	Gewässer in 2,5 m Abstand einzäunen; Kleingewässeranlagen vereinbaren; bei Umwandlung von Acker in Dauergrünland wie 1	bis 400,—
7	„trockenes Magergrünland“	–	keine	–	–	mindestens jedes 2. Jahr	Weidevieh nicht zufüttern. Bei Umwandlung von Acker in Dauergrünland wie 1	350,—

Tab. 2. Biotopgestaltende Maßnahmen im Rahmen der Extensivierungsförderung 1988–1990

Kleingewässer	212	Gehölzpflanzungen	59
Graben-Stauanlagen	295	Abzäunungen ungenutzter Bereiche	322
Sonstige Gewässermaßnahmen	106	Kombinierte Maßnahmen	90
Knicks	49	Gesamt	1133

Tab. 3. Biotop-Programme im Agrarbereich (Vertragsmuster) in der Übersicht. 1 Tier = 1 Rind oder 1 Pferd oder 3 Mutterschafe (entnommen aus Bauernblatt/Landpost vom 28. 9. 1991, S. 7)

Vertragsnummer/Vertragsart/Entschädigung pro Jahr	Keine Bodenbearbeitung im Zeitraum	Düngung	Mahd	Beweidung	Bewirtschaftung	Pflanzenschutz	Biotop-gestaltende Maßnahmen
1. Wiesen- und Weidenökosystemsenschutz 550 DM/ha. Bei Düngung: Abzug von 100 DM/ha	15. 3.–30. 11.	nicht zulässig oder 1. 7.–31. 8. höchstens 80/kg N/ha oder 1 DE/ha	Eine Mahd ab 1. 7. von innen nach außen mit Wildretter	Standweide 10. 5.–30. 11. bis zu 1,5 Tiere/ha	erforderlich, Entwässerung nicht zulässig	nicht zulässig	erforderlich (werden vereinbart), Zuschlag: 50 DM/ha bei über 2% der Vertragsfläche
2. Sumpfdotterblumenwiesen 550 DM/ha	15. 3.–30. 11.	nicht zulässig	eine Mahd ab 15. 7. von innen nach außen mit Wildretter	Standweide 15. 7.–30. 11. bis zu 1,5 Tiere/ha	erforderlich, Entwässerung nicht zulässig	nicht zulässig	wie 1.
3. Kleinseggenwiesen 550 DM/ha	15. 3.–30. 11.	nicht zulässig	eine Mahd ab 15. 8. von innen nach außen mit Wildretter	Standweide 15. 8.–30. 11. bis zu 1 Tier/ha	erforderlich, Entwässerung nicht zulässig	nicht zulässig	wie 1.
4. Trockenes Magergrünland 550 DM/ha	15. 3.–30. 11.	nicht zulässig	eine Mahd ab 15. 8. von innen nach außen mit Wildretter	Standweide 15. 8.–30. 11. bis zu 0,5 Tier/ha	erforderlich, keine Bewässerung	nicht zulässig	wie 1.
5. Obstwiesen (alte Obstbaumanlagen) 550 DM/ha	15. 3.–30. 11.	nicht zulässig	eine Mahd ab 15. 7.	Standweide 1. 6.–30. 11. bis zu 1,5 Tiere/ha	erforderlich, Entwässerung nicht zulässig	nicht zulässig	wie 1.
6. Ackerwildkräuter, Sommergetreide/-raps 3 bis 3,5 Pf/m ² , Wintergetreide/-raps 6 bis 8 Pf/m ² . Bei ganzen Flächen: Abzug v. 150 DM/ha	nach Bestellung	nicht zulässig			erforderlich	nicht zulässig	
7. Ackerbrache 700 DM/ha Grundbetrag (bei ganzen Flächen: 550 DM/ha) + 10 DM/Bodenpunkt u. ha	ganzjährig (1× jährlich mechan. Bearbeitung möglich)	nicht zulässig	nicht zulässig		nicht zulässig	nicht zulässig	

schon ausführlicher publiziert worden sind (Dierking-Westphal 1987, Witt 1989, Zieseimer 1989, 1990):

■ Die Bruterfolge von Uferschnepfe und Großem Brachvogel sind 1986 bis

1988 in sechs Gebieten untersucht worden. Sie waren auf Vertragsflächen nicht besser als auf benachbarten, intensiv bewirtschafteten Flächen. Dies war einerseits eine Folge der zu schwa-

chen Bewirtschaftungsauflagen in Extensivierungsverträgen (Viehichte, Mähtermine usw.). Zum anderen war es eine Folge der Fehleinschätzung, daß die Wasserstände dort in Ordnung sei-

en, wo es viele Wiesenvögel gibt. Die Verträge sahen deshalb zwar ein Verbot weitergehender Entwässerungen vor, nicht aber die Anhebung der Wasserstände. Die Untersuchungen zeigten jedoch, daß dies notwendig gewesen wäre, weil die zu Beginn der Brutzeit relativ hohen Wasserstände durch effektive Entwässerungseinrichtungen sehr schnell gesenkt wurden. So verloren die Lebensräume jeweils während der Brutzeit ihre Eignung für Wiesenvögel. Daraus ist abzuleiten, daß zukünftig die Wasserstände zu heben und die Bewirtschaftung weiter zu extensivieren ist.

■ Unter den *Wirbellosen* profitieren pflanzenverzehrende Zikaden, Wanzen, Blattkäfer und Rüsselkäfer sowie blütenbesuchende Schwebfliegen von den späten Bewirtschaftungsterminen der Sumpfdotterblumen- und Kleinseggenwiesenverträge. Der Effekt auch für andere Wirbellosengruppen wäre noch größer, wenn die Bewirtschaftung weiter in den Herbst verschoben würde.

■ Wesentliche Veränderungen der *Pflanzenbestände* waren nur bei Anwendung der Vertragsmuster „Sumpfdotterblumenwiesen“, „Kleinseggenwiesen“ und „Trockenes Magergrünland“ zu erwarten. Abschließende Ergebnisse werden jedoch erst nach längerer Zeit gewonnen werden können. Bisher ist erkennbar: Die Vertragsabschlüsse schützen artenreiche Wiesen und Weiden vor einer intensiveren Bewirtschaftung und vor der Aufgabe der Nutzung. Dies wären aus landwirtschaftlicher Sicht die gängigen Alternativen für schwer bewirtschaftbare Standorte. Die Verträge verhindern aber nicht die schleichende Entwertung der Flächen durch eine Unterhaltung der bestehenden Entwässerungseinrichtungen, durch Viehtritt auf nassen Flächen und durch eine tendenziell nachlässigere Bewirtschaftung. Sie fördert die Ausbreitung von Binsen (*Juncus effusus*) und eutraphenten Großseggen wie *Carex acutiformis*, die artenreichere Pflanzengesellschaften unterdrücken.

Auch in diesen Fällen müssen deshalb die Wasserstände z.T. gehoben werden. Es wäre außerdem anzustreben, die Flächen nur zu mähen (nicht zu beweiden) und unerwünschte Pflanzenbestände durch zeitweise schärfere Bewirtschaftung in weniger nährstoff-

liebende Kleinseggenesellschaften umzuwandeln.

■ *Nährstoffeinträge* in Gewässer werden im Rahmen von Amphibienschutzverträgen dadurch vermindert, daß 20 m um Gewässer, also auch parallel zu Gräben, nicht gedüngt werden darf. Dies soll die direkte Düngung der Gewässer mit dem Schleuderstreuer und Abschwemmungen von den Flächen verhindern und die Gewässer entlasten. Da eine Abnahme der Nährstoffeinträge sich erst langsam in einer Verbesserung der Wasserqualität äußern wird, ist eine Vergleichsuntersuchung von Gräben in Flächen, die jahrzehntelang nicht mit Stickstoff gedüngt worden sind, mit solchen zwischen intensiv genutzten Grünlandereien und Äckern durchgeführt worden. Es wurde die Tendenz erkennbar, daß saubere Gräben artenreicher waren. Breite, Profil, Wasserstand, Bewuchs und Sonnenexposition der Gräben sind aber weitere, sehr wesentliche, überlagernde Bestimmungsfaktoren. Die Analyse zeigte deutlich, daß die zahlreichen biotopgestaltenden Maßnahmen, die u. a. auf Verbreiterung und Anstau der Gräben zielten, in die richtige Richtung gehen.

■ *Erträge* von Grünlandflächen sind noch stärker als die Ergebnisse ökologischer Untersuchungen von der Jahreswitterung abhängig. Die Arbeiten laufen deshalb noch bis 1992, um aussagekräftige Ergebnisse zu erzielen.

Die Untersuchungen haben Schwachpunkte des Extensivierungsprogramms, aber auch richtige Weichenstellungen deutlich gemacht. Zusammen mit den Erfahrungen bei der praktischen Abwicklung des Programms sind sie bei dessen Überarbeitung berücksichtigt worden.

Neues Programm

Im September 1991 hat der Minister für Natur, Umwelt und Landesentwicklung des Landes Schleswig-Holstein, Prof. Dr. Berndt Heydemann, die „Biotopprogramme im Agrarbereich“ als Nachfolger der „Extensivierungsförderung“ der Öffentlichkeit vorgestellt. Die neuen Programme sind maßgeblich auch durch seine persönlich, fachliche Erfahrung geprägt. Sie enthalten fünf (statt bisher sieben) Vertragsvarianten für Grünland (Tabelle 3).

Die Auflagen sind verschärft, die

Entschädigungszahlungen erhöht worden. Bei insgesamt gleicher Finanzmittelausstattung wie bisher (ca. 10 Mio. DM jährlich) wird die geförderte Fläche also abnehmen.

Selbstverständlich müssen die botanisch wertvollsten Flächen vorrangig berücksichtigt werden. Wie weit es darüber hinaus möglich sein wird, mit Hilfe der neuen Programme auch die bisher mit „Wiesenvogelschutz“ und „Amphibienschutz“ umschriebenen Ziele weiter zu verfolgen, wird davon abhängen, wie weit die Landwirte sie akzeptieren. Nur wenn ein nennenswerter Flächenanteil extensiv bewirtschaftet wird, kann eine Steigerung des Bruterfolgs auf extensivierten Flächen den Wiesenvogelbeständen helfen. Ähnliches gilt für die Gebiete, in denen mit Hilfe der Förderung lokale Biotopverbundelemente geschaffen werden sollen.

Da zahlreiche Extensivierungsverträge erst im Frühjahr 1993 auslaufen, werden sich diese Fragen vorher nicht beantworten lassen.

Literatur

- Dierking-Westphal, U., 1987: Erste Erfahrungen mit dem Amphibienschutz. Bauernblatt/Landpost 41/137 (31): 68–69.
- Witt, H., 1989: Auswirkungen der Extensivierungsförderung auf Bestand und Bruterfolg von Uferschnepfe und Großem Brachvogel in Schleswig-Holstein. Berichte der Deutschen Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz 28: 43–76.
- Zieseimer, F., 1989: Entwicklung und erste Ergebnisse des Extensivierungsprogrammes in Schleswig-Holstein. Berichte der Deutschen Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz 28: 77–85.
- Zieseimer, F., 1990: Extensivierungs- und Stilllegungsprogramme in Schleswig-Holstein: Art, Umfang, erste Bilanzen. NNA-Berichte 3/2, 100–104.

Anschrift des Verfassers

Dr. Fridtjof Zieseimer
Landesamt für Naturschutz
und Landschaftspflege
Schleswig-Holstein
Hansaring 1
2300 Kiel 14

Konzeption der Begleitforschung zum Feuchtwiesenschutzprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen, bisherige Ergebnisse und Konsequenzen

von Manfred Schwöppe

1. Einleitung

Das Ziel des Feuchtwiesenschutzprogrammes ist in sämtlichen Naturschutzgebietsverordnungen in § 1 der Unterschutzstellung festgelegt (MURL 1987). Da heißt es in Absatz 2a, daß die Festsetzung der Naturschutzgebiete zur Erhaltung, Förderung und Wiederherstellung von Lebensgemeinschaften oder Lebensstätten erfolgt, insbesondere von seltenen, zum Teil stark gefährdeten Pflanzengesellschaften des offenen Wassers und des feuchten Grünlandes (s. auch Woike 1983). Um dieses Ziel zu erreichen, hat bzw. wird die Biologische Station Zwillbrock im Kreis Borken folgende Maßnahmen durchführen (Gödde et al. 1983):

■ Landnutzung im Rahmen des Schutzzieles:

Dies betrifft die Wiedereinführung bzw. die Beibehaltung extensiver Nutzungsformen sowie die Pflege von Hecken, Säumen und Streuwiesen. Die Formen der Grünlandnutzung, die vor allem die Düngung, den Schnittzeitpunkt und den Viehbesatz betreffen, sind in einem Katalog zusammengefaßt und werden als Pacht- bzw. Bewirtschaftungsverträge angeboten (MURL 1987).

■ Gestaltung im Rahmen des Schutzzieles:

Hier steht die Anreicherung des Lebensraumes mit landschaftstypischen Elementen (z. B. Kleingewässern, Flachgräben) und die Wiedervernässung im Vordergrund (AGON 1981).

Der Erfolg der Schutzmaßnahmen, die sich aus der Kenntnis der Biologie und der Ökologie der Weidevögel (Beintema 1983, 1986) und zum anderen aus der von Pflanzensoziologen beschriebenen Entwicklung verschiedener Pflanzengesellschaften (Foerster 1983) ergeben, läßt sich anhand der Bestandsentwicklung von „Zielarten“ (Mühlenberg 1990) (z. B. Uferschnepfe, Rotschenkel, Kuckuckslichtnelke, Sumpfdotter-

blume) kontrollieren. Ferner müssen die von den Habitatansprüchen abgeleiteten Informationen (z. B. Nährstoffgehalt, Grundwasserstand, Aufwuchshöhe etc.) überprüft werden. Die Aufgabe des Forschungsprojektes „Erfolgskontrolle des Feuchtwiesenschutzprogrammes“ (erste Ergebnisse, Biologische Station Zwillbrock 1991) ist es, die Schutzmaßnahmen zu begleiten, ihre Folgen zu beobachten und zu bewerten sowie gegebenenfalls Konsequenzen zu formulieren.

Somit ergeben sich aus der Zielsetzung vegetationskundliche, zoologische, hydrologische und agrarwissenschaftliche Fragestellungen, um den Erfolg oder Mißerfolg von Maßnahmen zu reflektieren.

2. Begleitende Untersuchungen zur Erfolgskontrolle des Feuchtwiesenschutzprogrammes

2.1 Vegetationskundliche Untersuchungen

Ziel dieser begleitenden Untersuchungen ist die Feststellung von Veränderungen in der Artenzusammensetzung und der Dominanz von Pflanzenarten. Hierzu erfolgten Gesamtaufnahmen der Schutzgebiete nach dem Kartierungsschlüssel für die Vegetationskarte des Grünlandes (Foerster 1976) sowie Aufnahmen von Dauerbeobachtungsflächen von 4 qm mit Schätzschritten von 5%.

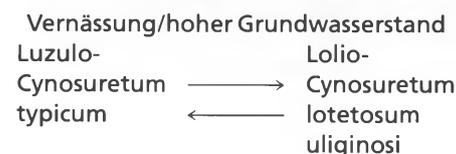
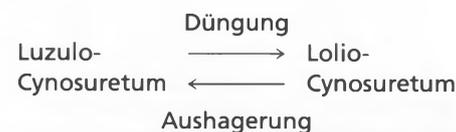
Ergebnisse:

■ In unserem Untersuchungsraum (Kreis Borken) befindet sich überwiegend die typische Form der Weidelgras-Weißkleeweide. Aus dem Verband der Sumpfdotterblumenwiesen gibt es einige Relikte; in einigen Bereichen sind noch Reste von Pfeifengraswiesen vorhanden.

■ Die Faktoren Düngung, Nährstoffvor-

rat im Boden und Grundwasserstand sind von uns untersucht worden und ermöglichen einen Erklärungsansatz für die Ausbildung der Pflanzengesellschaften und für die Dominanz der Weidelgras-Weißkleeweide.

■ Im Feuchtwiesengebiet Ellewicker Feld, das bereits seit 11 Jahren unter Schutz steht, haben die Naturschutzaufgaben zur Entwicklung einer Rotschwingelweide (*Luzulo-Cynosuretum*) geführt (Schomaker et al. 1991).



■ Die Verringerung der Nutzungsintensität (verringertes Viehbesatz, später Schnitt) führt bei gleichzeitig noch hohem Nährstoffangebot offensichtlich zu einer Dominanz von Honiggras (*Holcus lanatus*) (s. auch Bakker 1991, in Vorb.).

■ Da über die Atmosphäre bereits 35 kg N/ha und Jahr in die Schutzgebiete eingetragen werden und die meisten Standorte ausreichend mit Nährstoffen versorgt sind, muß vor allem auf die Stickstoffdüngung verzichtet werden, um die an nährstoffarme Verhältnisse angepaßten Biozöosen zu fördern.

■ Die geringe bzw. nicht vorhandene Stickstoffdüngung führt in einem Düngungsversuch in den Heubachwiesen zu einer Förderung der Leguminosen (s. Abb. 1).

Konsequenzen:

Nur eine Kontinuität in der Bewirtschaftung kann wieder zur Stabilisierung des Ökosystems „Feuchtwiese“ und damit einhergehend zur Ausbildung von Dauerengesellschaften führen, wie die 3–4 Jahrzehnte langen niederländischen Untersuchungen zeigen (Bakker 1989). Wie lange die Übergangsphase dauert und wie die Artenzusammensetzung und die Dominanzverhältnisse in stabilen Gesellschaften aussehen, kann zum heutigen Zeitpunkt noch nicht beurteilt werden.

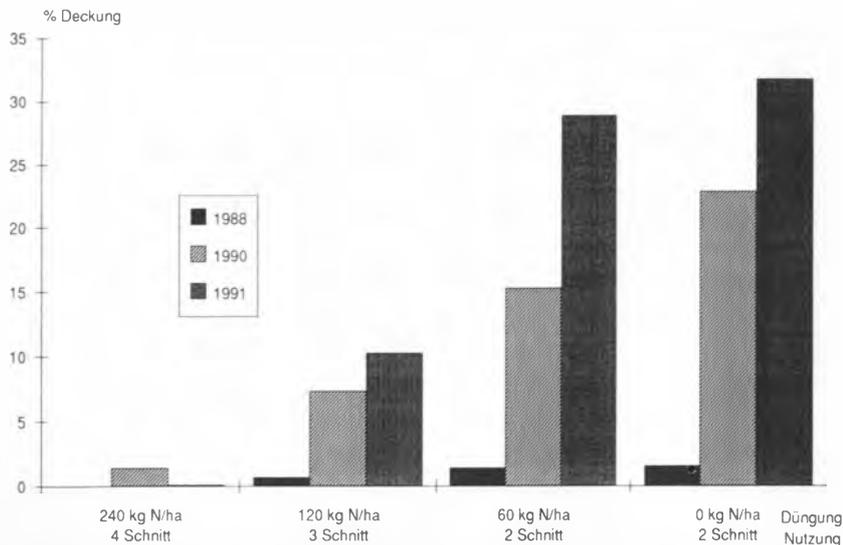


Abb. 1: Deckungsgrade von *Trifolium repens* in dem Düngungsversuch mit angepaßter Schnittnutzung in den Heubachwiesen (1988, 1990 und 1991).

2.2 Zoologische Untersuchungen

2.2.1 Ornithologische Kartierungen

Bei der Weidevogelbestandserfassung werden Kampfläufer, Rotschenkel, Bekassine, Uferschnepfe, Kiebitz und Brachvogel in 23 Schutzgebieten quantitativ kartiert. Ferner werden 23 weitere Vogelarten qualitativ erfaßt, um auch in den nicht typischen Weidevogelgebieten einen Überblick über die Vogelwelt zu bekommen. Die Kartierungsmethode orientiert sich an dem Brutvogelmonitoringprogramm von SOVON (Hunstings 1985), dem Dachverband der ornithologischen Arbeitsgruppen der

Niederlande. Die Kartierung umfaßt ein mindestens fünfmaliges Begehen jedes Schutzgebietes über die Brutperiode verteilt, und dabei erfolgt eine Unterscheidung des Verhaltens (unspezifisch, territorial, brütend) sowie nach Jung- und Altvögeln. Bei der Kartierung werden alle potentiellen Brutstandorte berücksichtigt, um einen Überblick über die Gesamtsituation in der Landschaft zu bekommen.

Ergebnisse:

- Die Brutbestandszahlen stagnieren bezogen auf alle Feuchtwiesenschutzgebiete im Kreis Borken (s. Abb. 2).
- In Gebieten, in denen Gestaltungs-

maßnahmen, Wiedervernässung und extensive Grünlandwirtschaft durchgeführt wird, zeigen die steigenden Bestandszahlen die positive Wirkung dieses Biotopmanagements.

- In den ungeschützten Bereichen der Landschaft nehmen die Bestandszahlen kontinuierlich ab, sowohl im Kreis Borken als auch in den niederländischen Nachbargebieten (Schröder 1988, s. Abb. 3).

- Nicht alle Weidevögel reagieren mit drastischen Bestandseinbrüchen; es gibt unterschiedliche Habitatsprüche.

- Mit Fortschreiten der Brutsaison konzentrieren sich die Uferschnepfen in den Schutzgebieten.

Konsequenzen:

Wiedervernässung, Schaffung von geeigneten Strukturen und extensive Grünlandwirtschaft verbessern die Situation der Weidevögel. Diese Maßnahmen müssen großflächig durchgeführt werden. Zur Durchführung kann der Erwerb dieser Flächen notwendig sein.

2.2.2 Bodenfaunistische Erhebungen

Die Bodenfauna stellt die Hauptnahrungsgrundlage der Weidevögel dar (Lange 1968). Aus Gründen des Biotop- und Artenschutzes sollte die Prämisse des Naturschutzes sein, auf Düngung ganz zu verzichten (Ellenberg 1989). Das kann aber, wie holländische Untersuchungen zeigen, zum Abnehmen der Bestandszahlen von Weidevögeln führen (Zijlstra 1990), da offensichtlich die Biomasse der Bodenmakrofauna abnimmt. Daher stellt sich die Frage, inwieweit sich die unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen auf die Biomasse der Bodenmakrofauna auswirken.

Hierzu sind verschieden genutzte Probeflächen angelegt worden, auf denen die Regenwürmer sowie die Dipteren- und Coleopterenlarven quantitativ erfaßt wurden. Die Extraktion dieser Tiere erfolgte elektrisch (Thielemann 1986) und mittels Berlese-Apparatur (Macfayden 1961).

Ergebnis:

- Die mit Stallmist gedüngten Wiesen und Weiden zeigen signifikant höhere Dichten und größere Biomasse sowohl der Regenwürmer als auch der Käferlarven.

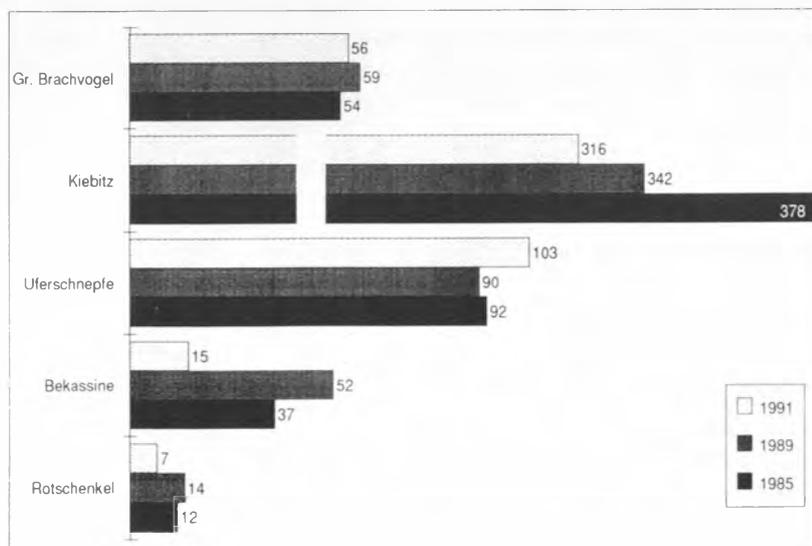


Abb. 2: Weidevogelbrutbestände der Naturschutzgebiete im Kreis Borken der Jahre 1985, 1989 und 1991.

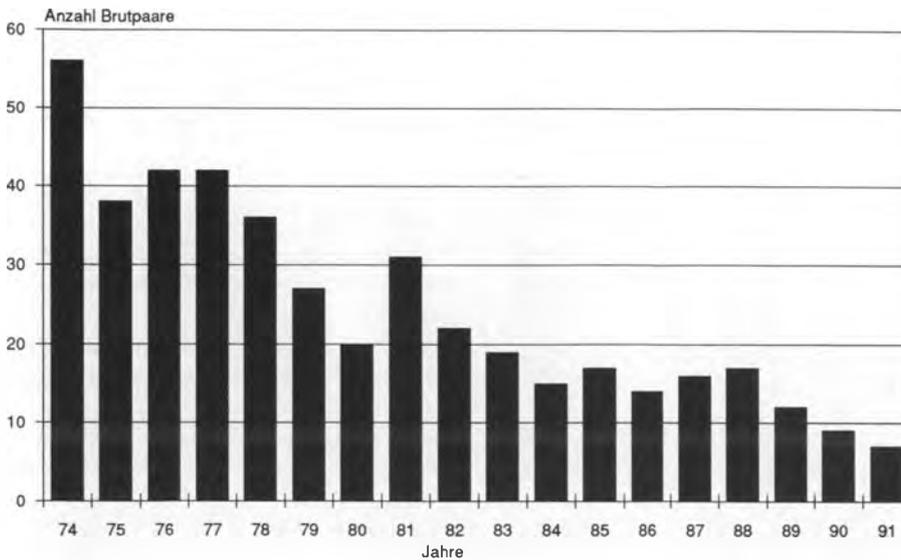


Abb. 3: Brutbestandsentwicklung der Uferschnepfe in der Gemeinde Winterswijk und Umgebung (166 km²) (aus Schröder 1988, ergänzt mit Daten der Vogelwerkgroup Zuidoost-Achterhoek).

Konsequenzen:

Die mit Stallmist gedüngten Flächen sind unter dem Gesichtspunkt der Verfügbarkeit an Gesamtbiomasse der Bodentiere für Weidevögel besonders wertvoll. Eine mosaikartige Nutzung, d.h. ein Nebeneinander von unterschiedlichen Nutzungstypen, wäre von Vorteil, denn die Eignung eines Habitats für Weidevögel beschränkt sich nicht nur auf das Vorhandensein einer hohen Biomasse von Nahrungstieren im Boden. Zusätzlich ist es wichtig, daß diese zugänglich ist. Darum muß der Boden weich, d.h. feucht und die Vegetation nicht zu hoch sein (Rott 1991).

2.2.3 Untersuchungen zur Carabidenfauna

Gerade im Bereich der Insekten sind wenige Wirkungen auf Artenzusammensetzung und Dominanzstruktur der Zoozöosen bei unterschiedlicher Grünlandwirtschaft bekannt. Die Familie der Laufkäfer bietet sich für eine derartige Untersuchung an, weil viel über die Biologie und Ökologie dieser Tiere bekannt ist (über Carabiden des Grünlandes siehe z.B. Tietze 1985).

Hierzu sind ein Jahr lang die Tiere in Barberfallen gesammelt worden.

Ergebnisse:

■ Laufkäfer als Indikatoren für eine unterschiedliche Grünlandnutzung gibt es

nicht (Schäfer 1990, Terlutter 1992, in Vorb.).

■ Lediglich unter extremen Standortverhältnissen lassen sich eindeutige Präferenzen nachweisen.

Ferner deutet sich an, daß die Staphyliniden geeignet sind für eine derartige Fragestellung. Dies genauer zu betrachten, wird Aufgabe der nächsten zwei Jahre sein.

2.3 Hydrologische Untersuchungen

Für die Erreichung des Schutzzieles (s.o.) sind ausreichend hohe Grundwasserstände unabdingbar (0–60 cm) (Zijlstra 1990). Zur Feststellung der Veränderung der hydrologischen Situation sind in einigen Feuchtwiesenschutzgebieten Grundwasserstellen eingerichtet worden.

Ergebnis:

■ In vielen Fällen führt die lokale Wiedervernässung zur Anhebung des Grundwasserniveaus.

Konsequenzen:

Für die Optimierung des Wasserhaushalts ist es wichtig, ausgehend von den hydrologischen Gegebenheiten, Konzepte für bestehende Entwässerungssysteme zu entwickeln zur Anhebung der Grundwasserstände und Verlangsamung des Abflusses. Ferner wäre es sinnvoll im Hinblick auf den Nährstoffhaushalt, die von außerhalb eingetra-

genen Wässer hinsichtlich ihrer möglichen negativen Einflüsse zu überprüfen.

2.4 Agrarwissenschaftliche Untersuchungen

Die landwirtschaftliche Nutzung des feuchten Grünlandes hat für viele Pflanzen und Tiere einen Lebensraum geschaffen. Will man diesen erhalten, muß der Kulturbiotop Feuchtwiese weiterhin landwirtschaftlich genutzt oder gepflegt werden. Aufgabe der begleitenden Forschung ist es, festzustellen, wie sich die unterschiedliche Nutzung auf Aufwuchsmenge, Futtereigenschaft, Artenzusammensetzung und auf den Nährstoffhaushalt auswirkt.

Konzeption:

■ Ertragsmessungen bei Wiesen werden mit Düngungsversuchen, bei Weiden nach einer geänderten Weidekorbmethode (vgl. Voigtländer et al. 1987) durchgeführt.

■ Qualitätsbeurteilung des Aufwuchses erfolgt über den Anteil Rohfaser (Zimmer 1990) und Rohprotein im Futter sowie an ausgewählten Proben über den Hohenheimer Futterwerttest (Menke et al. 1987) zur Energiegehaltsbestimmung.

■ Pflanzensoziologische Aufnahme mit Hilfe von Dauerquadraten mit 5%igem Schätzrahmen alle 2–3 Jahre sowie Ertragsanteilschätzungen (Klapp et al. 1936).

■ Energie- und Nährstoffgehaltsbestimmungen einzelner Pflanzenarten.

■ Untersuchung der Bodennährstoffe (Scheffer et al. 1989) bezüglich der Hauptnährelemente alle 2–5 Jahre.

Ergebnisse:

■ Die Bewirtschaftungsauflagen führen zu unterschiedlich hohen Abnahmen des Trockenmasse- und Energieertrages abhängig von Standort, Nährstoffversorgung und Pflanzenbestand (vgl. Ernst 1990).

■ Auf dem sandigen Standort in den Heubachwiesen sind Auswirkungen der extensiven Nutzung bereits nach vier Jahren erkennbar; der Minderertrag bei Wiesennutzung beläuft sich auf 40 dt TM/ha im Mittel der Jahre (siehe Abb. 4).

■ Die Pflanzenbestandsumschichtung und die Nährstoffverarmung des Bo-

dens sind langwierige Prozesse und abhängig von den Standortfaktoren.

■ Die eingeschränkte Nutzung der Wiesen und Weiden bis zum 15. 06. bewirkt die stärksten Futterqualitätseinbußen.

■ Bei extensiver Weidenutzung können die 2 Rinder/ha bis zum 15. 06. auf produktiven Standorten bis zu 80 % des Aufwuchses nicht nutzen.

■ Auf intensiven Weiden- und Mähweiden ohne Düngungsbeschränkung, aber mit eingeschränkter Nutzung verschärft sich die Qualitätseinbuße durch ein großes Mißverhältnis zwischen Aufwuchs und Futteraufnahme.

■ Intensive Nutzung ohne Auflagen führt zu höherer Energiedichte und -ertrag im Vergleich zu den Varianten mit Nutzungsbeschränkungen (vgl. auch Spatz 1988).

■ Die unterschiedliche Düngung bei Nutzungsbeschränkung wirkt sich geringfügig auf Energiedichte und -ertrag aus.

Konsequenzen:

■ Eine Nutzungsbeschränkung (verspäteter 1. Mahdtermin, verringerte Schnitthäufigkeit und geringerer Viehbesatz) muß auch eine Reduzierung der Bewirtschaftungsintensität (Düngung, Viehbesatz) nach sich ziehen, damit die Alterung der Grasbestände und die damit verbundene Verschlechterung der Futterqualität verzögert wird.

■ Es sollte vorrangiges Ziel sein, leguminosen- und kräuterreiche Grünlandbestände zu etablieren, um so eine hohe Grundfutterqualität zu erzielen (vgl. Dahmen 1990).

■ Die Erhaltung der Feuchtwiesen durch landwirtschaftliche Nutzung mit Naturschutzauflagen ist auch unter betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten möglich.

■ Der Erhalt einzelner Wiesengesellschaften ist nur über die Pflege zu erreichen.

■ In Feuchtwiesenschutzgebieten kann zunächst weitgehend auf den Einsatz von Stickstoffdüngern verzichtet werden.

■ Auf wüchsigen Standorten sollten bei extensiver Weidewirtschaft die hohen Weidereste mit einem Pflegeschnitt genutzt werden.

■ Die Bewirtschaftungspakete mit Nutzungsaufgaben, aber ohne Düngungsbeschränkungen sollten nicht zur Anwendung gelangen.

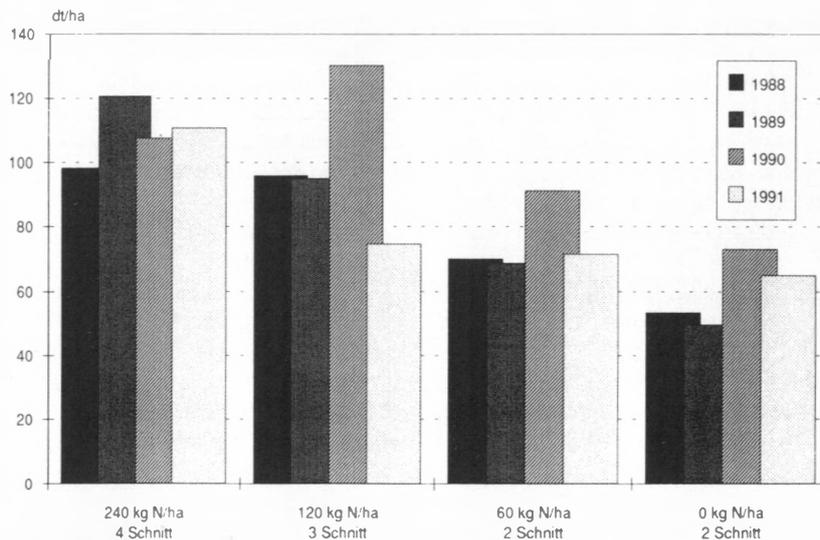


Abb. 4: Trockenmasseertrag des Düngungsversuches mit angepaßter Schnittnutzung in den Heubachwiesen von 1988–1991.

Ausblick

Naturschutz wird im Feuchtwiesenschutzprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen effizient, da die angestrebten Ziele eindeutig formuliert und die damit verbundenen Bewirtschaftungs- und Lebensraumgestaltungsmaßnahmen kontrollierbar werden (vgl. Mühlenberg 1989). Das Monitoring zeigt, daß durch die Maßnahmen in einigen Feuchtwiesengebieten erste Erfolge zu verzeichnen sind. Im Ellewicker Feld haben die Vorkommen von „kritischen Weidevögeln“ (Beintema 1983) zugenommen, eine Moorfröschpopulation hat sich neu angesiedelt, und bei der Vegetation ist eine Entwicklung durch Aushagerung hin zur Rotschwengelweide zu erkennen. Im Ammeloer Venn hat sich die Bestandssituation z.B. der Wasservögel deutlich verbessert, und in den Heubachwiesen sind direkt im Anschluß an die Gestaltungsmaßnahmen positive Trends bei der Bestandssituation der Weidevögel festzustellen. Das Feuchtwiesenschutzprogramm konnte die Weidevogelpopulation im Kreis Borken weitgehend in ihrem Bestand sichern. Am Beispiel der niederländischen Nachbargebiete wird deutlich, daß die „kritischen Weidevögel“ verschwinden, wenn sie nicht durch ein gezieltes Naturschutzprogramm geschützt werden.

Wie gut die Pflanzen und Tiere des Lebensraumes Feuchtwiese geschützt sind und welche der verschwundenen

Arten sich wiederansiedeln können, hängt, wie die ersten Untersuchungsergebnisse zeigen, mit den Bewirtschaftungsauflagen und den Gestaltungsmaßnahmen und damit von den Eigentumsverhältnissen ab. Weiterhin sind auch die Ausbreitungsmöglichkeiten in der Landschaft (Biotopverbund, Verinselung), die Ausbreitungsfähigkeiten der einzelnen Arten und die Möglichkeiten der Arten, außerhalb der Schutzgebiete zu existieren (Beintema 1992), von großer Bedeutung. Daher wird auch der Zustand der Natur auf der Gesamtfläche einen Einfluß auf die Zukunftssicherung der „Zielarten“ haben.

Das Forschungsprojekt „Erfolgskontrolle des Feuchtwiesensprogrammes“ (Biologische Station Zwillbrock 1991) geht über die Aufgabe, die Veränderung in der Pflanzen- und Tierwelt über längere Zeit zu beobachten und zu dokumentieren, hinaus. Die Analyse bestimmter Zusammenhänge durch Langzeitbeobachtungen gestattet Voraussagen, auf welche das Management im Naturschutz angewiesen ist.

4. Literatur

- AGON, 1981: Biotopentwicklungsplan für das Weidevogelreservat Ellewicker Feld. Selbstverlag Arbeitsgemeinschaft für Ornithologie und Naturschutz, Vreden.
- Bakker, J. P., 1989: Nature management by grazing and cutting. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

- Bakker, J. P.; Dekker, M.; De Vries, Y., 1980: The effect of different management practices on a grassland community and the resulting fate of seedlings. *Acta Bot. Neerl.* 29 (5/6): 469–482.
- Beintema, A. J., 1983: Meadow birds as indicators. *Env. Mon. and Ass.* 3: 391–398.
- Beintema, A. J., 1986: Nistplatzwahl im Grünland: Wahnsinn oder Weisheit? *Corax* 11: 301–310.
- Beintema, A., (in Vorb.): Die Bedeutung von Mosaikstrukturen in der Landschaft und die Kontinuität des Managements in Wiesenvogelgebieten.
- Biologische Station Zwillbrock e.V.; Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, 1991: Untersuchungsprojekt „Erfolgskontrolle des Feuchtwiesenschutzprogrammes“, 4. Zwischenbericht, unveröffentlicht.
- Ellenberg, H., 1989: Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz? *NNA-Berichte* 2/1.
- Ernst, P., 1988: Auswirkungen von Naturschutzaufgaben auf die Grünlandbewirtschaftung. *KTBL-Arbeitspapier* 131: 61–72.
- Foerster, E., 1976: Kartierungsschlüssel für die Kartierung des Grünlandes. Manuskript, unveröffentlicht.
- Foerster, E., 1983: Pflanzengesellschaften des Grünlandes in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Bd. 8.
- Gödde, M.; Schwöppe, W., 1983: Erfolgreicher Weidevogelschutz im Reservat Ellewicker Feld. *LÖLF-Mitteilungen* 8, Heft 3: 40–45.
- Hustings, M. F. H.; Kwak, R. G. M.; Opdam, P. F. M.; Reijnen, M. J. S. M. (red.), 1985: Vogelinventarisatie. Natuurgebeurten in Nederland, 3. Pudoc, Wageningen / Vogelbescherming, Zeist.
- Klapp, E.; Stählin, A., 1936: Standorte, Pflanzengesellschaften und Leistung des Grünlandes. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Lange, G., 1968: Über Nahrung, Nahrungsaufnahme und Verdauungstrakt mitteleuropäischer Limikolen. *Beitr. zur Vogelkd.* Bd. 13, Heft 4/5.
- Macfayden, A., 1961: Improved Funnel-type extraction for soil arthropods. *J. Anim. Ecol.* 30: 171–184.
- Menke, K. H.; Steingass, H., 1987: Schätzung des energetischen Futterwertes aus der in vitro mit Pansensaft bestimmten Gasbildung und der chemischen Analyse. *Übers. Tierernährung* 15: 59–94.
- Mühlenberg, M., 1989: Langzeitbeobachtung im Naturschutz – Faunistische Erhebungs- und Bewertungsverfahren. *Ber. ANL* 14: 79–100.
- MURL, 1987: Programm zum Schutz der Feuchtwiesen, 2. Fassung. Schriftenreihe des Ministers für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, 5.
- Rott, A., 1991: Vergleichende Untersuchungen der Bodenmakrofauna (insbesondere der Lumbriciden) in unterschiedlich bewirtschafteten Feuchtwiesen im Landkreis Borken. Diplomarbeit Universität Bayreuth.
- Schäfer, P., 1990: Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Grünland auf Laufkäfer (Col., Carabidae) und Wanzen (Rhyn., Heteroptera). *NSG „Fürstenkuhle“*, Westmünsterland. Diplomarbeit Universität Münster.
- Scheffer, F.; Schachtschnabel, P., 1989: Lehrbuch der Bodenkunde. 12., neu bearbeitete Auflage, Enke Verlag, Stuttgart.
- Schomaker, W.; Schulte Bocholt, A., 1991: Vegetation des Weidevogel-Schutzgebietes Ellewicker Feld. *Tuexenia* 11: 191–203.
- Schröder, R., 1988: Weidevogels rundum Winterswijk. *De Leunink* 15: 27–33.
- Spatz, G., 1988: Ergebnisse aus dem Grünlandextensivierungsversuch am Versuchsgut der Universität Göttingen in Dassel-Relliehausen. *KTBL-Arbeitspapier* 131: 36–43.
- Terlutter, H., (in Vorb.): Die Laufkäferfauna des feuchten Grünlandes im westlichen Münsterland.
- Thielemann, U., 1986: Elektrischer Regenwurmfang nach der Oktett-Methode. *Pedobiologia* Bd. 29: 296–302.
- Tietze, F., 1985: Veränderungen der Arten- und Dominanzstruktur in Laufkäfertaxozönosen (Coleoptera, Carabidae) bewirtschafteter Grasland-ökosysteme durch Intensivierungsfaktoren. *Zool. Jb. Syst.* 112: 367–382.
- Voigtländer, G.; Voss, N., 1979: Methoden der Grünlanduntersuchung und -bewertung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Woike, M., 1983: Bedeutung von feuchten Wiesen und Weiden für den Artenschutz. *LÖLF-Mitteilungen* 8, Heft 3: 5–15.
- Zijlstra, M., 1990: De weidevogelbevolking van de Kievitslanden in Oostelijk Flevoland, 1966–87. *Limosa* 63: 17–24.
- Zimmer, E., 1990: Grünlandbewirtschaftung. *KTBL-Arbeitspapier* 140: 7–22.

Anschrift des Verfassers

Manfred Schwöppe
Biologische Station Zwillbrock
Zwillbrock 10
4426 Vreden

Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmethoden auf die Wirbellosenfauna des Dauergrünlandes

Von Henning von Nordheim

Nach neueren Untersuchungen leben in den Wiesen von Norddeutschland verteilt auf verschiedene Tiergruppen ca. 3500 Tierarten (Heydemann und Müller-Karch 1980), wovon über 95 % zu den Wirbellosen gehören. In bezug auf Arten- als auch Individuenzahlen sind somit die wirbellosen Tiere bei weitem die dominierende Faunagruppe des Grünlandes. Mehr als die Hälfte der Tierarten durchlebt sogar ihren ganzen Lebenszyklus im Grünland (Zucchi 1988).

Auf die wirbellosen Tiere des Ökosystems Dauergrünland hat neben dem fortschreitenden Flächenverlust vor allem der ökologische Qualitätsverlust, bedingt durch intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweisen, massive negative Auswirkungen. Diese Auswirkungen sollen im folgenden am Beispiel Niedersachsens dargestellt werden.

Leider finden die ökologischen Bedürfnisse dieser besonders wichtigen und artenreichsten Tiergruppe des Grünlandes sehr häufig bei der Diskussion und Erstellung von Grünlandschutzkonzepten nicht ausreichende Berücksichtigung. Es sollen daher ferner einige Vorschläge zum Wirbellosen-schutz im Rahmen von Dauergrünland-schutzprogrammen (auch der geplanten niedersächsischen!) eingebracht werden.

Anders als aus landwirtschaftlicher Sicht, kann jedoch unter dem Begriff „Dauergrünland“ aus ökologischer Sicht nur jenes „absolute“ oder „fakultative“ Grünland verstanden werden, welches eine natürliche, artenreiche Grünlandvegetation und -fauna aufweist. Dies ist in der Regel erst bei Flächen gegeben, welche eine mehrere Bewirtschaftergenerationen, mindestens aber ca. 20–50 Jahre alte Grünlandnarbe haben. Meine Definition schließt daher regelmäßig mehr oder weniger total „erneuertes“ Grünland von der Betrachtung als „Dauergrünland“ aus.

Der Beitrag ist wie folgt gegliedert:

- A. *Typische Wirbellose des Grünlandes* und ihre typischen Besiedlungszonen.
- B. Ein Überblick über die Auswirkungen der *verschiedenen Bewirtschaftungsmethoden* auf diese Wirbellosen-Gruppen.
- C. Ergebnisse *eigener Untersuchungen* zur Naturschutzforschung auf Dauergrünland im Rahmen eines vom niedersächsischen MWK geförderten Grünlandprojektes.
- D. Einige *Leitsätze und Forderungen* an das zu schaffende niedersächsische Dauergrünland-schutzprogramm aus Sicht der zoologischen Naturschutzforschung für Wirbellose als Ergebnis eigener Arbeiten und von Literaturrecherchen.

A. Typische Wirbellose des Dauergrünlandes

Typische Wirbellose des Dauergrünlandes (also: Mähwiesen, Streuwiesen, Mähweiden, Dauerweiden) stellen vor allem die folgenden Tiergruppen als Adulttiere oder Entwicklungsstadien dar:

- Insekten: Zweiflügler (Diptera); Bienen, Wespen, Ameisen (Hymenoptera); Schmetterlinge (Lepidoptera); Wanzen (Heteroptera); Käfer (Coleoptera); Zikaden, Blattläuse (Homoptera); Springschrecken (Saltatoria); Springschwänze (Collembola); [Libellen (Odonata)].
- Spinnentiere: Webspinnen (Araneae), Weberknechte (Opiliones), Milben (Acari).
- Tausendfüßler: Hundertfüßler (Chilopoda), Doppelfüßler (Diplopoda).
- Krebstiere: Asseln (Isopoda).
- Weichtiere: Schnecken (Gastropoda).
- Ringelwürmer: „Regenwürmer“, Enchytraeen.
- Fadenwürmer: Nematoden.
- Wimpertierchen: Ciliaten.

Diese Tiergruppen besiedeln nun in der Regel sehr spezifische Vegetations-schichten innerhalb einer Wiese oder des Dauergrünlandes allgemein

(Abb. 1). Hierbei unterscheidet sich bei den meisten Arten der bevorzugte Siedlungshorizont der adulten Tiere ganz erheblich von dem der Entwicklungsstadien. Hierdurch besteht aus faunistisch-ökologischer Sicht eine stete und sehr enge Wechselbeziehung zwischen den einzelnen Strata des Grünlandes. So ernähren sich z.B. die Imagines der Schmetterlinge von Blütennektar, die Raupe frißt in der Krautzone und die Puppenstadien überdauern häufig im Boden. Fällt aufgrund einer speziellen Bewirtschaftung nur ein Siedlungs-bereich aus, so ist der Lebenszyklus unterbrochen, was in der Regel zum Verlust der betroffenen Art oder Faunagruppe auf dieser Fläche führt. Wird zum Beispiel durch regelmäßige Mahd oder intensive Beweidung von Grünland die Ausbildung einer Blütenzone verhindert, können hier Nektar sammelnde oder Pollen und Samen fressende Tierarten nicht existieren. Werden die Stengel mit den abgelegten Eiern entfernt, stirbt die nächste Generation.

Man kann bei den Grünlandstrata mehr oder weniger deutlich unterscheiden zwischen: der *Blüten- und Samenzone*, der *Stengel- und Krautzone*, dem *epigäischen Bereich*, also der Bodenoberfläche und der Streuschicht, und dem *endogäischen Bereich*, einer Zone, die von der Streuschicht bis in tiefe Bodenschichten hinabreicht (Abb. 1).

■ Die Blüten-/Samenzone wird hauptsächlich besiedelt von:

- Zweiflüglern (Diptera): bes. Schwebfliegen;
- Hautflüglern (Hymenoptera): Bienen, div. Wespengruppen;
- Käfern (Coleoptera): Bockkäfern, Weichkäfern, Blattkäfern, Marienkäfern;
- Schmetterlingen (Lepidoptera): Tag- und Nachtfaltern;
- Wanzen (Heteroptera);
- Spinnen (Araneae): u. a. Krabbenspinnen;
- Läuse und Zikaden (Homoptera);
- der Stengel- und Krautbereich von: Läusen und Zikaden (Homoptera); Wanzen (Heteroptera); Schmetterlingsraupen (Lepidoptera); Käfern (Coleoptera): Blattkäfern, Käfer-raupen;
- Springschrecken (Saltatoria): Laub- und Feldheuschrecken;
- Spinnen (Araneae): Radnetzspinnen;

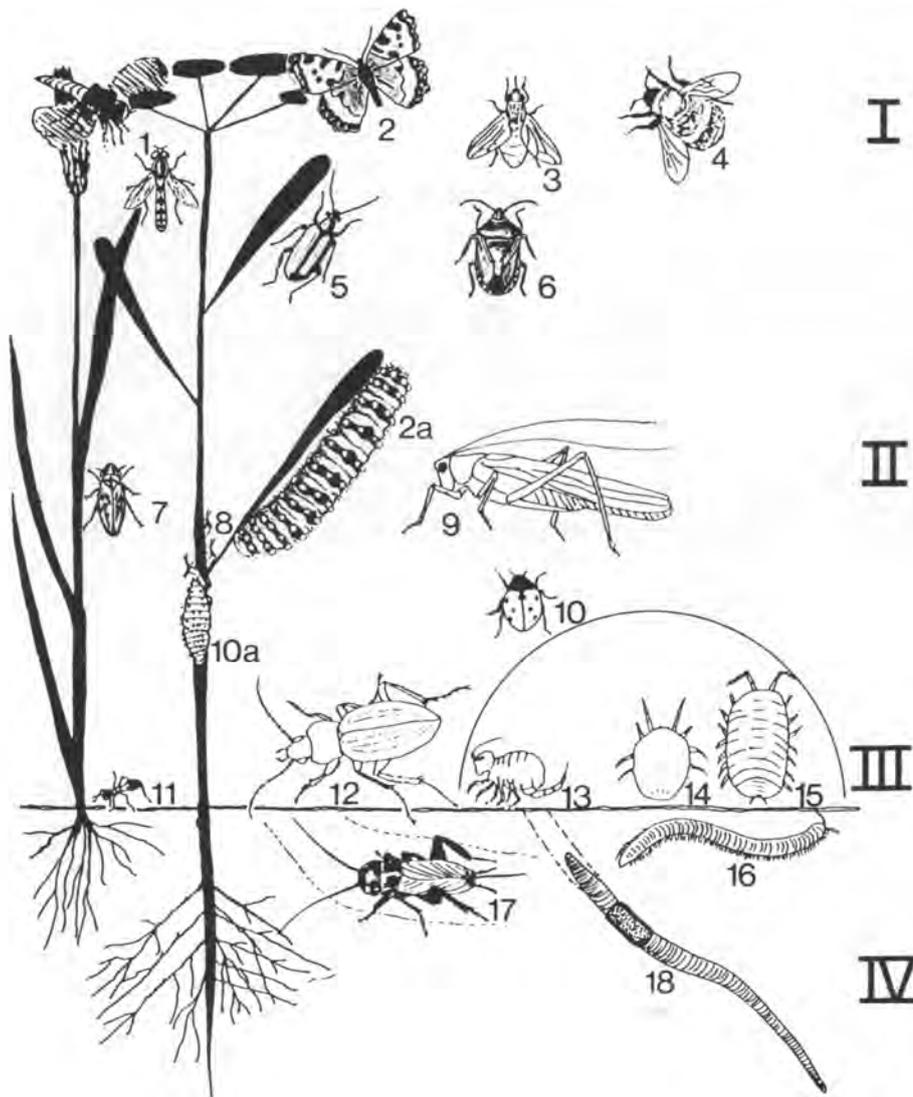


Abb. 1. Besiedlung der verschiedenen Vegetationsschichten des Grünlandes durch einige typische Wirbellose. I: Blüten-/Samenzone, II: Stengel-/Krautbereich, III: Epigäischer Bereich incl. Streuschicht, IV: Endogäische Zone, 1 = Schwebfliegen, 2 und 2a = Schmetterling und -Raupe, 3 = Fliege, 4 = Hautflügler, 5 = Käfer, 6 = Wanze, 7 = Zikade, 8 = Blattläuse, 9 = Heuschrecke, 10 und 10a = Marienkäfer und -Larve, 11 = Ameise, 12 = Laufkäfer, 13 = Springschwanz, 14 = Milbe, 15 = Assel, 16 = Tausendfüßler, 17 = Grille, 18 = Regenwurm. Verändert nach Schmidt (1988) und Zucchi (1988).

Schnecken (Gastropoda): Gehäuse- und Nacktschnecken;
div. Entwicklungsstadien verschiedener Gruppen;
■ der epigäische Bereich von:
Spinnen (Araneae): Wolfspinnen (Lycosidae);
Käfern (Coleoptera): Laufkäfern;
Springschrecken (Saltatoria): Kurzfühlerschrecken (Caelifera);
Tausendfüßlern (Myriapoda): Hundertfüßlern (Chilopoda);
Ringelwürmern (Annelida): Regenwürmern Enchytraeen;
Asseln (Isopoda);

Springschwänzen (Collembola);
Hautflüglern (Hymenoptera): Ameisen;
Milben (Acari);
div. Entwicklungsstadien verschiedener Gruppen;
■ und der endogäische Bereich von:
Tausendfüßlern (Myriapoda): Doppelfüßlern (Diplopoda);
Ringelwürmern (Annelida): Regenwürmern, Enchytraeen;
Fadenwürmern (Nematoda);
Springschwänzen (Collembola);
Wimpertierchen (Ciliata);
Milben (Acari);
Springschrecken (Saltatoria): Grillen;

Hautflüglern (Hymenoptera): Ameisen;
Zweiflügler-Larven, z. B. Schnaken (Tipulidae);
div. Entwicklungsstadien verschiedener Gruppen.

Ca. 38% der hier angeführten Wirbellosenarten ernähren sich von Pflanzensäften oder Pflanzenteilen, weitere 38% leben räuberisch, meist von anderen Wirbellosen, und ca. 24% ernähren sich u. a. von verrottender pflanzlicher Substanz (Boness 1953).

Die meisten dieser Tierarten sind hochspezialisierte Formen, angepaßt an einen spezifischen Kleinlebensraum im Grünland und oft an eine bestimmte Pflanzenart, so daß generell die Regel zutrifft: je höher die Pflanzenvielfalt des Grünlandes, desto höher die Zahl der Tierarten (Zucchi 1988). Die Präsenz oder Abwesenheit allein einer einzigen Pflanzenart kann das Vorhandensein oder den Verlust zahlreicher Tierarten einer Grünlandfläche zur Folge haben.

B. Die wichtigsten Auswirkungen der Bewirtschaftungsweisen auf die Wirbellosen

Unser Dauergrünland ist bekanntlich zum größten Teil über den Zeitraum von mehreren 1000 Jahren durch menschliche Bewirtschaftung entstanden, wobei es sich aus heutiger Sicht um extensive Bewirtschaftungsformen der Beweidung, Heu- und Einstreugewinnung handelte.

In heutiger Zeit sind es wiederum anthropogene Faktoren, nämlich die „moderne“ Form der Grünlandbewirtschaftung, welche nun den über Jahrhunderte gewonnenen Pflanzen- und Tierreichtum des Dauergrünlandes massiv gefährden. Von den ca. 3300 wirbellosen Tierarten im Grünland werden durch diese modernen Bewirtschaftungsweisen viele Arten negativ betroffen (Blab und Kudrna 1982; Heydemann und Müller-Karch 1980; Zusammenfassung bei Gröver 1984), andere, deutlich weniger Arten aber auch bis hin zur Massenvermehrung gefördert.

Nachfolgend soll anhand einiger ausgewählter Beispiele, z. B. anhand der meist stenöken „Rote-Liste-Arten“, verdeutlicht werden, welchen Haupteinflüssen die wirbellosen Tiere heute auf Dauergrünlandstandorten ausgesetzt sind.

1. Flächenverlust/-schwund

Durch Grünlandumbruch und anschließende Acker- oder Grasackernutzung, durch Aufforstung oder Verbuschung verlieren die meisten Wirbellosen des Grünlandes unwiederbringlich ihre Lebensgrundlage. Daß Grünlandumbruch in Niedersachsen auch heute noch mit ungebrochener Dynamik weiterhin stattfindet, verdeutlichen folgende Zahlen: So nahm von 1965–1991 die Dauergrünlandfläche in Niedersachsen um mind. 20%, die der echten Mähwiesen sogar um ca. 25% ab, also um eine Fläche etwa so groß wie das Saarland (vgl. Bölscher 1990)! Dies sind jedoch nicht primär die Resultate aus längst vergangenen Tagen ökologischer Unbedachtsamkeit: Nach neueren Angaben hat das niedersächsische Dauergrünland allein von 1982 von 1 106 000 ha auf jetzt ca. 1 Million (1991), also um ca. 10%, abgenommen (Statistisches Jahrbuch 1983 und *ML Niedersachsen* 1991).

Wenn es nicht gelingt, diesen Trend umgehend zu stoppen und im besten Fall sogar umzukehren, wird man sehr bald auch im Bereich Dauergrünland nur noch Restflächen-Naturschutz mit all seinen negativen Aspekten betreiben können (vgl. Mühlenberg und Werres 1983).

Auch die weiterhin von den niedersächsischen Landwirtschaftskammern empfohlene sogenannte „Grünlanderneuerung“ bei nachlassender Ertragsleistung von Intensivgrünland führt aus ökologischer Sicht zum Verlust von Dauergrünland (vgl. *Landwirtschaftskammer Hannover und Weser-Ems* 1991). Hier wird in der Regel in „turnusmäßigen“ Abständen das Grünland umgebrochen (eventuell nach vorherigem Einsatz eines Totalherbizids wie „Round up“) und einige wenige Hochleistungsgräser neu eingesät, oder es erfolgt nach Abtötung der Altnarbe eine Direkteinsaat. Auf diese Weise werden in Niedersachsen ca. 5–10% der Grünlandfläche jährlich „erneuert“ und somit ökologisch weitgehend wertlos (vgl. Wögerbauer 1984). Derartig bewirtschaftetes Grünland kann höchstens bei gelegentlicher Reparatur-Direkteinsaat artenreicher Samenmischungen noch als Dauergrünland angesehen werden (vgl. Morris 1979; Foerster 1987a).

Immerhin betonen in ihren neuen „Leitlinien – Ordnungsgemäße Landbe-

wirtschaftung“ aber auch die Landwirtschaftskammern Hannover und Weser-Ems (1991, S. 16): „Beim Grünlandumbruch mit nachfolgender Ackernutzung auf absoluten Grünlandstandorten handelt es sich um eine Umwidmung der Landnutzung. Dieser Umbruch entspricht nicht den Grundsätzen der ordnungsgemäßen Grünlandbewirtschaftung.“

Neben diesem quantitativen Verlust an Dauergrünland haben die nachfolgend angeführten Faktoren einen qualitativen Verlust dieses Ökosystems aus Umwelt- und Naturschutzsicht zur Folge.

2. Eingriff in das Feuchtigkeitsregime

Erst die intensive Entwässerung weiter Niedermoorbereiche, Niederungen und Talauen hat besonders seit den 50er Jahren die Voraussetzung für die intensive Grünlandbewirtschaftung mit all ihren negativen Folgen für die Artengemeinschaften in Niedersachsen geschaffen (vgl. Meisel 1977, 1984; Meisel und v. Hübschmann 1975, 1976). Da stickstoffgedüngte Grünlandpflanzen das Bodenwasser besser verwerten als ungedüngte Bestände, tritt in Intensivkulturen negativ verstärkend der Effekt der „biologischen Entwässerung“ ein und führt ebenfalls zur Umwandlung von nassen in mittelfeuchte Standorte (Klapp 1965; Meisel 1984).

Viele feuchtigkeitsliebende Pflanzen und damit die von ihnen abhängenden phytophagen Wirbellosen fallen praktisch automatisch bei Entwässerung der Standorte aus (Zusammenfassung bei Gröver 1984). So sind zum Beispiel die „Rote-Liste-Arten“ Große Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*) und die Kurzflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*) in Norddeutschland auf frischen bis feuchten Wiesen anzutreffen, da sie ihre Eier meist nur in Stengel von Pflanzen feuchter Standorte, wie z. B. Binsen oder auch Schilf, ablegen (Sänger 1977; Ingrisch 1980). Die Sumpfschrecke (*Mecostethus grossus*) ist ausschließlich in intaktem Feuchtgrünland zu finden, da sie ihre Eier in dem feuchten Boden ablegt und diese sehr gut an Staunässe angepaßt sind, diese eventuell sogar zur Entwicklung brauchen (Ingrisch 1983a, b; Detzel 1991). Ein typischer Schädling aus Sicht der Grünlandwirtschaft, die

Sumpfschnake (*Tipula palludosa*), profitiert dagegen offensichtlich, entgegen der immer noch vertretenen Lehrmeinung (Bachthaler 1987; Klapp 1971), von der Trockenlegung vieler Niedermoor- und Marschböden und der Produktion stickstoffreicher Grünlandpflanzen (Bölscher 1991). So denn eine Bekämpfung dieses „Schädlings“, dessen Larven bei Massenvermehrung durch Wurzelfraß große Grünlandflächen zerstören können, gewünscht wird, wäre auch aus landwirtschaftlichem Interesse eine Wiedervernässung derartiger Gebiete bei gleichzeitiger Düngerreduzierung die beste Vorbeugung gegen einen erneuten Massenbefall. Leider tendiert man in solchen Fällen jedoch eher zum Einsatz von Insektiziden, z. B. „Parathion“ (E 605 forte).

Auch die allgemein als landwirtschaftliche „Nützlinge“ angesehenen Regenwürmer reagieren empfindlich bei Austrocknung ihres Lebensraumes und nehmen in Abundanz und Artenzahl ab (Edwards und Lofty 1977).

Die Austrocknung weiter Dauergrünlandstandorte durch Entwässerung (auch „schleichende“ Entwässerung durch weit entfernte Entwässerungsmaßnahmen und Maßnahmen zur Verhinderung von Überflutungen), häufig einhergehend mit dem Verlust von Kleingewässern und feuchten Senken durch Verfüllen, sind häufig praktizierte, sicherlich besonders gravierende Eingriffe in das Ökosystem Grünland. Bereits 1982 konnten in Niedersachsen von 1 106 000 ha Dauergrünland zu den Typen „Feuchtgrünland“, „Niedermoor“ und „Sumpf“ nur noch ca. 3,5% oder 35 300 ha des Grünlandes gezählt werden (Drachenfels et al. 1984).

3. Düngung

Die Düngung des Grünlandes erfolgt mit verschiedenen Mineraldüngern, Gülle oder Mist, aber auch durch Überschwemmungsereignisse, Stickstoffeinträge durch Immissionen (immerhin 30 bis 70 kg N/ha/!) oder z. B. Mineralisation in Niedermoorböden infolge von Entwässerung. Sie hat ebenfalls massive Auswirkungen auf die Grünlandfauna, besonders indirekt durch Monotonisierung des Pflanzeninventars, durch einseitige Förderung stickstoffliebender oder -tolerierender Pflanzen (vgl. Heydemann und Müller-Karch 1980; Blab

und *Kudrna* 1982). Aber auch direkte Auswirkungen z.B. bei Ausbringung von Gülle sind in Form von Schädigungen der Entwicklungsstadien festzustellen, beispielsweise bei Regenwürmern (*Cotton und Curry* 1980) und Heuschrecken (*Schmidt* 1983, 1986a). Während viele Laufkäfer und Tausendfüßler ebenfalls empfindlich auf Grünlanddüngung reagieren (*Morris* 1978; *Tietze* 1985), scheinen Zikaden, Adultstadien einiger Arten der Feldheuschrecken und Dipteren sowie einige adulte Regenwürmer (*Curry* 1976) mäßige Düngergaben zu tolerieren (s. Zusammenfassung bei *Gröver* 1984).

Auch können Veränderungen der Pflanzeninhaltsstoffe infolge von Stickstoffdüngung eintreten, was sich wiederum negativ, z. B. auf die Raupen verschiedener Falterarten, auswirkt. So ist es aus diesem Grund durchaus möglich, daß trotz weiterem Vorhandensein der potentiellen Fraßpflanze diese Arten aus der betreffenden Grünlandfläche verschwinden (*Blab und Kudrna* 1982).

Besonders gravierend ist natürlich die direkte Beeinflussung der Pflanzengemeinschaften des Grünlandes durch einseitige Förderung der stickstoffliebenden Arten, besonders der landwirtschaftlich interessanten Süßgräser. So kam es im Laufe der Intensivierung der Stickstoffdüngung zu einer krassen Abnahme der floristischen Artenvielfalt des Dauergrünlandes in Norddeutschland in den letzten Jahrzehnten, verbunden mit einer Uniformierung der Bestände (vgl. *Bölscher* 1991). Bereits 1984 standen von dem Gesamtpflanzenartenpotential im Wirtschaftsgrünland (ohne Salzwiesen) von 680 Arten 23% auf der Roten Liste, wovon über 90% der Arten an stickstoffarme Standorte gebunden waren (*Meisel* 1984). Während z. B. Gesamtdüngergaben von bis zu 50 kg N/ha/J noch eine ganze Reihe von typischen Feuchtgrünlandarten tolerieren, sind bei Stickstoffdüngung von über 100 kg N/ha/J kaum noch charakteristische Arten auf den entsprechenden Flächen zu finden (*Jeckel* 1987). Das Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen bezeichnet 1985 bereits 519 der 680 Pflanzen-Arten des Grünlandes als gefährdet (*Bundesminister des Innern* 1985).

Bei der erwähnten strengen Korrelation vieler stenöker Wirbelloser des

Grünlandes zum Vorhandensein bestimmter Pflanzen als Nahrungsquelle, Eiablageort, Lebensraum etc. ist somit praktisch zwangsläufig der Verlust vieler Arten, z. B. bei den Schmetterlingen mit der einseitig an landwirtschaftlichem Interesse orientierten Förderung von Süßgräsern, im Grünland verbunden (*Blab und Kudrna* 1982; *Blab et al.* 1987; *Jeckel* 1987). Nach *Morris* (1978) ist generell festzustellen, daß zunehmende Stickstoffdüngung direkt mit abnehmenden Individuen- und Artenzahlen der Fauna korreliert ist.

4. Mahd

Die Mahd ist für das Gros der Wirbellosenfauna ein katastrophenähnlicher, kurzfristig einen Großteil der Phytomasse entfernender Eingriff in das Ökosystem Grünland. Hierdurch ändern sich plötzlich für die Wirbelloser insbesondere die Faktoren: Luft-Feuchtigkeitsregime, Nahrungsangebot, Sonnenexposition, Räuberexposition, Habitatstruktur etc. Für die meisten Wirbelloser der Wiesen, vor allem für Arten der Blüten- und Krautzone, wäre sicherlich eine Mahd im Herbst (früher zur Einstreugewinnung praktiziert), nach Verblühen und Samenreife der Grünpflanzen, der mildeste Eingriff in ihren Lebenszyklus. Hierbei würden allerdings meist z. B. in und auf Stengel abgelegte Eier, Kokons etc. mit dem Mähgut entfernt. Um auch noch diesen negativen Effekt weitgehend zu vermeiden, sollte, falls nicht Aushagerungsaspekte im Vordergrund stehen, nur alle 2 bis 4 Jahre gemäht (ev. auch gemulcht) werden, und das Mähgut müßte auf der Fläche oder am Rande verbleiben (Zusammenfassung bei *Maertens und Wahler* 1990).

Jede Mahd zu einem früheren Zeitpunkt hat vor allem auf blütenbesuchende Insekten negative Auswirkungen, je nach Art und Bestand der auf der Fläche auftretenden spezifischen Blütenpflanzen. Auch wenn sich nach *Boness* (1953) einige Wirbelloser-Gruppen an die zur Zeit seiner Untersuchungen (50er Jahre) üblichen Mahdtermine einer zweischürigen Wiese Mitte Juni und Ende August angepaßt hatten, so mußte auch er schon feststellen, daß durch dieses Mahdregime Tiere, die in und von Blüten und Samen lebten, also z. B. Tagfalter, Schwebfliegen, Tanzfliegen,

Hummeln und Wanzen, dauernd oder zumindestens vorübergehend von entsprechenden Flächen verschwanden. Gerade bei Faltern weiß man jedoch inzwischen, daß besonders die Rote-Liste-Arten unter ihnen im Grünland nach der Mahd nicht ohne weiteres in noch intakte Lebensräume der weiteren Umgebung vorübergehend ausweichen können. Sie sind häufig ausgesprochen stenök und besitzen nur einen geringen Aktionsradius (*Steffny et al.* 1984; vgl. auch *Oppermann* 1987).

Die in der heutigen Zeit festzustellende Tendenz zur Frühmahd im Mai und ein oder mehr Folgemahden hat den Ausfall zahlreicher Wirbellosergruppen aufgrund der Zerstörung ihrer Nahrungsquelle oder des spezifischen Kleinlebensraumes zur Folge (*Heydemann und Müller-Karch* 1980; *Blab und Kudrna* 1982; *Wilmans und Kratochwil* 1983; *Steffny et al.* 1984; s. auch Zusammenfassung bei *Maertens und Wahler* 1990). So bedeutet nach *Heydemann und Müller-Karch* (1980) die Umwandlung von einmal im Herbst gemähten Streuwiesen in zwei- bis dreischürige Wiesen den Verlust von insgesamt ca. 1000 bis 1300 Tierarten.

Neben von Blüten und Samen abhängenden Wirbellosern werden auch strukturabhängige Gruppen, wie z. B. viele Arten der Heuschrecken (*Sänger* 1977; *Oschmann* 1973; *Detzel* 1985) und Radnetzspinnen, wobei die letzteren ihre Netze zwischen langen Stengeln und Halmen spannen (*Tischler* 1965), massiv negativ betroffen und verlassen nach der Mahd die Fläche.

Nur wenige Gruppen scheinen das Ereignis Mahd ohne deutliche Beeinträchtigung zu überstehen: es sind dies vor allem die endogäischen Gruppen sowie viele Laufkäfer, Wolfspinnen und Zikaden. Einige Arten der Zikaden, Feldheuschrecken und Stengelminierer profitieren zumindest bei ein- bis zweimaliger Mahd von dem Angebot an frischem Aufwuchs (*Tischler* 1980; *Bölscher* 1991), aber auch von der größeren Wärmeexposition freier Bodenstellen. So werden z. B. einige, allerdings meist häufige, euryöke Arten der Feldheuschrecken in manchen Fällen erst nach der Mahd in größerer Zahl auf der Fläche gefunden. Andere, wie z. B. die stark bedrohte Heuschreckenart *Mecostethus grossus*, scheinen in Feuchtwiesen die durch die Mahd bedingte dichtere und

auf ein gewisses Höhengiveau beschränkte Vegetation zu bevorzugen (Detzel 1991).

Das letzte Beispiel zeigt stellvertretend für viele Wirbellosenarten, daß trotz mancher negativer Auswirkungen auf die Fauna, besonders bei zu intensivem oder zeitlich falsch gelegtem Mahdregime, die Mahd des Grünlandes auf den meisten Standorten eine der möglichen und dringend notwendigen Bewirtschaftungsmaßnahmen ist, die erst den Fortbestand dieses Ökosystems garantiert. In Naßwiesen, Seggenrieden u.ä. ist sie sogar die beste Bewirtschaftungsmaßnahme.

Hierbei ist festzuhalten, daß es keinen generellen, für die Gesamtfau­na des Grünlandes optimalen Mahdzeitpunkt gibt. Dieser ist vielmehr nach einer floristischen und faunistischen Erfassung des Ist-Zustandes einer Fläche, eventuell auch entsprechend der gewünschten Förderung bestimmter Gruppen festzulegen. Falls möglichst viele Faunagruppen profitieren sollen, sollte das Mahdregime möglichst unterschiedlich auf einem mosaikartigen System von verschiedenen Grünlandflächen realisiert werden (vgl. Steffny et al. 1984; Opper­mann 1987) und mindestens 2 m, besser 5 m breite Randstreifen als Rückzugsflächen und als Ausgangspunkt für teilweise spätere Rekolonisation erhalten bleiben (vgl. Mühlenberg 1989). Auch ein mehrjähriges Aussetzen der Mahd kann durchaus positive Auswirkungen auf mehrere Tiergruppen haben. Dies gilt jedoch für viele Arthropoden-Arten nur solange, wie die beginnende Sukzession den Lebensraum nicht grundsätzlich verändert (Oschmann 1973; Bauer 1982; Detzel 1985), da Grünland-Brachflächen in der Regel geringere Individuen- und Artenzahlen von Wirbellosen besitzen als extensiv bewirtschaftetes Grünland (u.a. Oppermann 1987; Handke und Schreiber 1985; Heydemann 1988, s. auch Teil C).

Neben dem Zeitpunkt und der Häufigkeit der Mahd ist die *Mähmethode* ein die Grünlandfauna stark beeinflussender Faktor. Während früher in der Grünlandwirtschaft Balkenmäher zur Mahd benutzt wurden, kommen heute in der Regel nur Kreisel- und Scheibenmäher zum Einsatz. Die in der Praxis übliche Einstellung des Kreiselmähers auf ca. 3 cm Schnitthöhe (Gefahr der Nar-

benrasur!) sowie die durch die hohe Drehzahl bedingte Sog- und Schleudwirkung töten viele Wirbellose während der Mahd (u. a. Maertens und Wahler 1990). Besser aus ökologischer Sicht ist eine Schnitthöheneinstellung auf 8–15 cm, da hierdurch eine gute Grünbedeckung und Narbe gewährleistet bleibt (vgl. Kajak 1980; Beckhoff und Thielmann 1982). Außerdem empfiehlt sich der Einsatz von Balkenmähern, da diese einen glatten Schnitt durchführen, ohne durch Luftsog Kleintiere zu verwirbeln; entsprechend weniger Wirbellose werden getötet oder verletzt (vgl. Teil C).

Auf die Probleme für Wirbellose bei der Mahd als einer Methode zur Ausmagerung von eutrophierten Grünlandflächen mit gleichzeitigem Abtransport des Mähgutes oder auf das kontrollierte Abbrennen von Flächen soll hier nicht näher eingegangen werden, weil es sich hierbei eher um spezielle Pflegemaßnahmen als um gängige Bewirtschaftungsmethoden der Landwirtschaft handelt (s. hierzu aber u. a. Bauchhenß 1981; Schiefer 1982, 1984; Schreiber und Schiefer 1985).

5. Beweidung

Mit zunehmender Beweidungsintensität wirken als Negativfaktoren auf die Fauna die gleichen, die bereits bei der Mahd angeführt wurden. Zusätzlich treten jedoch noch auf: direkte Schädigung durch Tritt (betrifft Adult- und besonders Entwicklungsstadien diverser Gruppen), Bodenverdichtung (betrifft besonders Bodenfauna und Eiablagemöglichkeiten im Boden), Zerstörung der Streuschicht und schließlich regelmäßige Störung besonders der mobilen Arten (Morris 1978). So werden z. B. nach Heydemann und Müller-Karch (1980) bei jeder Mahd oder intensiven Beweidung bis zu 400 Tierarten, die in Blüten und Stengeln der Grünlandpflanzen leben, fast vollständig vernichtet.

Allgemein sind die negativen Auswirkungen auf die Wirbellosenfauna bei mittlerer Beweidungsintensität deutlich höher als auf einer zweischürigen Wiese (vgl. Weber 1978; Heydemann 1988). Einige Gruppen, wie z. B. Zikaden, Halmfliegen oder einige Feldheuschreckenarten, können jedoch bei mittlerer Besatzdichte einer Dauerwei-

de, allerdings in erheblicher Abhängigkeit von der Viehart, von der Beweidung durchaus profitieren, z. B. aufgrund des selektierten Verbisses, der Regeneration der Vegetation sowie der Schaffung offener Bodenflächen. Für eine Anzahl Wirbelloser stellt der Dung des Viehs eine wichtige Nahrungsquelle und Lebensraum dar (Morris 1978; Heydemann und Müller-Karch 1980; Tischler 1980).

In der heutigen Grünlandwirtschaft bilden reine Dauer- oder Standweiden eher die Ausnahme. Viel häufiger finden wir Mähweiden, in der Regel mit einem frühen Heu- oder Silageschnitt und anschließender Beweidung als Stand-, Umtriebs- oder Portionsweide bis in den Herbst. Hinzu kommen häufig regelmäßige Zwischendüngungen und Pflegeschnitte, um einen maximalen Viehbesatz zu erreichen.

Diese Form der intensiven Grünlandnutzung verbindet für die wirbellosen Tiere des Grünlandes alle negativen Eingriffe der Mahd und der Beweidung und führt zu einer drastischen Artenverarmung in praktisch allen Tiergruppen (Morris 1967; Heydemann und Müller-Karch 1980; Roberts und Morton 1985; Zusammenfassung bei Gröver 1984). Hierzu sind jedoch bislang in der Bundesrepublik nur sehr wenige an der landwirtschaftlichen Praxis orientierte Begleituntersuchungen durchgeführt worden.

Die Beweidung des Dauergrünlandes trockener bis mittelfeuchter Standorte in Form einer extensiven Standweide bedeutet für viele Wirbellose einen im Vergleich zur Mahd weniger massiven Eingriff in ihren spezifischen Lebensraum, welcher zudem über die Auswahl der Viehart, der Viehdichte und des Beweidungsbeginns gesteuert werden kann. Derartig extensive Weideführung schafft häufig strukturreiche Grünlandflächen, welche den Habitatsansprüchen vieler Kleintiere gerecht werden (Geiser 1983; Maertens und Wahler 1990; Lutz 1990). Die Beweidung sollte mit geringem, leichtem Viehbesatz erfolgen, der sich an der Phytomassen-Produktionsleistung der Fläche im Spätsommer orientiert, und unter Verzicht auf zusätzlichen Düngereinsatz (vgl. Bölscher 1991).

Auf die Art und genaue Anzahl des Viehbesatzes kann hier aus Platzgründen nicht genauer eingegangen

werden, zumal auch hier dringender Forschungsbedarf besteht (s. aber zusammenfassende Arbeiten von *Morris* 1978, *Maertens* und *Wahler* 1990; *Lutz* 1990; des KTBL 1988, 1990 und *Bölscher* 1991).

Es sei jedoch angeführt, daß unter extensiven Tierhaltungsformen in der Regel die Rinderaufzucht, Mutterkuh-, Schaf- und Pferdehaltung sowie gelegentlich die Haltung von Schalenwild verstanden wird (*Langenholz* 1987; *Knauer* 1990). Während vermutlich bei der Mutterkuhhaltung ein Flächenbesatz mit ca. 1 Mutterkuh/ha aus ökologischer Sicht tolerierbar ist (vgl. *Knauer* 1990), ist wahrscheinlich der Besatz mit 1 Pferd/ha zu hoch, da Pferde sehr selektiv und tief die Narbe abfressen. Hieraus ergibt sich die dringende Notwendigkeit, die häufig vertretene Faustregel, 1–2 GV (Großvieheinheit)/ha stelle eine extensive Beweidungsform dar (z.B. *Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein* 1987, *Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen* 1989; *Niedersächsischer Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten* 1991), sehr genau zu überprüfen. Auch entsprechen die gängigen Umrechnungsfaktoren für leichten Viehbestand (Beispiele: 10 Schafe = 1 GV/ha; 3 Jungrinder = ca. 1 GV/ha, Quelle: *Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holsteins* 1987, S.75) nicht ihrem tatsächlichen ökologischen Einfluß auf Grünland, sondern sind zu gering angesetzt (vgl. Teil C).

Schließlich ist bei extensiver Beweidung und Berechnung ihrer Wirtschaftlichkeit die unterschiedliche Ausnutzung von „Extensiv-Grünfutter“ durch die verschiedenen Haustierrassen zu berücksichtigen. Hierbei erweisen sich häufig sogenannte „alte Haustierrassen“ für Extensivbeweidung als besonders geeignet (vgl. *Norddeutsche Naturschutzakademie* 1990; *Knauer* 1990; *Doluschitz* und *Zeddis* 1990; *Lutz* 1990).

Eine Beweidung von sehr feuchtem bis nassem Grünland ist aus ökologischer Sicht in der Regel u.a. aufgrund der Trittempfindlichkeit des Bodens, der Flora und der Bodenfauna abzulehnen. Die Mahd ist hier das einzige probate und klassische Mittel der Dauergrünlanderhaltung.

6. Pestizide (Herbizide und Insektizide)

■ Insektizide werden glücklicherweise in der Grünlandwirtschaft weitaus seltener eingesetzt als im Ackerbau. Trotzdem wirken z.B. die Gifte Lindan und Parathion (E605 forte) nicht nur tödlich auf die „Schadorganismen“ wie z.B. *Tipula*, Nematoden oder Halmfliegen, sondern schädigen in unterschiedlichem Ausmaß praktisch die gesamte Grünlandfauna sowie Nahrungsgäste auf direktem Wege oder über die Nahrungskette (*Blab* und *Kudrna* 1982; *G. H. Schmidt* 1986a,b; *Clements* et al. 1987; *Clements* und *Bale* 1988; *H. Schmidt* 1981; Zusammenfassung bei *Bölscher* 1991).

Die Gefahr eines massiven „Schädlingbefalls“ erhöht sich in dem Maße, wie die floristische Artenvielfalt durch Bewirtschaftungsmaßnahmen reduziert wird. In vielseitigen, dauerhaften Grünlandpflanzengesellschaften lebt eine ausgewogene, sich selbst u.a. über Räuber-Beute-Beziehungen regulierende Faunengesellschaft, die durch Insektizideinsatz garantiert geschädigt wird (vgl. *Marchand* 1953; *Bölscher* 1991).

In diesem Zusammenhang ausgesprochen kritisch zu sehen ist der Einsatz von Ätzmitteln, z.B. des Düngemittels Kalkstickstoff, der bei der Umsetzung in feuchtem Boden das sehr toxisch wirkende, gasförmige Cyanamid freisetzt. Kalkstickstoff wird daher gelegentlich u.a. zur Bekämpfung von primär Feuchtwiesen bewohnenden Schnecken als Zwischenwirten des Großen Leberegels, aber auch als Herbizid eingesetzt. Von *Lauenstein* (1986) wird er sogar als mögliche Bekämpfungsmethode für *Tipula* diskutiert. Kalkstickstoff wirkt unspezifisch schädigend praktisch auf sämtliche Kleintierfauna sowie auf keimende Samen (*Foerster* 1987b); sein Einsatz ist daher aus ökologischen Gründen abzulehnen.

■ Herbizide (meist Wuchsstoff-Herbizide) werden in der Grünlandwirtschaft weitaus häufiger als Insektizide eingesetzt (1978 auf 2–5% der Fläche) und können zumindestens indirekt Wirbellosenpopulationen teilweise noch massiver schädigen als Insektizide (*Wögerbauer* 1984; Zusammenfassung *Gröver* 1984). Während bei Herbizideinsatz z.B. die Raupenfutterpflanze und damit Nahrungsgrundlage eines Schmetter-

lings völlig zerstört werden kann, überleben einen Insektizideinsatz in der Regel zumindestens Einzelindividuen (*Blab* und *Kudrna* 1982). Nach *Bachthaler* (1987) kann allein das Abstellen von Bewirtschaftungsfehlern häufig den Einsatz von Herbiziden im Grünland ersetzen (s. auch *Marchand* 1953, S. 159). „Bei der flächenhaften Anwendung von Herbiziden gegen Zweikeimblättrige zur Bekämpfung sogenannter Unkräuter ist die Ausrottung von Pflanzen mit gutem Futterwert nicht zu vermeiden“ (*Bölscher* 1991).

Auf den Einsatz von Totalherbiziden wie „Round up“ und nachträglicher Neueinsaat, sogenannter „Grünland-Erneuerung“, wird hier nicht näher eingegangen, weil es sich bei diesen Flächen nicht mehr um Dauergrünland per Eingangsdefinition handelt.

7. Mechanische Bearbeitung

Häufig werden Grünlandflächen vor Beginn, aber gelegentlich auch während der Vegetationsperiode gewalzt oder geschleppt, um die Grasnarbe wieder zu verfestigen und anzudrücken oder um Unebenheiten zu nivellieren. Durch den Einsatz schwerer Zugmaschinen wird die Grasnarbe ebenfalls verfestigt und bei entsprechenden Reifen im ungünstigen Fall verletzt, was eine Ansiedlung landwirtschaftlich unerwünschter „Unkräuter“ zur Folge hat (Zusammenfassung *Bölscher* 1991). Derartige mechanische Belastungen der Grasnarbe betreffen alle in der Streuschicht und in der oberen Bodenschicht aktiven Wirbellosen oder deren Entwicklungsstadien und bedingen z.B. bei Carabiden hohe Mortalitätsraten (*Tietze* 1985).

8. Räuber-Beute-Beziehungen (Predation)

Beweidung und besonders die Mahd verändern teilweise schlagartig die Räuber-Beute-Beziehungen im Grünland (*Bölscher* 1991). So sind z.B. kurz nach der Mahd besonders Tiere des Bodens oder der Krautschicht erhöhter Predation durch Vögel und vermutlich auch Kleinsäuger ausgesetzt. Es ist mehrfach belegt, daß Störche bevorzugt frisch gemähte Wiesen aufsuchen und dort dann nicht nur Amphibien und Kleinsäuger, sondern auch Regenwürmer aufgrund

der veränderten Vegetationsstruktur aufnehmen können (Sellheim 1986). Radnetzspinnen als typische Räuber im Ökosystem Grünland verlieren aufgrund der oben angeführten Bewirtschaftungsweise die Anheftungsstrukturen für ihre Fangnetze, große räuberische Laufkäfer nehmen deutlich ab (Southwood und van Emden 1967; Heydemann und Müller-Karch 1980); dies hat mit großer Wahrscheinlichkeit Auswirkungen auf die Selbstregulierung der Grünlandpopulationen über Räu-

ber-Beute-Vernetzungen und kann u. a. auch zu unerwünschtem Massenaufreten verschiedener landwirtschaftlicher Problemarten (z. B. *Tipula*) führen.

C. Ergebnisse eines eigenen Dauergrünland-Projektes

Im folgenden sollen nur knapp einige Untersuchungsergebnisse, u. a. von drei Diplomarbeiten aus dem Zoologischen Institut der TU Braunschweig, vorgestellt werden. Diese Arbeiten werden

im Rahmen eines Naturschutzforschungsprojektes auf Dauergrünland (Leitung: von Nordheim) von Frau Feldhahn, Frau Fricke und Herrn Wilke sowie weiteren Mitarbeitern durchgeführt und befassen sich mit den Auswirkungen verschiedener Grünlandbewirtschaftungsmethoden auf die Wirbellosenfauna.

Die Untersuchungen sollen explizit die Auswirkungen der in der täglichen landwirtschaftlichen Praxis ausgeübten Bewirtschaftungsweisen dokumentie-

Tab. 1. Untersuchungsflächen in der Okerau. Bewirtschaftungsmaßnahmen und -intensitätskategorien (1990)

Flächenbezeichnung	Flächengröße	Viehbesatz	Viehichte/ha	Beweidung	Mahd	Düngung	Intensitätskategorie	
Milchkuhweide P (Neubrück)	1,5 ha	Milchkühe (22)	14,7/ha	24. 04.–08. 05. 09. 06.–23. 06. 06. 08.–20. 08. 28. 09.–12. 10.	anschließend jeweils Pflegeschnitt und Düngung 50 kg/ha NPK = 24 kg N/ha/J		IV	
Pferdeweide U (Ölper)	1,5 ha	Pferde (17) (Reitpferde)	11,3/ha	15.–29. 05. 09.–23. 07. 01.–15. 09.	29. 05. 23. 07. 15. 09. (Pflugeschn.)	15. 04. 200 kg Kalkammonsalp. = 54 kg N/ha/J	IV	
Schafweide (Veltenhof)	2,5 ha	Heidschnucken (30–60)	12–24/ha	ganzjährig			IV	
Rinderweide (Sandkrug)	0,4 ha	Rinder (3)	7,5/ha	06. 06.–01. 07. 02. 09.–30. 09.	01. 07. 30. 09. (Pflugeschn.)		III	
Mähweide (Meinersen)	3,0 ha	Pferde (6 Ponys)	2/ha	ab 18. 09. bis Herbst	24. 07.		III	
Mähweide U (Ölper)	1,5 ha	Soffolk-Schafe (15) Pferde (2)	10/ha 1,3/ha	19. 07.–15. 09. 27. 09.–Nov.	16. 06.	16. 06. 200 kg NPK/ha = (30 kg N/ha/J)	III	
Schweineweide U (Ölper)	2,5 ha	Zuchtsauen (Edel- und Sattelschw.) (30)	12/ha	08. 05.–08. 11.		15. 04. 300 kg Kalkammonsalp. = 81 kg N/ha/J	III	
Mähwiese (Sandkrug) (DP*-behandelt im April 1990)	1,6 ha				22. 05. 26. 08.	14. 04. 29. 05. je 200 kg Kalkammons./ha = 108 kg N/ha/J	II	
Mähwiese (Hülperode)	1,5 ha				28. 05. 15. 10.		II	
Mähwiese (Meinersen)	1,5 ha				1990 nicht gemäht		II	
Grünland-Brache (Hülperode)	3,0 ha	(seit mehr als 15 Jahren unbewirtschaftet, vorher u. a. Abwasser- verrieselungsfläche der Stadt Braunschweig)						I

P = Portionsweide, U = Umtriebsweide, S = Standweide, DP* = Herbizid (Wuchsstoff Duplosan: 600 g/l Dichloroprop).
Intensitätskategorien: I = keine, II = extensive, III = mittel intensive, IV = sehr intensive Bewirtschaftung.
Verändert nach Fricke 1991.

ren und nicht die Verhältnisse auf kontrolliert bewirtschafteten Versuchsflächen. Deshalb wurden insgesamt 16 Untersuchungsflächen ausgewählt, auf welchen die gewünschte Bewirtschaftungsweise in Privatregie in der Regel schon über mehrere Jahre hindurch ausgeführt wird und welche sich auch zum allergrößten Teil in Privatbesitz befinden. Die Untersuchungsflächen liegen in der Talau der Oker nördlich von Braunschweig, einem potentiellen Naturschutzgebiet, und im Einzugsgebiet der Schunter und der Scheppau östlich von Braunschweig.

Die Untersuchungen konzentrieren sich auf die Gruppe der Heuschrecken (Insecta: Saltatoria) und der Regenwürmer (Annelida: Lumbricida), da sie typische Faunenelemente dieses Ökosystems darstellen, zwei völlig verschiedene Schichten des Grünlandes besiedeln und sowohl im Intensiv- als auch im Extensivgrünland gefunden werden.

In Tabelle 1 sind 11 der 14 untersuchten Bewirtschaftungsvarianten von Grünlandflächen in der Okeraue zusammenfassend dargestellt. Die Einschätzung und Einstufung der Bewirtschaftungsintensitäten in die Stufen I–IV (= keine bis sehr intensive Bewirtschaftung) wurde auf der Basis des Viehbesatzes, Mahdhäufigkeit und Düngung vorgenommen. Bei allen Flächen handelt es sich aus pflanzensoziologischer Sicht allgemein um mehr oder weniger typische und gestörte Bestände des Wirtschaftsgrünlandes der Klasse Molinio-Arrhenatheretea. Die Untersuchungen der Bodenstruktur ergab von Süden nach Norden Böden aus sandigem Auenlehm bis zu Böden aus lehmigem Sand.

Zu Beginn sollen einige Auswirkungen der Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung auf Heuschrecken-Populationen vorgestellt werden. In Niedersachsen kommen von 45 nachgewiesenen Arten allein ungefähr 23 Arten, also ca. 50%, auf Grünland vor. Von diesen Grünlandarten sind 70% als gefährdet eingestuft und stehen auf der niedersächsischen „Roten Liste“ (Grein 1986).

Obwohl auf allen Dauergrünlandflächen (Tab. 1) Heuschrecken gefunden wurden, konnten erhebliche Auswirkungen der verschiedenen Bewirtschaftungsintensitäten auf die Arten- und Individuenzahlen der Heuschrecken festgestellt werden. Von den insgesamt festgestellten 10 Heuschreckenarten wurden *Chorthippus biguttulus*, *Omocestus viridulus* und *Tetrix subulata* nur als Einzelfunde festgestellt. Die übrigen 7 Arten wurden an mindestens zwei Probenahmeterminen gefunden (Tab. 2) *Chorthippus albomarginatus* war die häufigste Art mit bis zu 215 Individuen / 40 m² und trat auf 10 von 11 Untersuchungsflächen auf (Fricke 1991). Diese euryöke Art, welche bevorzugt kurzgrasige oder offene Bereiche des Grünlandes besiedelt, zeigt somit eine große Toleranz gegenüber Intensivierungsfaktoren. Ebenfalls auf vielen Flächen, allerdings mit sehr viel geringeren Individuenzahlen traten die Langfühlerschrecken *Conocephalus dorsalis* und *Metrioptera roeseli* auf. Sie bevorzugen langgrasige Lebensräume und wandern im Laufe des Jahres ebenso wie *Tettigonia viridissima* von solchen Flächen ab, bei denen durch Mahd oder Beweidung entsprechende Strukturen verlorengehen. *Chrysochraon dispar* und *Mecostethus grossus* treten nur auf 3 bzw. auf

2 Flächen regelmäßig während des ganzen Jahres auf und reagieren besonders empfindlich auf Bewirtschaftungsintensivierungen (vgl. Detzel 1991).

Faßt man nun die mittlere Arten- und Individuenzahl der Heuschrecken im Jahresverlauf zusammen und stellt sie in Bezug zur Bewirtschaftungsintensität, so ergibt sich folgendes Bild (Tab. 3). Die Gesamt- und die mittlere Artenzahl nehmen im Jahresverlauf deutlich mit zunehmender Nutzungsintensität von extensiven Bewirtschaftungsverfahren (Kategorie II) zu sehr intensiver Nutzung (Kategorie IV) ab. Die mittleren Individuenzahlen erreichen bei mittlerer Bewirtschaftungsintensität (Kat. III) besonders hohe Werte, allerdings nur bedingt durch die beiden euryöken Arten *Chorthippus albomarginatus* und *Ch. parallelus*, während extrem niedrige Werte (0–0,2 Indiv./40 m²!) wiederum bei sehr intensiver Nutzung (Kat. IV) festzustellen sind. Die Grünlandbrachfläche (Kat. I = keine Nutzung) ähnelt in Heuschreckenabundanz und -artenzahl den Intensivflächen, jedoch mit dem wichtigen Unterschied, daß es sich bei allen hier auftretenden Arten um „Rote-Liste-Arten“ handelt.

Die bisherigen Untersuchungen erlauben die Schlußfolgerung, daß sich die untersuchten, sehr intensiven Nutzungsformen (Flächen Nr. 1–3 in Tab. 3) ausgesprochen negativ auf Heuschrecken auswirken. Aber auch bei Nutzungsaufgabe (15jährige Grünlandbrache) nehmen die Individuen- und Artenzahlen ab, allerdings häufig zugunsten einiger bedrohter Arten. Als günstigste Bewirtschaftungsform des Grünlandes für Heuschrecken ergibt sich aus unseren

Tab. 2. Heuschrecken – Gesamtartenspektrum der Untersuchungsflächen (1990)

	Milchkuhweide (Neubrück)	Pferdeweide (Ölper)	Schafweide (Veltenhof)	Rinderweide (Sandkrug)	Mähweide-Pferde (Meinersen)	Mähweide-Schafe (Ölper)	Schweineweide (Ölper)	Mähwiese (Sandkrug)	Mähwiese (Hülperode)	Mähwiese (Meinersen)	Grünland-Brache (Hülperode)
<i>Ch. albomarginatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	–
<i>Ch. parallelus</i>	X	–	–	X	X	–	–	X	–	X	–
<i>Conoceph. dorsalis</i>	–	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Metrioptera roeseli</i>	–	X	X	–	X	X	X	X	X	X	X
<i>Tettigonia viridissima</i>	–	–	–	–	X	X	X	X	–	X	–
<i>Mecostethus grossus</i>	–	–	–	X	–	X	–	X	X	–	–
<i>Chrysochraon dispar</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	X	X	X

Ch. = *Chorthippus*, *Conoceph.* = *Conocephalus*. Nach Fricke 1991.

**Tab. 3. Heuschreckenabundanz und -artenzahl (Jahresmittelwerte).
Abhängigkeit von Bewirtschaftungsfaktoren (1990)**

Fläche	Gesamtartenzahl	Mittlere Artenzahl (n=5 Probenahmen) (13.07.–2.10.1990)	Mittlere Individuenzahl/40 m ² (n=5 × 10) (13.07.–2.10.1990)	Intensitätskategorien
1. Milchkuhweide P (Neubrück)	2	0,8 ± 1,1	0,2 ± 0,5	IV
2. Pferdeweide (Ölper)	3	0,6 ± 0,9	0,0	
3. Schafweide (Veltenhof)	3	0,6 ± 0,9	0,2 ± 0,5	
4. Rinderweide U (Sandkrug)	4	2,6 ± 0,6	220,4 ± 109,3	III
5. Pferdeweide S (Meinersen)	5	2,4 ± 0,9	51,6 ± 42,3	
6. Schafweide U (Ölper)	5	2,6 ± 1,5	13,8 ± 10,2	
7. Schweineweide S (Ölper)	4	3,2 ± 1,5	35,8 ± 32,8	
8. Mähwiese (Sandkrug)	6	4,2 ± 0,8	54,6 ± 53,3	II
9. Mähwiese (Hülperode)	5	3,6 ± 1,7	20,2 ± 12,3	
10. Mähwiese (Meinersen)	6	3,6 ± 0,6	31,6 ± 14,9	
11. Grünland-Brache (Hülperode)	3	1,8 ± 1,6	(nur semi-quantitativ: ca. 2–10 Indiv./40m ²)	I

S = Standweide, U = Umtriebsweide, P = Portionsweide.
Verändert nach Fricke 1991.

Tab. 4. Regenwürmer – Gesamtartenspektrum auf 7 Untersuchungsflächen (1990)

Arten	Milchkuhweide (N.)	Pferdeweide (Ö.)	Rinderweide (S.)	Mähweide/Pferde (M.)	Schweineweide (Ö.)	Mähwiese (H.)	Grünland-Brache (H.)	Biotopbreite
Epigäische:								
<i>L. rubellus</i>	X	X	X	X	X	X	X	7
<i>L. castaneus</i>	X	X	X	X	X	X		5
<i>D. octaedra</i>		X	X	X		X	X	5
<i>E. tetraedra</i>		X			X	X	X	4
Endogäische:								
<i>Ap. caliginosa</i>	X	X	X	X		X		5
<i>O. lacteum</i>			X			X	X	3
<i>Ap. rosea</i>						X		1
<i>Al. chlorotica</i>						X		1
Anektische:								
<i>L. terrestris</i>	X			X				2

L. = *Lumbricus*, *D.* = *Dendrobaena*, *E.* = *Eiseniella*, *Ap.* = *Aporrectodea*, *O.* = *Octolasion*, *Al.* = *Allolobophora*.
Verändert nach Feldhahn 1991.

Untersuchungen die Nutzung als mehr oder weniger extensive Mähwiese (Flächen 8–10 in Tab. 3). Hier sei jedoch darauf hingewiesen, daß im Rahmen dieses Untersuchungsprogramms keine Flächen mit wirklich extensiver Weidewirtschaft zur Untersuchung zur Verfügung standen.

Die Untersuchung der Regenwurmpopulationen auf 7 der 11 Grünlandflächen ergab ein ähnliches, wenngleich auch weniger deutliches Bild. So wurden, ähnlich wie auf einigen Grünlandflächen in Süddeutschland, jedoch mit anderen Dominanzstrukturen (*Bauchhenß* 1981), insgesamt 9 verschiedene Regenwurmartens festgestellt (*Feldhahn* 1991). Zwei davon, *Apporrectodea rosea* und *Allolobophora chlorotica*, traten jedoch nur einmal am 25. 4. 90 in der Mähwiese bei Hülperode auf (Tab. 4). Auch zeigt der Vergleich der Gesamtartenzahl und der mittleren Arten- und Individuenzahlen des Jahres 1990 in den verschiedenen Flächen eine deutliche Korrelation zur Bewirtschaftungsintensität (Tab. 5). So nehmen mittlere und Gesamtartenzahl mit zunehmender Nutzungsintensität von Kategorie II zu IV ab, während die Abundanz bei extensiver bis mittel-intensiver Bewirtschaftung (Kat. II und III) Höchstwerte erreichen. Auf der Grünlandbrache waren vergleichsweise niedrige Artenzahlen bei geringsten Abundanzwerten festzustellen.

Zusammenfassend zeigen diese Ergebnisse für Regenwurmpopulationen, daß im Untersuchungsgebiet eine extensive Mähwiesennutzung (feuchter Standort!) höchste Artenzahlen bedingt, jedoch besonders hohe Individuenzahlen auf Mähweiden mittlerer Nutzungsintensität erreicht werden.

Eine Analyse der Regenwurmpopulationen in bezug auf epigäische, anektische und endogäische Arten weist hierbei darauf hin, daß im Grünland die epigäischen Formen der Grasnarbe und der Streuschicht offensichtlich durch Huftritt bei intensiver Beweidung massiv beeinträchtigt werden. Bei mittlerer bis extensiver Nutzungsintensität werden dagegen die mechanischen Beeinträchtigungen der Regenwürmer durch die leicht abbaubare und reichliche Nahrungszufuhr durch den Viehdung und entsprechend hohe Vermehrungsraten besonders einiger epigäischer Arten weitgehend kompensiert.

Tab. 5. Biomasse, Individuen- und Artenzahlen der Regenwürmer (Jahresmittelwerte) in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsintensität (1990)

Fläche	Intensitätskategorie	Artenzahl (n = 5 Probenahmen)		Abundanz (Indiv./m ²) (n = 5 × 10)	Biomasse (g/m ²) (n = 5 × 10)	Lebensformtypen			
		\bar{x}	ges.			ep.	an.	end.	
Milchkuhweide (Neubrück)	P	IV	2,8 ± 0,8	4	32,1 ± 18,0	35,6 ± 19,5	2	1	1
Pferdeweide	U		2,4 ± 1,1	5	28,0 ± 20,5	10,6 ± 7,4	4	0	1
Rinderweide (Sandkrug)	U	III	4,8 ± 0,4	5	65,1 ± 16,1	23,8 ± 5,0	3	0	2
Schweineweide (Ölper)	S		2,8 ± 0,4	3	34,9 ± 14,7	13,9 ± 5,6	3	0	0
Mähweide/Pferde (Meinersen)	S		3,0 ± 0,7	4	111,3 ± 107,6	75,6 ± 70,3	2	1	1
Mähwiese (Hülperode)		II	5,4 ± 0,9	8	37,4 ± 22,6	16,9 ± 11,1	4	0	4
Grünland-Brache (Hülperode)		I	3,4 ± 0,5	4	24,0 ± 10,3	12,5 ± 6,8	3	0	1

S = Standweide, U = Umtriebsweide, P = Portionsweide, ep. = epigäisch, an. = anektisch, end. = endogäisch. Verändert nach *Feldhahn* 1991.

Am Beispiel der Heuschreckenpopulationen lassen sich ferner sehr deutlich die Auswirkungen der Mahd und des Einsatzes verschiedener Mähgeräte darstellen. In Abbildung 2 ist die Entwicklung der Gesamtheuschreckenpopulation auf einer zweischürigen Wiese im Jahresverlauf 1991 mit einem ersten Mahdtermin im Mai (nicht dargestellt) und einem zweiten am 21. August dargestellt (*Wilke*, unveröffentlicht). Die Wiese wurde in zwei gleichgroße Teilflächen unterteilt, welche entweder mit einem 4-Teller-Kreiselmäher (Fläche A) oder einem Doppelmesser-Mähbalken (Fläche B) gemäht wurden. Deutlich erkennbar ist der starke Individuenrückgang als Reaktion auf die Mahd besonders auf Teilfläche A und sehr viel schwächer auf Teilfläche B. Dieses Ergebnis wurde durch mehrere ähnliche Untersuchungen bestätigt (u.a. *Detzel* 1985; *Fricke* 1991; *Wilke*, unveröffentlicht).

Gleichzeitig zeigt der Vergleich der beiden Teilflächen aber auch den starken Einfluß des eingesetzten Mahdgerätes auf die Überlebens- und Abwanderungsrate der Heuschrecken. Weitere Untersuchungen von *Wilke* ergaben einen deutlich höheren Prozentsatz stark geschädigter oder getöteter Tiere (28,5–34,7 % der Gesamtindividuenzahl) bei Einsatz von 2-Teller- oder 4-Teller-Kreiselmähern als bei Einsatz eines

Balkenmähers mit nur 0–5,6 % meist relativ wenig geschädigter Tiere (Tab. 6). Die höchsten Schädigungen und Mortalitätsraten (34,7 %) traten bei der landwirtschaftlichüblichen Schnitthöheneinstellung eines Kreiselmähers von 3 cm auf.

Als Zusammenfassung einiger wichtiger, z.T. vorläufiger Ergebnisse unseres Projektes zur naturschutzverträglichen Dauergrünlandnutzung in Hinblick auf Heuschrecken und Regenwürmer ergeben sich folgende Punkte und Schlußfolgerungen:

■ Auf der alten Grünlandbrache, welche heute eine gut entwickelte Hochstaudenflur besitzt, ist nur eine vergleichsweise mittlere bzw. geringe Arten- und Individuenzahl bei Regenwürmern und Heuschrecken festzustellen.

■ Viele typische Heuschreckenarten des Grünlandes werden durch einen ersten frühen Mahdtermin im Mai, vor dem Schlüpfen der Larven nicht deutlich negativ betroffen. Spätere Mahdtermine haben mit zunehmender Mahdhäufigkeit zunehmend deutliche-

Tab. 6. Auswirkungen von Balken- oder Kreiselmähereinsatz bei der Mahd auf Heuschreckenpopulationen des Grünlandes

Ort	Mähertyp	Schnitttiefe (cm)	Ges. Indiv./100 m ²	Beschädigt/100 m ²	Beschädigt/100 m ² (%)
Wiese/Dibbesdorf	Kreiselmäher (4-Teller)	6	129,5	38,6	29,8
	Balkenmäher (Doppelmesser)	6	120,4	6,8	5,6
Wiese/Scheppau	Kreiselmäher (4-Teller)	6	17,5	5	28,5
	Balkenmäher (Doppelmesser)	6	17,5	0	0
Wiese/Hülperode	Kreiselmäher (2-Teller)	3	28	10	34,7

Nach *Wilke*, unveröffentlicht.

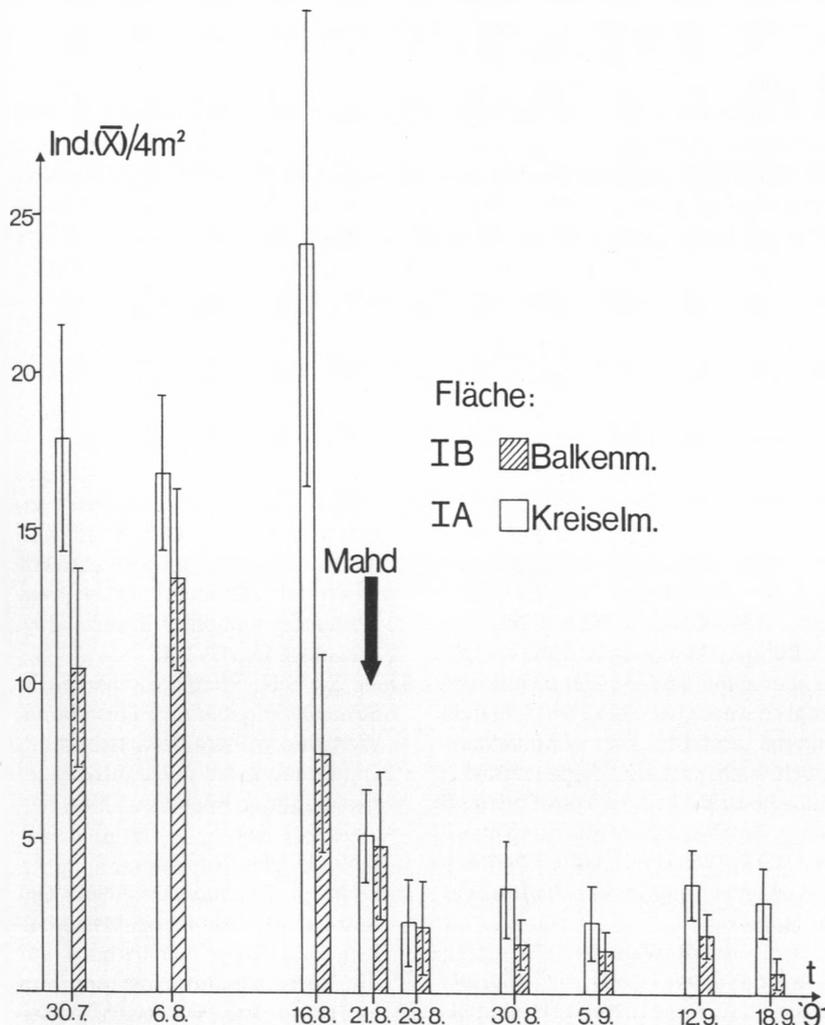


Abb. 2. Heuschrecken-Gesamtpopulationen auf zwei gleichgroßen Teilstücken einer zweischürigen Wiese (1. Mahd im Mai nicht angegeben). Einfluß zweier verschiedener Mahdsysteme: Doppelmesser-Balkenmäher (IB) und 4-Teller-Kreiselmäher (IA). Mittelwerte und Standardabweichung ($n = 10$). Nach Wilke, unveröffentlicht.

re Reduktionen der Population zur Folge, welche allerdings zum Teil durch Stehenlassen eines Randstreifens (von ca. 2–5 m Breite) gemindert werden könnten. Langgras bewohnende Heuschrecken werden vermutlich am wenigsten durch eine sehr späte Mahd im Herbst beeinträchtigt.

■ Die Wahl des Mähgerätes und die Schnitthöhe haben nachweisbare Auswirkungen auf die Überlebensrate der Heuschrecken nach der Mahd. Der Doppelmesser-Balkenmäher bei einer Schnitthöhe von 6 cm hat deutlich geringere Heuschreckenmortalitäten als der Kreiselmäher zur Folge.

■ Mehr oder weniger extensive Heuwiesennutzung bedingt bei Heuschrecken und Regenwürmern die höchsten Artenzahlen bei mittleren bis hohen Individuenzahlen. Mittlere Bewirtschaftungsintensitäten bedingen mittlere Artenzahlen bei teilweise sehr hohen Individuenzahlen in beiden Gruppen. Die geringsten Individuen- und Artenzahlen beider Gruppen sind auf sehr intensiv genutzten Stand- und Umtriebsweiden festzustellen. Diese Nutzungsformen sind daher aus zooökologischer Sicht abzulehnen.

Innerhalb der typischen Heuschrecken des Dauergrünlandes erfordern die einzelnen Arten oder Artengruppen unterschiedliche Grünlandstrukturen. Diese können auf einer einzelnen Fläche am ehesten durch sehr extensive Standbeweidung (max. 1 Rind/Mutterkuh, 0,7 Pferde oder 2–3 Mutterschafe/ha) oder ein- bis zweischürige Früh- und/oder Spätmahd mit 2–5 m Randstreifen geschaffen werden.

D. Leitsätze und Forderungen u. a. an das niedersächsische Dauergrünland-Schutzprogramm in bezug auf den Schutz der Wirbellosen

Zum Schluß dieses Beitrags, unter anderem sozusagen als Extrakt zahlreicher Veröffentlichungen (besonders auch Blab 1986) und unserer eigenen Untersuchungen sollen aus Sicht der Naturschutzforschung einige Leitsätze und Forderungen vorgestellt werden, welche in dem hoffentlich bald realisierten Dauergrünland-Schutzprogramm in Niedersachsen berücksichtigt werden sollten. Zwangsläufig, schon aus dem Selbstverständnis der angewandten Ökologie und Naturschutzforschung heraus, beziehen sich diese Forderungen nicht selektiv auf den Schutz der Wirbellosenfauna des Grünlandes allein, sondern automatisch auch auf den Schutz ihrer Nahrungsgrundlage, die Grünlandpflanzen, sowie auf die Wirbeltierfauna.

1. Als grundlegende allgemeine Voraussetzung darf der jetzige Bestand an Dauergrünland in Niedersachsen nicht weiter verringert werden. Dauergrünlandschutz muß daher zukünftig Bestandteil zumindest aller Schutzgebietsverordnungen werden. Wenn dies in den übrigen Gebieten nicht durch eine gesetzliche Regelung wie Verbot des Umbruchs oder der weiteren Intensivierung bzw. durch straffere Definition der Begriffe „Ordnungsgemäße Landwirtschaft“ und „Sozialpflichtigkeit des Eigentums“ erreicht werden kann (vgl. *Nieders. MELF 1991; Landwirtschaftskammern Hannover und Weser-Ems 1991*), muß dies aus Natur- und Umweltschutzgründen und damit aus Gründen der Volkswirtschaft durch attraktive „Erstweidenausgleichszahlungen“ gewährleistet werden (vgl. *Bundesminister des Innern 1985*).

2. Ein entsprechendes Grünland-Extensivierungsprogramm muß außer der Flächensicherung vor allem eine ökologische Qualitätsverbesserung und schließlich auch eine Vermehrung des Dauergrünlandanteils an der Gesamtgrünlandfläche durch Nutzungsextensivierung zum Ziel haben.

3. Alle einschlägigen wissenschaftlichen Untersuchungen kommen zu dem Schluß, daß die gegenwärtig üblichen

intensiven Bewirtschaftungsformen des Grünlandes katastrophale Reduktionen der typischen Tier- und Pflanzenarten des Grünlandes verursachen. In Hinblick auf die Wirbellosenfauna wird eine naturschutz- und umweltgerechte Dauergrünlandbewirtschaftung am besten durch Beibehaltung oder Wiedereinführung traditioneller Nutzungsdensitäten garantiert (das kann durchaus unter Einsatz modernster Maschinen geschehen!). Dies bedeutet: Reduktion des Gesamtstickstoffeintrags, Reduktion der Schnitt-/Beweidungsintensität und Wiederherstellung ursprünglicher Feuchteverhältnisse im Boden. Diese aus heutiger Sicht extensiven Bewirtschaftungsformen haben uns schließlich erst den floristischen und faunistischen Artenreichtum des Dauergrünlandes bis zum Beginn der großen Intensivierungswelle in den 50/60er Jahren beschert!

4. Einzelne Wirbellosengruppen haben, zum Teil sogar Gruppen-intern, unterschiedliche Ansprüche an den Lebensraum Grünland. Diese lassen sich am besten bei der Durchführung extensiver Grünlandbewirtschaftungsformen erfüllen. Sie umfassen Nutzungen als extensive Standweide sowie einschürige Heu- und Streuwiesen, wobei unter heutigen Bedingungen kein zusätzlicher Dünger aufgebracht, Entwässerungseinrichtungen rückgebaut sowie die Schnitttiefe des Mähgerätes zwischen 8 und 15 cm liegen sollten. Bei Feuchtwiesen ist die Wiederherstellung ursprünglicher Feuchteverhältnisse unbedingt erforderlich.

5. Bei weniger extensiven Formen der Mahd- und Weidenutzung sollten zumindest 2–5 m breite Randstreifen als Rückzugsbereiche bzw. Wiederbesiedlungsreservoir für langgrasbewohnende Wirbellose stehenbleiben. Hierdurch könnte im relativ kleinen Maßstab bereits ein Biotop-Verbundsystem zusammen mit ökologisch höherwertigen Grünlandflächen gebildet werden. Die maximale Beweidungsdichte muß sich auch während intensiver Wachstumsphasen im Frühjahr an der Kapazität der Fläche während geringer Wachstumsphasen orientieren und eine dadurch bedingte Unterbeweidung im Frühjahr bewußt in Kauf genommen werden. Unterschiedliche, mehr oder weniger extensive Nutzungsformen sollten im Jahresverlauf zeitlich versetzt

und mosaikartig verteilt in möglichst großen zusammenhängenden Grünlandgebieten realisiert werden.

6. Um ein wirklich taugliches Dauergrünland-Schutzprogramm zu verwirklichen, muß eine ausreichende Finanzierung langfristig sichergestellt sein. Das heißt, um möglichst ca. 25 % des Dauergrünlandes Niedersachsens mit durchschnittlich ca. 400 DM/ha/J durch dieses Programm zu unterstützen, müßten pro Jahr ca. 100 Millionen DM zur Verfügung stehen (tatsächlich wird z. Z. nicht einmal 10 % dieser Summe eingeplant).

Bei begrenztem Etat für Ausgleichszahlungen müssen Vorranggebiete in Niedersachsen festgelegt werden, wie z. B. Talauen, Niederungsgebiete, Moorrandbereiche, aber auch Magerrasen und Bergwiesen (vgl. *Nieders. MELF* 1989, S. 84–86; *Kaule* 1986, S. 387). Für die übrigen Dauergrünlandgebiete sollte aber zumindest ein Grundsatzvertraglich vereinbar sein, der folgende Punkte umfaßt: kein Grünlandumbruch, auch nicht als „Pflegeumbruch“, keine Pestizide, keine weitere Entwässerung, Gesamtstickstoffdüngung maximal 100 kg/N/ha/J incl. Lufteintrag, keine Senkenverfüllung, kein Walzen oder Schleppen.

7. Bei der Auswahl der gefährdeten Grünlandgebiete und -einzelflächen müssen Natur- und Umweltschutzaspekte den Vorrang haben und entsprechend die Naturschutzbehörden und -verbände beteiligt sein.

8. Das Grünlandschutzprogramm muß, um dem Naturschutzanspruch überhaupt gerecht werden zu können, langfristig, d. h. mindestens auf 10 Jahre mit der Möglichkeit einer Vertragsverlängerung in 5- oder 10-Jahresintervallen, angelegt sein. Während seiner gesamten Laufzeit muß das Programm wissenschaftlich begleitet werden („Monitoring“). Dies bedeutet zum einen über Aufnahmen des Ist-Zustandes das Potential bestimmter Grünlandflächen und damit der Entwicklungsmöglichkeiten und passenden Bewirtschaftungsverträge zu ermitteln. Zum anderen bedeutet dies, durch Begleituntersuchungen eine Erfolgskontrolle auszuführen und Schwächen des Schutzprogramms zu korrigieren. Auf diese Weise könnte zusätzlich auch die Einhaltung der Bewirtschaftungsverträge durch Flächeneigner/-pächter kontrolliert und Beratung vor Ort angeboten werden.

Danksagung

Das Naturschutz-Forschungsvorhaben „Ökologische Untersuchungen an Heuschrecken zur Ermittlung naturschutzgerechter Bewirtschaftungsformen von wechselfeuchtem Grünland im östlichen Niedersachsen“ wurde mit Forschungsmitteln des Landes Niedersachsen gefördert.

Literatur

- Bachthaler, G.*, 1987: Pflanzliche Erzeugung. 9. Aufl. BLV, München.
- Bauchhenß, J.*, 1981: Artenspektrum, Biomasse, Diversität und Umsatzleistung von Lumbriciden (Regenwürmer) auf unterschiedlich bewirtschafteten Grünlandflächen verschiedener Standorte Bayerns. *Bay. Landw. Jb.* 119–124.
- Bauer, S.*, 1982: Pflegemaßnahmen in Streuwiesengebieten; Entstehung, Wert und frühere Bewirtschaftung von Streuwiesen, sowie Auswirkungen heutiger Pflege auf ihre Tierwelt. 202 Seiten. Dissertation Fak. Biologie, Univ. Tübingen.
- Beckhoff, J.; Thielmann, E.*, 1982: Einfluß der Schnitthöhe bei Messerbalcken- und Kreiselmäherschnitt auf die Narbenzusammensetzung von Dauergrünland. *Das wirtschaftseigene Futter* 28 (1): 5–12.
- Blab, J.*, 1986: Grundlagen des Biotop-schutzes für Tiere. 2. Aufl. 257 Seiten. *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 24.
- Blab, J.; Kudrna, O.*, 1982: Hilfsprogramm für Schmetterlinge. 135 Seiten. *Naturschutz aktuell*, Nr. 6. Kilda, Greven.
- Blab, J.; Ruckstuhl, T.; Esche, T.; Holzberger, R.*, 1987: Aktion Schmetterling. 191 Seiten. Otto Maier, Ravensburg.
- Bölscher, B.*, 1991: Ökologische Probleme der Grünlandnutzung. 2. Aufl. 77 Seiten. BUND-Berichte 8.
- Bundesminister des Innern (Hrsg.)*, 1985: Umweltprobleme der Landwirtschaft. – Kurzfassung des Sondergutachtens des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. 51 Seiten. *Umweltbrief* 31.
- Clements, R. O.; Bale, J. S.*, 1988: The short-term effects on birds and mammals of the use of chlorpyrifos to control leatherjackets in grassland. *Ann. appl. Biol.* 112: 41–47.

- Clements, R. O.; Bentley, B. R.; Nuttall, R. M., 1987: The invertebrate population and response to pesticide treatment of two permanent and two temporary pastures. *Ann. appl. Biol.* 111: 399–407.
- Cotton, D. C. F.; Curry, P. J., 1980: The response of earthworm populations (*Oligochaetes*, *Lumbricidae*) to high applications of pig slurry. *Pedobiologia* 20: 189–196.
- Detzel, P., 1985: Die Auswirkungen der Mahd auf die Heuschreckenfauna von Niedermoorwiesen. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 59/60: 345–360.
- Detzel, P., 1991: Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württembergs (Orthoptera). 365 Seiten. Dissertation, Univ. Tübingen.
- Doluschitz, R.; Zeddies, J., 1990: Extensive Grünlandbewirtschaftung durch Tierhaltung. Betriebswirtschaftliche Bewertung. KTBL-Arbeitspapier 140: 132–157.
- Drachenfels, O. v.; Mey, H.; Miotk, P., 1984: Naturschutzatlas Niedersachsen, 267 Seiten. Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachsen 13.
- Edwards, C. A.; Lofty, J. R., 1977: *Biology of earthworms*. 2. Aufl. 333 Seiten. Chapman & Hall, London.
- Feldhahn, R., 1991: Vergleich der Regenwurm-Populationen (Annelida: Lumbricidae) unterschiedlich bewirtschafteten Grünlandes in der Okeraue nördlich von Braunschweig. Diplomarbeit, Zoologisches Inst., Techn. Univ. Braunschweig.
- Fricke, M., 1991: Untersuchungen zur Auswirkung unterschiedlicher Grünland-Bewirtschaftung auf Heuschrecken-Populationen (Saltatoria) in der Okeraue nördlich von Braunschweig. Diplomarbeit, Zoologisches Inst., Techn. Univ. Braunschweig.
- Foekler, F., 1990: Die Bewertung von Lebensräumen auf der Basis ihrer biozönotischen Charakterisierung am Beispiel von Wassermolluskengesellschaften in Donau-Augewässern. Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz 32: 143–163.
- Foerster, E., 1987a: Pflegeumbruch – Pflanzenbauliche und vegetationskundliche Auswirkungen. Seminarber. NZ NRW 1 (3): 22–23.
- Foerster, E., 1987b: Biozidanwendung – Notwendigkeit und Auswirkungen. Seminarber. NZ NRW 1 (3): 30–31.
- Geiser, R., 1983: Die Tierwelt der Weidelandschaften. Laufener Seminarbeiträge 6/1983: 55–64.
- Grein, G., 1986: Heuschrecken. Rote Liste der in Niedersachsen gefährdeten Heuschrecken. 3. Aufl. 23 Seiten. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt – Fachbehörde für Naturschutz, Merkblatt 17.
- Gröver, W., 1984: Artenschutz für Wirbellose durch Schutz und Pflege von Feuchtgrünland. Diplomarbeit, Inst. f. Landschaftspflege u. Nat., Univ. Hannover.
- Handke, K.; Schreiber, F., 1985: Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf unterschiedlich gepflegten Parzellen einer Brachfläche im Taubergebiet. Münstersche Geogr. Arb. 20: 155–186.
- Heydemann, B., 1988: Auswirkungen der Extensivförderung auf Wirbellose. Teil A: Grünlandextensivierung. 110 Seiten u. Fotodokumentation. Unveröff. Bericht des Forschungsvorhabens „Extensivierung der Landbewirtschaftung“ für das Landesamt f. Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein.
- Heydemann, B.; Müller-Karch, J., 1980: *Biologischer Atlas Schleswig-Holsteins*. 264 Seiten. Wachholtz, Neumünster.
- Ingrisch, S., 1980: Zur Feuchte-Präferenz von Feldheuschrecken und ihren Larven (Insecta: Acrididae). *Verh. Ges. Ökol.* 8: 403–410.
- Ingrisch, S., 1983a: Zum Einfluß der Feuchte auf die Schlupfrate und Entwicklungsdauer der Eier mitteleuropäischer Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae). *Dtsche. Ent. Z. (N.F.)* 30: 1–15.
- Ingrisch, S., 1983b: Zum Einfluß der Feuchte auf den Wasserhaushalt der Eier und die Größe des 1. Larvenstadiums bei mitteleuropäischen Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae). *Zool. Anz.* 210: 357–368.
- Jeckel, G., 1987: Einschränkung der Düngung – Ökologische Begründung. Seminarber. NZ NRW 1 (3): 15–18.
- Kajak, A., 1985: Immediate and remote ecological consequences of peatland drainage. *Polish ecological studies* 11: 123–150.
- Kaule, G., 1986: Arten- und Biotop-schutz. 461 Seiten. Ulmer, Stuttgart.
- Klapp, E., 1965: „Grünlandvegetation und Standort“ – nach Beispielen aus West-, Mittel- und Süddeutschland. Parey, Berlin.
- Klapp, E., 1971: *Wiesen und Weiden – Eine Grünlandlehre*. 4. Aufl. 628 Seiten. Parey, Berlin.
- Knauer, N., 1990: Extensive Tierhaltung und Landschaftspflege. KTBL-Arbeitspapier 140: 158–172.
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.), 1988: *Auswirkungen von Naturschutzauf-lagen auf die Grünlandbewirtschaftung*. 133 Seiten. KTBL-Arbeitspapier 131.
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.), 1990: *Extensive Grünlandbewirtschaftung durch Tierhaltung*. 184 Seiten. KTBL Arbeitspapier 140.
- Landwirtschaftskammer Hannover und Landwirtschaftskammer Weser-Ems (Hrsg.), 1991: *Leitlinien – Ordnungsgemäße Landbewirtschaftung*. 30 Seiten.
- Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, 1987: *Extensivförderung in Schleswig-Holstein*. 2. überarb. Aufl. 75 Seiten. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein (Hrsg.).
- Langenholz, H.-J., 1987: Möglichkeiten der Folgen der Extensivierung in der tierischen Produktion. In: *Extensivierung in der Landnutzung*. *Agrarspektrum* 13: 49–68.
- Lauenstein, G., 1986: Tipuliden als Grünland-schädlinge. *Biologie und Bedeutung*. *Z. angew. Zool.* 73: 385–431.
- Lutz, J., 1990: Eignung verschiedener Nutztierassen zur Landschaftspflege auf gefährdeten Grünlandstandorten. *Schr.-R. Angewandter Naturschutz* 9: 89–140.
- Maertens, T.; Wahler, M., 1990: Beitrag zur Pflege und Nutzung von extensiven Grünlandökosystemen in Hessen. *Schr.-R. Angewandter Naturschutz* 9: 9–88.
- Marchand, H., 1953: Die Bedeutung der Heuschrecken und Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen. *Beitr. Ent.* 3: 116–162.
- Meisel, K., 1977: Auswirkungen landwirtschaftlicher Intensivierungsmaßnahmen auf die Acker- und Grünlandvegetation und die Bedeu-

- tung landwirtschaftlicher Problemgebiete für den Arten- und Biotop-schutz. Jb. Naturschutz Landschaftspfl. 27: 63–74.
- Meisel, K.*, 1984: Landwirtschaft und „Rote Liste“-Pflanzenarten. Natur und Landschaft 59: 301–307.
- Meisel, K.; Hübschmann, A. v.*, 1975: Zum Rückgang von Naß-Feuchtbio-topen im Emstal. Natur und Land-schaft 50: 33–38.
- Meisel, K.; Hübschmann, A. v.*, 1976: Ver-änderungen der Acker- und Grün-landvegetation im nordwestdeut-schen Flachland in jüngerer Zeit. Schr. R. Vegetationskde. 10: 109–124.
- Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW (MURL)* (Hrsg.), 1989: Das Feuchtwiesen-Schutzprogramm Nordrhein-West-falen. 96 Seiten.
- Morris, M. G.*, 1967: Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grass-land. I. J. Appl. Ecol. 4: 459–474.
- Morris, M. G.*, 1978: Grassland manage-ment and invertebrate animals – a selective review. Scientific Proceed-ings, Royal Dublin Society Ser. A, 6: 247–257.
- Mühlenberg, M.*, 1989: Freilandökologie. 430 Seiten. Quelle & Meyer, Hei-delberg.
- Mühlenberg, M.; Werres, W.*, 1983: Le-bensraumverkleinerung und ihre Folgen für einzelne Tiergemein-schaften. Experimentelle Untersu-chungen auf einer Wiesenfläche. Natur und Landschaft 58: 43–50.
- Niedersächsischer Minister für Ernäh-rung, Landwirtschaft und Forsten* (Hrsg.), 1989: Niedersächsisches Landschaftsprogramm. 133 Seiten.
- Niedersächsischer Minister für Ernäh-rung, Landwirtschaft und Forsten* (Hrsg.), 1991: Grünlandschutzpro-gramm – Konzept-Entwurf, Stand 24. Juli 1991. 17 Seiten.
- Norddeutsche Naturschutzakademie* (Hrsg.), 1990: Obstbäume in der Landschaft – Alte Haustierrassen im norddeutschen Raum. NNA Ber. 3: 1–50.
- Oppermann, R.*, 1987: Tierökologische Untersuchungen zum Biotopmana-gement in Feuchtwiesen. (Ergebnisse einer Feldstudie an Schmetterlingen und Heuschrecken im württem-bergischen Alpenvorland). Natur und Landschaft 62: 235–241.
- Oschmann, M.*, 1973: Untersuchungen zur Biotopbindung von Orthopte-ren. Faun. Abhandl. Staatl. Mus. Tier-kunde Dresden 4: 177–206.
- Roberts, R. J.; Morton, R.*, 1985: Biomass of larval scarabeidae (Coleoptera) in relation to grazing pressures in tem-perate, sown pastures. J. appl. Ecol. 22: 863–874.
- Sänger, K.*, 1977: Über die Beziehungen zwischen Heuschrecken (Orthopte-ra: Saltatoria) und der Raumstruktur ihrer Habitate. Zool. Jb. Syst. 104: 433–488.
- Schiefer, J.*, 1982: Kontrolliertes Bren-nen als Landschaftspflegemaßnah-me? Natur und Landschaft 57: 264–268.
- Schiefer, J.*, 1984: Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. Veröff. Natur-schutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 57/58: 33–62.
- Schmidt, G. H.*, 1983: Acrididen (Insecta: Saltatoria) als Stickstoffanzeiger. Verh. Dt. Zool. Ges. 1983: 153–155.
- Schmidt, G. H.*, 1986a: Use of grasshop-pers as test animals for the eco-toxicological evaluation of chemi-cals in the soil. Agriculture, Ecosys-tems and Environment 16: 175–188.
- Schmidt, G. H.*, 1986b: Pestizide und Um-weltschutz. 466 Seiten. Vieweg, Braunschweig.
- Schreiber, K.-F.; Schiefer, J.*, 1985: Vege-tations- und Stoffdynamik in Grün-landbrachen – 10 Jahre Bracheversu-che in Baden-Württemberg. Mün-stersche Geogr. Arb. 20: 111–153.
- Sellheim, P.*, 1986: Untersuchungen zum Beutefangverhalten und zur Ak-tionsraumausnutzung der Weiß-storch-Brutpaare im unteren Aller-tal im Jahre 1985. Diplomarbeit, Univ. Hannover.
- Southwood, T. R. E.; van Emden, H. F.*, 1967: A comparison of the fauna of cut and uncut grasslands. Z. angew. Entom. 60: 188–198.
- Steffny, H.; Kratochwil, A.; Woff, A.*, 1984: Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für Schmetter-linge (Rhopalocera, Hesperiiidae, Zy-gaenidae) und Hummeln (Apidae, Bombus) im NSG Taubergießen (Oberrheinebene). Natur und Land-schaft 59: 435–443.
- Tietze, F.*, 1985: Veränderungen der Ar-ten- und Dominanzstruktur in Lauf-käfertaxozönosen (Coleoptera – Carabidae) bewirtschafteter Gras-landökosysteme durch Intensivie-rungsfaktoren. Zool. Jb. Syst. 112: 367–382.
- Tischler, W.*, 1965: Agrarökologie. Fi-scher, Jena.
- Weber, H. E.*, 1978: Vegetation des NSG Balksee und Randmoore. Natur-schutz und Landschaftspflege in Nie-dersachsen 9.
- Wilmanns, O.; Kratochwil, A.*, 1983: Naturschutzbezogene Grundlagen-Untersuchungen im Kaiserstuhl. Beih. Veröff. Natursch. Landschafts-pfl. Baden-Württemberg 34: 39–56.
- Wögerbauer, P.*, 1984: Ordnungsgemä-ße Grünlandwirtschaft und Schutz von Feuchtgrünland. 66 Seiten. Be-zirksregierung Hannover – Obere Naturschutzbehörde (unveröffent-lichtes Gutachten).
- Zucchi, H.*, 1988: Wiese – Plädoyer für ei-nen bedrohten Lebensraum. 127 Sei-ten. Maier, Ravensburg.

Anschrift des Verfassers

Dr. H. v. Nordheim
 Zoologisches Institut der
 TU Braunschweig
 Pockelsstr. 10a
 3300 Braunschweig

Problempflanzen bei der Extensivierung von Feuchtgrünland

von Gert Rosenthal

1. Einleitung

Moderner Naturschutz in Mitteleuropa bedeutet, von wenigen Ausnahmen abgesehen, Schutz, Erhaltung und Wiederherstellung einer über Jahrhunderte gewachsenen Kulturlandschaft. Kulturlandschaftsschutz ist ohne den Menschen nicht möglich und erfordert die Fortführung oder Wiedereinführung althergebrachter Wirtschaftsformen, die zur Genese unserer Kulturlandschaft notwendig waren. Obwohl diese Erkenntnisse inzwischen wissenschaftlich gut untermauert sind (Schiefer 1981; Schreiber und Schiefer 1985; Dierssen 1989; Kölbl et al. 1990; Rosenthal 1992; u.a.), haben sie sich im praktischen Naturschutz durchaus noch nicht durchgesetzt.

Der Umsetzung stehen sowohl auf seiten der Gesellschaft als auch auf seiten der Landwirtschaft zahlreiche Probleme im Wege. Vor allem fehlen bisher aber ausgewogene, wissenschaftlich fundierte Schutzkonzepte, die die Belange der verschiedenen Naturschutzsparten (Botanik, Ornithologie usw.) und der Landwirtschaft sinnvoll integrieren. Die Auswirkungen dieses Defizits werden in fast jedem noch halbwegs intakten Feuchtwiesengebiet, auch in Naturschutzgebieten deutlich. Die mehr denn je schutzwürdige und schutzbedürftige Vegetation dieser Feuchtwiesen aus den pflanzensoziologischen Verbänden Calthion, Caricion fuscae, Molinion und Magnocaricion ist nicht nur gegen Melioration und Nutzungsintensivierung empfindlich, sondern ebenfalls gegenüber der heute immer häufiger zu beobachtenden Nutzungsextensivierung und Brache (Rosenthal und Müller 1986, 1988; Zacharias et al. 1988).

Ist die Nutzungsaufgabe solcher häufig als Grenzertragsstandorte eingestuft Flächen aus betriebswirtschaftlicher Sicht des einzelnen Landwirts verständlich, ist es immer wieder bedrückend, zu sehen, daß auch auf behördlich betreuten Flächen (häufig nicht einmal registrierte) Fehlentwicklungen

vonstatten gehen. Sehr häufig entwickeln sich nach Nutzungsaufgabe oder aufgrund zu extensiver Nutzung bracheähnliche, artenarme Vegetationsstadien, aus denen die ursprünglich vorhandenen, schutzwürdigen Pflanzenarten verschwunden sind. Statt dessen breiten sich bestimmte „unerwünschte (meist euryöke) Arten“ aus.

Im Mittelpunkt dieser Arbeit stehen diese häufigen, zur Dominanzbildung neigenden Arten, die den Standort für die seltenen, konkurrenzschwachen aufgrund spezifischer Lebenseigenschaften ungünstig verändern und ihren Rückgang beschleunigen. Die Kenntnis der dabei dominierenden Konkurrenzmechanismen kann dazu dienen, diese Entwicklung zu stoppen und die Sukzession in die gewünschte Richtung zu lenken (Müller und Rosenthal 1989; Cornelius und Meyer 1991).

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, den Blick für die Auswirkungen von Kurzzeitbrache und Extensivnutzung auf die Artenzusammensetzung des Grünlandes zu schärfen und gleichzeitig die ökologischen Ursachen der damit einhergehenden Veränderungen zu benennen, um diesen wirksam entgegen zu können.

Um der Begriffsverwirrung vorzubeugen, sei hier vorab „Erhaltungsnutzung“ als die der zu erhaltenden Wiesengesellschaft adäquate Nutzung, „Extensivnutzung“ hingegen als eine zu geringe Nutzungsintensität hinsichtlich des Erhaltungszieles definiert.

2. Methoden und Standorte

Die Untersuchungsflächen befinden sich in der durch Überschwemmungen geprägten Wümmeniederung nördlich von Bremen (NSG Borgfelder Wümmewiesen) und auf sickernassen Geesthanggebieten der Wesermünder Geest und des Weyerberges.

Von 1985 (auf einigen Flächen von 1979) bis 1991 wurden die vegetationskundlichen Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen und Brache in Feuchtwiesen-Pflanzengesell-

schaften aus den Verbänden Calthion, Molinion, Agropyro-Rumicion, Magnocaricion und Filipendulion auf Dauerflächen untersucht. Damit wurden einige wichtige Standorttypen im Bereich des Feuchtgrünlandes abgedeckt.

Auf einigen Untersuchungsflächen ging es um die Erhaltung, auf anderen um die Wiederherstellung artenreicher Feuchtwiesen. Die Bewirtschaftungsvarianten folgten einem Nutzungsgradienten von intensiver Bewirtschaftung durch dreimalige Mahd mit Düngung (Juni, Aug., Sept.; Volldüngergabe in Höhe der Entzüge) über dreimalige Mahd ohne Düngung (Juni, Aug., Sept.), zweimalige Mahd (Juni, Sept.), einmalige Sommermahd (Aug.) und einmalige Herbstmahd (Sept.) bis zur Brache (ungestörte Sukzession).

Als Meßgrößen für die Vielfältigkeit eines Vegetationsbestandes wurden Artenzahl und Eveness berechnet. Die Eveness (E) ist ein einfaches Maß für die Dominanzstruktur (Haeupler 1982): hohe Evenesswerte (max. 100%) weisen auf eine Gleichverteilung der Deckungswerte der beteiligten Pflanzenarten hin, geringe Evenesswerte (min. 0%) hingegen auf Dominanzbestände, die von einer oder wenigen Arten aufgebaut werden. $E = H/H_{max}$, wobei $H = -\sum p \times \log p$ und $H_{max} = \log S$ (H = Shannon-Weaver-Index, p = Deckungswert einer Art, S = Artenzahl)

Weitere Angaben zu Standort und Methodik entnehme man Rosenthal (1992). Die Nomenklatur der Pflanzenarten folgt Oberdorfer (1990).

3. Dominanz und Diversität

Feuchtwiesen aus den pflanzensoziologischen Verbänden Calthion, Molinion und Caricion fuscae bieten in der Regel einen sehr vielfältigen Aspekt. Dabei sticht nicht nur der Artenreichtum (Artenzahl pro Fläche), sondern in typischen Fällen auch eine weitere Komponente der „Vielfältigkeit“ eines Systems, die ausgewogene Dominanzstruktur, hervor. Ersteres verdeutlicht sich in einer hohen Artenzahl pro Fläche, letzteres in einer hohen Eveness (Abb. 1). Die Erhaltung bzw. Optimierung dieser beiden Komponenten ist ein wesentliches Anliegen im Feuchtwiesenschutz, zumal gerade für solche mäßig kulturbeeinflussten Pflanzengesellschaften die hohe Vielfalt ein typi-

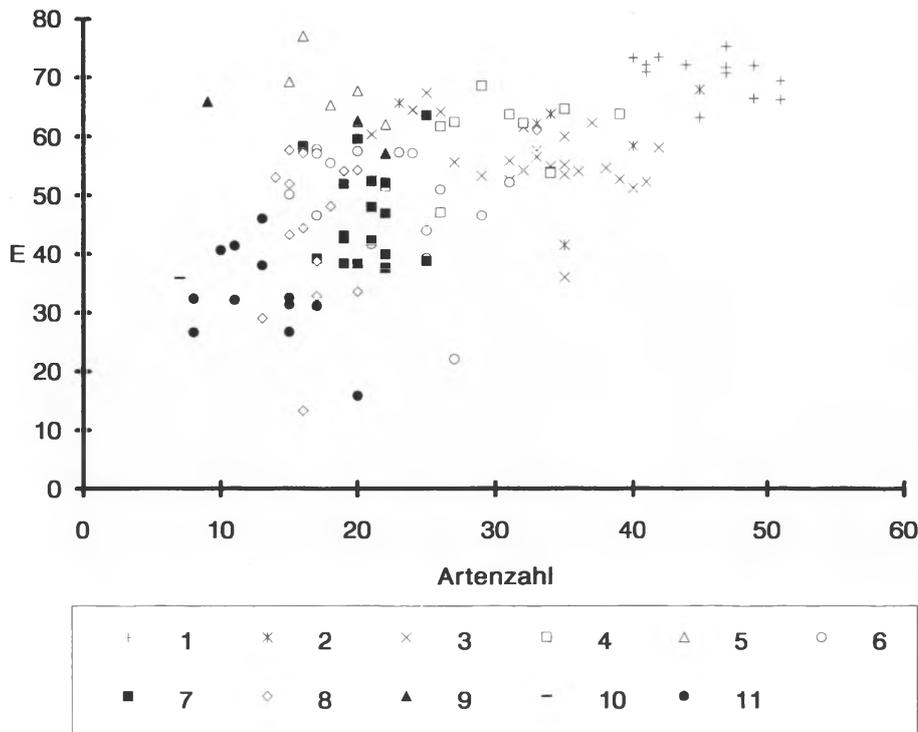


Abb. 1. Vielfältigkeitsdiagramm nach Haeupler (1982); Grundlage bilden 126 Vegetationsaufnahmen (je 25 m²) unterschiedlich bewirtschafteter Feuchtwiesen (1 = *Senecioni-Brometum racemosi*, Subass. v. *Carex fusca*; 2 = S.B., Subass. v. *Ranunculus auricomus*; 3 = S.B., Subass. v. *Phalaris*; 4 = *Junco-Molinietum*; 5 = Feuchtwiede; 6 = *Deschampsia-Gesellschaft*; 7 = *Caricetum gracilis*; 8 = *Filipendula ulmaria-Gesellschaft*; 9 = *Phalaridetum arundinaceae*; 10 = *Glycerietum maximae*; 11 = *Rumici-Alopecuretum geniculati*), (E = Evenness).

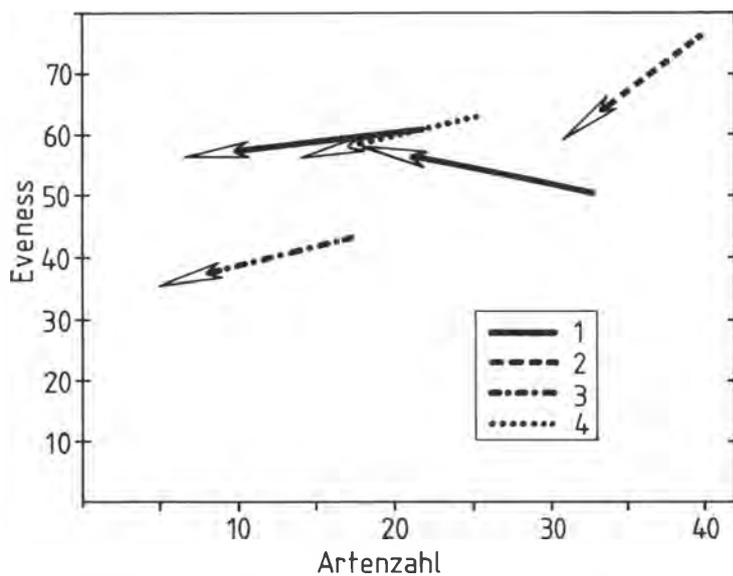


Abb. 2. Veränderung von Artenzahl und Evenness bei Kurzzeitbrache (3–6 Jahre) in unterschiedlichen Feuchtwiesenbeständen.

im Ausgangsjahr:	Pflanzengesellschaft		nach Kurzzeitbrache:
1 <i>Senecioni-Brometum</i> , Subass. v. <i>Phalaris</i>	—————→		<i>Phalaridetum arundinaceae</i>
2 <i>Senecioni-Brometum</i> , Subass. v. <i>Carex fusca</i>	—————→		<i>Filipendulion</i>
3 <i>Caricetum gracilis</i>	—————→		<i>Glycerietum maximae</i>
4 <i>Junco-Molinietum</i>	—————→		<i>Deschampsia-Gesellschaft</i>

sches Kennzeichen ist gegenüber ungenutzten bzw. übernutzten Pflanzenbeständen (Haeupler 1982; Ellenberg 1986; Schrautzer 1988); in artenarmen Dominanzgesellschaften, wie sie bei Bewirtschaftungsextensivierung oder Brache entstehen, besteht hingegen eine ausgeprägte Hierarchie von wenigen herrschenden, eudominanten Arten (Deckung > 60%) und durch diese stark unterdrückten, rezedenten Arten (Deckung < 3%).

Zur raschen Beurteilung von Abhängigkeiten und Veränderungen dieser beiden wichtigen Systemgrößen werden Artenzahl (S) und Evenness (E) gegeneinander aufgetragen. Untersuchungen von Fischer (1982) und Haeupler (1982) zeigten, daß jede Pflanzengesellschaft ein bestimmtes S/E-Feld in diesem Koordinatensystem einnimmt. Das kann, zumindest für die hier untersuchten Feuchtwiesenbestände, bestätigt werden, wobei weite Überlappungsbereiche zu berücksichtigen sind (Abb. 1).

In den artenreichsten Beständen der Sumpfdotterblumenwiesen auf mesotrophen Niedermoorböden ist auch die Evenness am höchsten. Die geringsten Werte weisen Röhrichte, Seggenrieder und Flutrasen auf. Insgesamt sind die beiden Parameter jedoch nur schwach miteinander korreliert; die meisten Informationen über die Diversität (Vielfalt) des Systems liefert allein die Artenzahl. Sukzessionale Übergänge von einer Pflanzengesellschaft in eine andere aufgrund von Bewirtschaftungsveränderungen führen daher zwar zu einer deutlichen Drift innerhalb dieses Koordinatensystems, die Evenness als Maß für die Dominanzstruktur ändert sich jedoch im Gegensatz zur Artenzahl auch bei starken Dominanzverschiebungen einzelner Arten nur wenig (Abb. 2): beim Brachfallen ist zwar eine starke Artenzahlabnahme, aber nur tendenziell auch eine Abnahme der Evenness zu beobachten. Damit entfällt ein einfach zu handhabender Systemparameter für die Beurteilung der Dominanzstruktur und deren Auswirkungen auf die Artenzahl eines Vegetationsbestandes und damit auch die Möglichkeit zur Indikation dominanzgesteuerter, aus Sicht des Naturschutzes negativ zu beurteilender Prozesse.

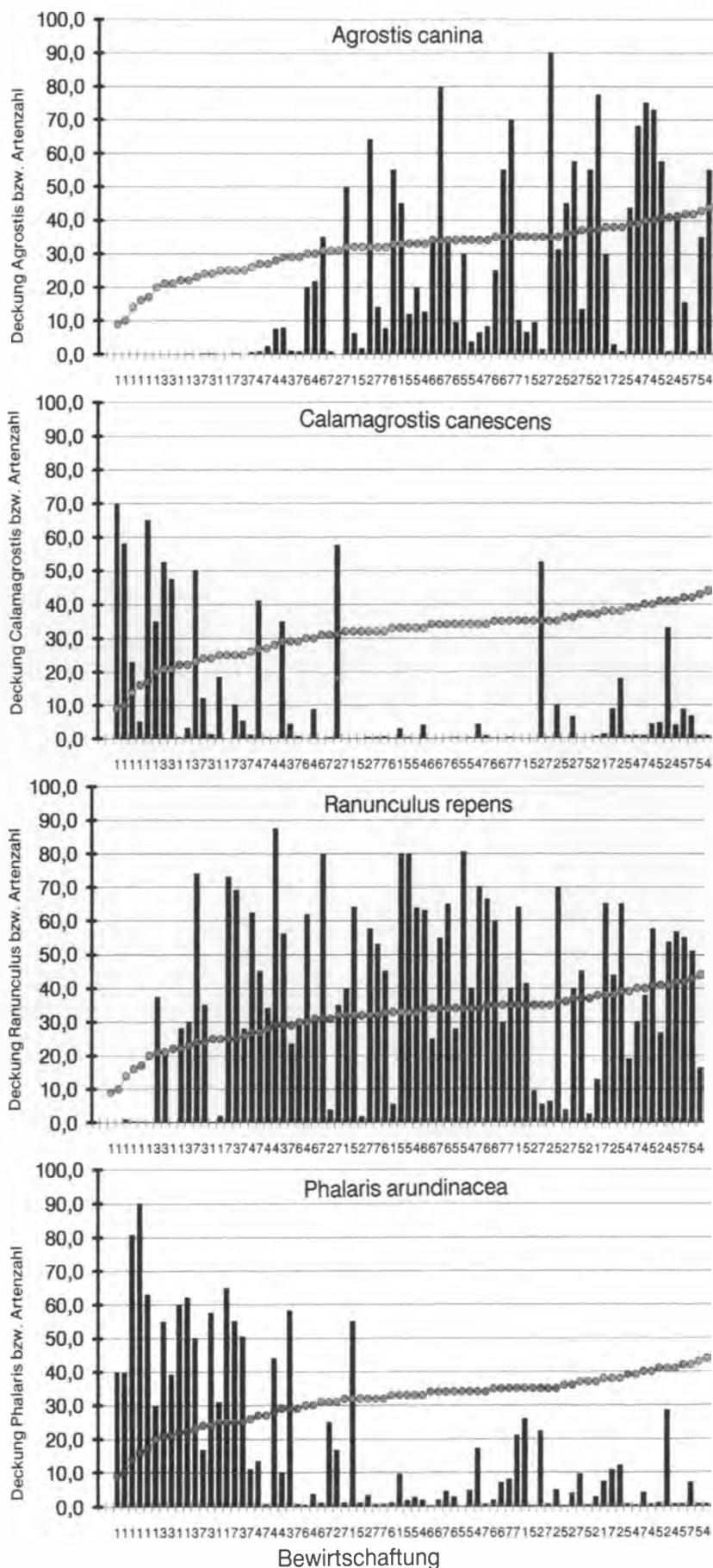
Erst die qualitative Analyse dieser Beziehungen zeigt, daß es enge Beziehungen zwischen der Artenzahl und

der Dominanz ganz bestimmter Pflanzenarten gibt, die durch integrativ wirkende, quantitative Systemparameter nicht deutlich werden (Abb. 3) (vgl. Bobbink und Willems 1987; Müller und Rosenthal 1989). Während z. B. *Ranunculus repens* ein relativ unspezifisches Verteilungsmuster aufweist und nur in den artenärmsten Beständen fehlt, zeigen die drei anderen Pflanzenarten deutliche Schwerpunkte: *Agrostis canina* erscheint mit nennenswerten Deckungswerten erst in Beständen, die eine Artenzahl von mehr als 30 aufweisen; eine hohe Dominanz dieser Art erniedrigt zwar die Evenness, verursacht aber keine Abnahme der Artenzahlen; sie kann daher stellvertretend für das Verteilungsmuster zahlreicher anderer Feuchtwiesenarten, wie *Lychnis flos-cuculi*, *Senecio aquaticus*, *Stellaria palustris* usw., stehen, die in extensiv genutzten oder brachfallenden Beständen fehlen. Eine deutliche negative Korrelation zwischen Artenzahl und Dominanz ergibt sich hingegen bei *Phalaris arundinacea* und *Calamagrostis canescens*, die bei extensiver Nutzung und Brache dominant werden.

4. Abhängigkeit der Artenzahlen von der Bewirtschaftung

Die Abhängigkeit der Artenzahl von der Bewirtschaftung wird aus Abb. 3 ansatzweise bereits deutlich; noch klarer werden diese Beziehungen bei Zeitserien-Analysen (Abb. 4). Bewirtschaftungsversuche im Grünland haben gezeigt, daß Grünlandgesellschaften sehr plastisch auf Veränderungen der Umweltparameter reagieren und daher leicht durch menschliche Eingriffe formbar sind (Schiefer 1981; Schmidt 1981; Bakker 1989; Oomes und Altena 1987; Schwartze 1991; Rosenthal 1992). Bewirtschaftungsveränderungen können die Suk-

Abb. 3. Dominanzverteilung typischer Pflanzenarten in einem Artenzahl-Gradienten (Vegetationsaufnahmen nach steigender Artenzahl geordnet); Grundlage ist ein Bewirtschaftungsversuch in einer Sumpfdotterblumenwiese auf Dauerflächen (25 m²) mit 7 verschiedenen Bewirtschaftungsvarianten (1 = Brache, 2 = 1 × Mähen (Herbst), 3 = 1 × Mähen (Sommer), 4 = 2 × Mähen, 5 = 3 × Mähen, 6 = 3 × Mähen + Düngung, 7 = 2 × Mähen + Nachweide). (Deckung — Artenzahl ●).



Nutzung	Artenreiche Feuchtwiesen										Artenarme Feuchtbrache-Gesell.																				
	Ausgangsbestände, 2-3 mal gemäht										4 - 6 Jahre Brache bzw. Extensivnutzung:																				
	A1	A2/3				A4				A5	B1	B2		B3		B4				B5											
Vegetationstyp	26	24	41	25	23	34	34	22	44	33	32	41	16	26	20	30	19	21	8	18	15	13	14	14	32						
I																															
1	Succisa pratensis	6																													
	Agrostis tenuis	28																													
	Anthoxanthum odoratum	20	+	+	+	+	+	+	+	+	+	4	+											+							
2	Agrostis canina	+ + + + 70 10																													
	Stellaria palustris	+ + + + + +																													
	Senecio aquaticus	+ + + + + +																													
	Juncus filiformis	+																													
	Leontodon autumnalis											+ +																			
3	Dactylorhiza majalis																														
	Epilobium palustre											+ + + +																			
	Epilobium parviflorum											+ + + +																			
	Lathyrus pratensis											+ + + +																			
	Ranunculus auricomus											+ + + +																			
	Crepis paludosa											+ + 2 + 14																			
	Lotus uliginosus											+ 6 20 + +																			
	Lychnis flos-cuculi	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	2	6	7	+	+															
4	Poa trivialis	1	16	3	+	3	25	2	4	20	+	+																			
	Cardamine pratensis	+ + + + + +																													
	Ranunculus flammula	1 1 1 + 2																													
	Glyceria fluitans	5 + 4 + + +																													
	Oenanthe fistulosa	11 + 2 + 2																													
5	Galium palustre	7 2 1 6 + 1																													
	Poa palustris	8 12 2 4 8 6																													
	Myosotis palustris	+ + + + + +										2 2 + 2																			
	Ranunculus repens	+	73	55	28	74	30	40	+	1	+	+	+																		
	Caltha palustris	26 31 26 35 16 30										2 + + +																			
	Cirsium palustre	+											12 33 7 14 7																		
II																															
1	Rumex acetosa	8	+	+	+	+	+	+	+	+	+	26																			
	Deschampsia caespitosa	3											24 + 21 1																		
2	Calamagrostis canescens	10	7	1	12	+											2														
	Phalaris arundinacea	+	55	7	11	17	8	21											2												
	Carex disticha	1	+	+	+	+	+	+	+	+	+											+									
	Iris pseudacorus	+																				+									
3	Urtica dioica																					2									
	Scirpus sylvaticus																					20 4 20 15									
	Carex gracilis	1	4	+	8	6	+	+	30	11	30	33	4	2	+	+	+	+													
	Glyceria maxima	26 2 15 32 + +																				+ 3 5 + 1 2									
	Filipendula ulmaria	+																				+ + 6 + 10 2 + 4 70									

Tab. 1. Auswirkungen kurzzeitiger Brache und Extensivnutzung (3 bis 6 Jahre) auf artenreiche Feuchtwiesen-Pflanzengemeinschaften (Bewirtschaftung s. Abb. 3), (Deckungswerte in %, + = < 1 %)

- | | | |
|---|---|---|
| A Ausgangsbestand vor Brachfallen | → | B Bestand nach Brache/Extens. |
| 1 Junco-Molinietum | → | 1 Deschampsia-Gesellschaft |
| 2/3 Sen. Brometum, Subass. v. Phalaris | → | 2 Sen. Brom., Fazies v. Phalaris |
| | → | 3 Phalaridetum |
| 4 Sen. Brometum, Subass. v. Ranunc. auricomus | → | 4 Filipendulion: Fazies v. Scirpus sylv., Carex grac., Glyc. max. |
| 5 Sen. Brometum, Sub. v. Carex fusca | → | 5 Filipendulion |

zession in die eine oder andere Richtung lenken und relativ kurzfristig zu neuen Pflanzengemeinschaften oder sogar pflanzensoziologisch faßbaren Gesellschaften führen. Nutzungsart, -zeitpunkt und -frequenz verändern einerseits das Mikroklima, andererseits den Nährstoffhaushalt des Systems. Bei Extensivnutzung und Brache kommt es zu einer Potenzierung negativer Mikroklimaeffekte: Beschattung und Wärmedämpfung durch die lange Überständigkeit und Streuanhäufung des Pflanzenmaterials wird durch das Aufkommen hochwüchsiger Pflanzenarten noch verstärkt (positive Rückkoppelung, vgl. Gigon 1975). Die Dominanzentwicklung und Konkurrenzwirkung dieser „kritischen“ Brachearten beschleunigt die Verdrängung Konkurrenzschwacher, so daß es zu einem drastischen Rückgang der Artenzahlen kommt (Abb. 4). Die stärksten Artenverluste ergeben sich meistens bei einer vollständigen Aufgabe der Bewirtschaftung (Schiefer 1981; Schreiber und Schiefer 1985; Schwartze 1991; Mederake 1991).

Insbesondere auf eutrophen Naßwiesen breiten sich bewirtschaftungsempfindliche Pflanzenarten rasch aus und werden innerhalb weniger Jahre absolut dominant. Ähnliche Entwicklungen zeigen sich auch auf einmal im Sommer oder Herbst gemähten Flächen (Abb. 4). Die Artenverluste sind allerdings weniger drastisch, weil keine dicke Streudecke ausgebildet werden kann. Selbst bei zweimaliger Mahd (Juni und August) sind auf den hier untersuchten Sumpfdotterblumenwiesen eine Zunahme der Brachearten (*Phalaris arundinacea* und *Calamagrostis canescens*) und ein Rückgang der Artenzahlen zu beobachten. Erst bei dreimaliger Mahd (Juni, August, September), mit der die Nutzungsfrequenz der ursprünglichen bäuerlichen Bewirtschaftung beibehalten wird, kann eine Ausbreitung potentieller Brachearten und damit ein Artenrückgang auf diesen eutrophen Naßwiesenstandorten vermieden werden. Neben den höchsten Artenzahlen finden sich auf den dreimal gemähten Flächen auch die höchsten Deckungswerte niedrigwüchsiger Gräser (z. B. *Agrostis canina*, Abb. 3). Bei der Übertragung in die Praxis ist zu berücksichtigen, daß starr festgeschriebene Bewirtschaftungsmuster, wie in diesem Versuch, nicht sinnvoll sind. Die festge-

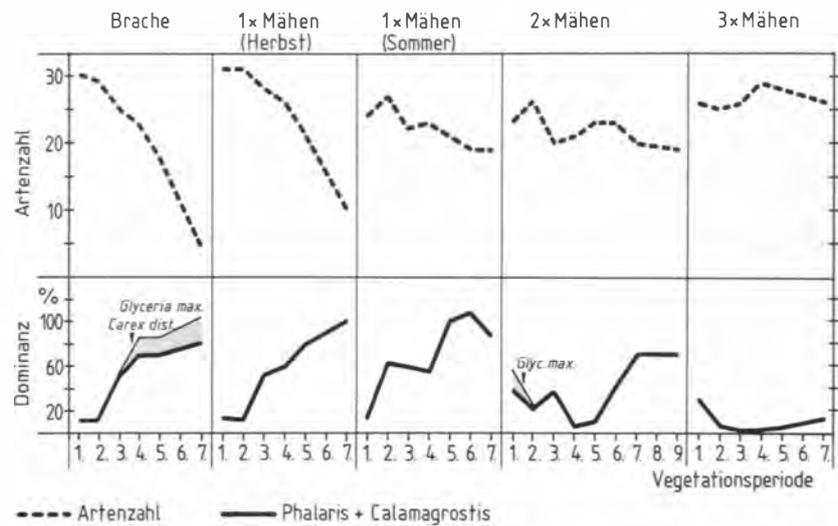


Abb. 4. Dominanzentwicklung von *Phalaris arundinacea* und *Calamagrostis canescens* (kumulativ dargestellt) und damit einhergehende Artenzahlveränderungen auf unterschiedlich bewirtschafteten Dauerflächen (6,25 m²) einer Sumpfdotterblumenwiese.

legten Versuchsvarianten sollen Aufschluß über die prinzipiellen Sukzessionsrichtungen geben – in der Praxis wechseln aber sowohl Nutzungsfrequenzen, Art und Weise der Nutzung als auch Nutzungszeitpunkte von Jahr zu Jahr. Dies ist aus Sicht des Naturschutzes auch sinnvoll, weil sich damit die Vielfalt der zeitlich/räumlichen Nischen in einem Pflanzenbestand und damit die Einnischungsmöglichkeiten dazu passender Pflanzenarten erhöht.

5. Welche Pflanzenarten verschwinden?

In einer Pflanzengemeinschaft koexistieren Pflanzenarten mit unterschiedlichen konstitutionellen Qualitäten, d. h. mit unterschiedlicher Lebensform, Wuchsform, Reproduktion, physiologischen Eigenschaften usw. Je nach den vorherrschenden Standortbedingungen gewinnt die eine oder andere Eigenschaft oder Kombination von Eigenschaften besondere Bedeutung für die Konkurrenzkraft einer Pflanzenart. Da integrative Systemgrößen wie die Evenness oder die Artenzahl nur quantitative Systemeigenschaften beschreiben, ist auch bei der hier gestellten Frage die qualitative Analyse, d. h. die Betrachtung der einzelnen Arten und ihrer spezifischen Eigenschaften notwendig.

Ein Vergleich von artenreichen Feuchtwiesen mit Erhaltungsnutzung (A1–5, Tab. 1) und artenarmen Feuchtblache-Gesellschaften nach 4–6 Jahren

Kurzzeitbrache bzw. Extensivnutzung (B1–5) zeigt, daß die Artenzahlen zurückgehen, weil zuerst die Charakterarten der Feuchtwiesen ausfallen (I1–5). Dabei ist zu betonen, daß die verschiedenen Artengruppen eine mehr oder minder hohe Toleranzschwelle gegenüber Extensivnutzung und Brache haben: sehr empfindlich reagieren niedrigwüchsige (Rosetten-)Pflanzen, die auf die generative Fortpflanzung angewiesen sind (I1–3), wie z. B. *Succisa pratensis*, *Senecio aquaticus* und *Lychnis flos-cuculi*. Sie gehen unter einer stark beschattenden Vegetations- und Streuschicht rasch zugrunde. Etwas weniger empfindlich reagieren Pflanzenarten mit Ausläufern (I4–5). Da sie sich vegetativ ausbreiten können, gedeihen sie auch bei 1–2maliger Extensivnutzung trotz ungünstiger Mikroklimabedingungen. Bei Brache gehen sie dann aber stark zurück oder verschwinden sogar ganz. Ehemals dominante und vitale Populationen von *Ranunculus repens* und *Caltha palustris* werden innerhalb weniger Jahre vollständig aus dem Bestand verdrängt.

Dieser Prozeß läuft insbesondere bei Brache sehr schnell ab (Tab. 2), so daß diese Bestände ihren ursprünglichen pflanzensoziologischen Stellenwert bereits nach wenigen Jahren verlieren und nurmehr als artenarme Hochstauden- und Hochgrasbestände anzusprechen sind. Die Wuchshöhe und die oberirdisch gebildete Biomasse nehmen nach dem Brachfallen stark zu (Tab. 2).

Tab. 2. Vegetationsveränderungen in einer Sumpfdotterblumenwiese (*Senecioni-Brometum racemosi*) nach Auflassung bei ungestörter Sukzession von 1985 bis 1991 (Deckungswerte in %, + = < 1 %)

Vegetationsperiode	1	2	3	4	5	7
Artenzahl	33	33	30	23	20	8
Deckung (%)	99	96	99	100	100	100
Streumächtigtg. (cm)	1	7	1	10	7	20
mittl. Best.höhe (cm)	60	60	160	110	180	160
<i>Trifolium repens</i>	+					
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+					
<i>Stellaria palustris</i>	+					
<i>Equisetum fluviatile</i>	+					
<i>Taraxacum officinale</i>	+	+				
<i>Leontodon autumnalis</i>	+	+				
<i>Poa trivialis</i>	25	+	+			
<i>Agrostis canina</i>	10	7	6			
<i>Ranunculus flammula</i>	2	+	+			
<i>Cardamine pratensis</i>	+	+	+			
<i>Lychnis flos cuculi</i>	+	+	+			
<i>Agrostis stolonifera</i>	+	+	+			
<i>Glyceria fluitans</i>	+	+	+			
<i>Senecio aquaticus</i>	+	+	+			
<i>Oenanthe fistulosa</i>	2	+	+	+		
<i>Festuca pratensis</i>	1	+	+	+		
<i>Rumex acetosa</i>	+	+	+	1		
<i>Ranunculus repens</i>	40	64	40	2	+	
<i>Caltha palustris</i>	30	34	19	19	16	
<i>Poa palustris</i>	6	2	12	+	+	
<i>Galium palustre</i>	1	3	6	2	+	
<i>Mentha arvensis</i>	+	+	+	1	1	
<i>Lysimachia numularia</i>	+	+	+	+	+	
<i>Carex gracilis</i>	+	+	+	+	+	
<i>Myosotis palustris</i>	+	+	+	+	+	
<i>Rorippa amphibia</i>	+	+	+	+	+	
<i>Carex vesicaria</i>	+	+	+	2	+	
<i>Phalaris arundinacea</i>	21	26	55	65	60	70
<i>Carex disticha</i>	+	+	1	21	16	21
<i>Iris pseudacorus</i>	+	+	1	11	19	10
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	+	+	1	4	16
<i>Glyceria maxima</i>	+	+	1	2	1	7
<i>Agrostis gigantea</i>	+	1	+	+	+	+
<i>Deschampsia caespitosa</i>	+	+	+	1	1	
<i>Alopecurus pratensis</i>	+	+	+	+		
<i>Achillea ptarmica</i>	+	+				
<i>Filipendula ulmaria</i>	+					
<i>Cirsium arvense</i>				+	+	1
<i>Calamagrostis canescens</i>					+	1

6. Bedeutung des Standortes

Die pflanzensoziologische Kennzeichnung der artenarmen Brachebestände ist oft schwierig, weil die Charakterarten der Feuchtwiesen zwar verschwinden, aber kaum neue Arten mit charakteristischer Gesellschaftszugehörigkeit einwandern. Es handelt sich um Dominanzgesellschaften einer oder weniger, bereits vor dem Brachfallen im ursprünglichen Feuchtwiesenbestand vorhandener Pflanzenarten (Artengruppe II in Tab.1, Tab.2). Dieser Mechanismus entspricht dem bereits von *Egler (1954)* beschriebenen Prinzip der „Initial Floristic Composition“, wonach bereits im Ausgangsbestand vorhandene Pflanzenarten inklusive des im Boden vorhandenen Samenpotentials die Sukzession bestimmen. Im Laufe der Zeit kön-

nen zwar ruderale Arten, wie *Urtica dioica*, *Galium aparine* und *Galeopsis tetrahit*, eindringen; Arten späterer Sukzessionsstadien, vor allem Bäume und Sträucher, erscheinen aber nicht (Inhibition-Effekt nach *Connel* und *Slatyer 1979*). Es handelt sich um artenarme Dauerstadien innerhalb der Sukzession, die die weitere Entwicklung zum Wald verhindern und über Jahrzehnte mehr oder minder konstant bleiben (*Weber 1983*; *Rosenthal* und *Müller 1988*).

Welche der potentiellen Brachearten bei Extensivnutzung oder Brache nun dominant wird, ist abhängig von den Standortbedingungen, der Vornutzung und damit vom Ausgangsbestand (vgl. *Müller et al. 1992*; *Rosenthal 1992*). Es handelt sich im Wuchsbereich des Feuchtgrünlandes um ein eingeschränktes Sortiment von Arten, die in Tab. 1 allerdings nicht alle erfaßt sind.

Sehr deutliche Unterschiede ergeben sich bei unterschiedlicher Vornutzung, wenn diese entweder aus einer Weide- oder Wiesennutzung bestand: auf Weiden sind stets ungerne gefressene „Weideunkräuter“ (*Klapp 1990*) vorhanden, die sich bei Nutzungsextensivierung und unzureichender Pflege, erst recht aber bei Brache stark ausbreiten. Auf wechselfrischen bis wechselfeuchten Weiden dominiert über einen sehr weiten standortökologischen Bereich hinweg die Rasenschmiele (*Deschampsia caespitosa*) (vgl. *Rosenthal et al. 1985, 1992*; *Runge 1985*). Auf noch feuchteren Flächen kommen Flatterbinse (*Juncus effusus*) und Knäuelbinse (*Juncus conglomeratus*) zur Dominanz (*Heinemann et al. 1984* und eigene unveröff. Wiederholungsuntersuchungen aus dem Hollerland bei Bremen; *Hobohm* und *Schwabe 1985*).

In Wiesen sind diese Arten weniger konkurrenzkräftig, weil sie hier nicht durch das selektive Freißverhalten der Weidetiere indirekt gefördert werden (*Lenski 1953*; *Baeumer 1962*; *Meisel 1969*). Hier kommen im Gegensatz zu diesen Horstgräsern verschiedene Rhizom-Pflanzenarten zur Vorherrschaft. In wechsellässen, eutrophen Überschwemmungswiesen über mineralischen Gleyböden kommt bei ausreichender Grundwasserbewegung das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) zur Dominanz. Auf etwas ärmeren Böden tritt das Sumpf-Reitgras (*Calamagrostis canescens*) hinzu (Tab.2: B2/3).

Zu hohen Deckungsgraden können hier aber auch verschiedene Seggenarten und die Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) gelangen. Auf sickernassen, nicht überschwemmten Geesthang-Standorten mit geringen Grundwasserschwankungen setzt sich demgegenüber die Waldsimse (*Scirpus sylvaticus*) durch und wird bei abnehmendem Sickerwassereinfluß vom Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) abgelöst (B4/5) (vgl. *Wolf 1979*; *Amani 1980*; *Hobohm* und *Schwabe 1985*; *Schrautzer 1988*; *Rosenthal* und *Müller 1988*; *Rosenthal 1992*). Bei extremer Staunässe auf eutrophen Niedermoorstandorten kommt der Wasserschwaden (*Glyceria maxima*) zur Vorherrschaft. Die Brennessel dringt vor allem außerhalb der Überschwemmungsbe- reiche von Waldsäumen her in solche Brachebestände ein.

Unter anderen Rahmenbedingungen können in Feuchtwiesen (vornehmlich Calthion) auch andere Brachearten zur Vorherrschaft gelangen, wobei allerdings die syngenetischen Zusammenhänge bisher nicht auf Dauerflächen untersucht wurden. Als Folgegesellschaften wurden Dominanzbestände von *Carex acutiformis*, *Carex riparia*, *Carex vesicaria*, *Phragmites communis* und *Juncus acutiflorus* beschrieben (*Amani 1979*; *Weber 1979, 1983*; *Berning et al. 1987*; *Schrautzer 1988*; *Zacharias et al. 1988*; *Böttcher* und *Schlüter 1989*).

7. Lebenseigenschaften von Brache-Pflanzenarten

Die bisher skizzierten möglichen Auswirkungen von Extensivnutzung und Kurzzeitbrache auf Feuchtgrünland-Pflanzengemeinschaften stehen den Zielen der Erhaltung floristisch reicher und wertvoller Bestände entgegen. Darüber hinaus haben die hochwüchsigen Brachebestände auch negative Auswirkungen u.a. auf den Bestand von Wiesenvögeln, so daß solche möglicherweise schwer rückgängig zu machenden Entwicklungen am besten von vornherein unterbunden werden. Um schädlichen Entwicklungen vorzubeugen, ist es notwendig, die Ursachen der bisher beschriebenen Vegetationsveränderungen zu verstehen. Für ihr kausales Verständnis ist vor allem wichtig, welche Standortfaktoren entscheidend die Wachstumsbedingungen beeinflussen

und mit welchen Lebenseigenschaften die einzelnen Pflanzenarten in der Lage sind, darauf zu reagieren.

Brache oder Extensivnutzung bringen zwei entscheidende, kurzfristig wirksame Veränderungen der Wachstumsbedingungen mit sich: 1. die ungestörte Wachstumsphase wird länger, 2. die Mikroklimabedingungen in der Hauptvegetationszeit verändern sich aufgrund der langen Überständigkeit des Pflanzenmaterials, der Zunahme von hochwüchsigen, stark beschattenden Pflanzenarten und der Ansammlung von Streu (Gisi und Oertli 1981; Schriefer 1985; Bosshard et al. 1988; Rosenthal 1992).

Um unter diesen Bedingungen erfolgreich zu konkurrieren, müssen Pflanzen in der Lage sein, die positiven Wachstumsbedingungen (Ungestört-heit) zu nutzen und gleichzeitig die negativen Auswirkungen der Streuakkumulation (ungünstiges Mikroklima während der Frühjahrsentwicklung) zu tolerieren. Daher sind vor allem solche Lebenseigenschaften von Bedeutung, die eine hohe Wachsrates, Hochwüchsigkeit und eine rasche vegetative Ausbreitung ermöglichen. Die Lebens- und Wuchsform einer Pflanze (im Sinne von Ellenberg und Müller-Dombois 1967) erlaubt eine integrative Beurteilung dieser Eigenschaften und kann daher bereits als guter Indikator für die Abschätzung der Konkurrenzkraft unter Brachebedingungen herangezogen werden (vgl. Wolf 1979; Schiefer 1981; Schmidt 1981). Danach sind es zum einen die sommergrünen, hochwüchsigen Rhizompflanzen (G/H rept rhiz h), zum anderen wintergrüne, hochwüchsige Horstpflanzen (H caesp h), die sich bei Brache durchsetzen (Tab. 3).

Bei der ersten Artengruppe nimmt das Vorhandensein eines unterirdischen Nährstoffspeichers eine Schlüsselfunktion für das Verständnis ihrer hohen Konkurrenzkraft ein. Diese Arten halten wichtige, wachstumslimitierende Nährstoffe (u. a. N, P, K) in einem internen, saisonalen Nährstoffkreislauf (zwischen ober- und unterirdischen Organen) verfügbar und machen sich damit z. T. unabhängig von einer Stoff- und Energiezufuhr von außen (Bornkamm 1981; Werner 1983; Schmidt 1986; Pfadenhauer und Twenhöven 1986; Rosenthal 1992). Daher sind sie in der Lage, die zum größten Teil selbst produzierte,

Tab. 3. Wesentliche Lebenseigenschaften von Brachepflanzenarten

- F: Feuchtezahl, nach Ellenberg et al. 1991
 N: Stickstoffzahl, nach Ellenberg et al. 1991
 Wf: Lebens-/Wuchsform (G = Geophyt, H = Hemikryptophyt, rhiz = Rhizome ausbildend, caesp = horstförmig)
 Fpf: Fortpflanzungsweise (V = vegetativ, S = generativ), nach Ellenberg 1952
 Ph: Phänologie (1-9 = Frühblüher-Spätblüher), nach Rosenthal 1992
 BIA: Blattausdauer (so = sommergrün, wi = wintergrün)
 Wh: Wuchshöhe (– – sehr gering bis ++ sehr groß)
 Ld (Stsp): Lebensdauer (Stoffspeicherung) (– – sehr gering bis ++ sehr groß)
 Reg: Regenerationskraft nach Mahd (– – sehr gering bis ++ sehr groß)
 Sp: Samenpotential im Boden (– – sehr gering bis ++ sehr groß)

Lebenseigenschaften	F	N	Wf	Fpf	Ph	BIA	Wh	Ld Stsp	Reg	Sp
Phragmites communis	10	7	G rhiz	Vs	8	so	++	++	--	
Glyceria maxima	10~	9	H rhiz	Vs	8	so	++	++	--	-
Iris pseudacorus	9=	7	G rhiz	V	5	so	++	++	--	-
Phalaris arundinacea	9=	7	G rhiz	Vs	7	so	++	++	-	--
Carex disticha	9=	5	G rhiz	V	4	so	+	++	-	-
Calamagrostis canescens	9=	5	G rhiz	Vs	8	so	+	++	-	-
Carex vesicaria	9=	5	H rhiz	V	4	so	+	++	-	-
Carex riparia	9=	4	H rhiz	V		so	++	++	-	-
Carex acutiformis	9~	5	G rhiz	V		so	++	++	-	-
Scirpus sylvaticus	8	4	G rhiz	V	7	so	+	++	-	+
Filipendula ulmaria	8	4	H rhiz	VS	8	so	++	++	--	+
Juncus acutiflorus	8	3	G rhiz	Vs		so	+	++	-	
Urtica dioica	6	8	H rhiz	VS	7	so	++	++	--	+
Juncus effusus	7	4	H caesp	Vs	8	wi	+	++	-	++
Juncus conglomeratus	7~	3	H caesp	VS	7	wi	+	++	-	++
Deschampsia caespitosa	7~	3	H caesp	S	8	wi	+	++	-	++

dichte Streuschicht im Frühjahr trotz der extrem ungünstigen Lichtbedingungen zu durchwachsen und bis zum Sommer in kurzer Zeit eine hohe oberirdische Phytomasse aufzubauen. Eine möglichst lange, ungestörte Entwicklung ist für diese Verlagerungsprozesse, insbesondere für die herbstliche Rückverlagerung der Nährstoffe in die unterirdischen Speicherorgane, von essentieller Bedeutung. Rhizome erlauben gleichzeitig die rasche horizontale Ausbreitung durch vegetative Tochterpflanzen, die gegenüber (generativ erzeugten) Keimlingen a priori mit höherer Wuchskraft ausgestattet (Versorgung durch die Mutterpflanze) und daher besser in der Lage sind, unter ungünstigen Mikroklimabedingungen erfolgreich zu konkurrieren.

Zur zweiten, bedeutend kleineren Gruppe von Brachepflanzen gehören die „Weidegräser“ *Juncus effusus*, *J. conglomeratus* und *Deschampsia ca-*

espitosa (Tab. 3). Sie können ebenso wie die soeben besprochenen Rhizomarten Dominanzbestände ausbilden, obwohl ihrem vegetativen Wachstum aufgrund ihrer horstförmigen Wuchsform und des Fehlens langstreichender Rhizome Grenzen gesetzt sind. Zur raschen flächenhaften Ausbreitung nach dem Brachfallen von Weiden trägt neben dem raschen seitlichen Horstwachstum vor allem das hohe, ausdauernde Samenpotential im Boden bei (Davy 1980; Poschlod 1990; Rosenthal 1992), das vor allem auf Weiden mit verletzter Grasnarbe zur Wirkung kommt. Weitere vorteilhafte Lebenseigenschaften sind die Plastizität der Wuchsstruktur, die interne Nährstoffverlagerung und die lange Lebensdauer der einzelnen Horste, die ihren Wuchsraum dauerhaft (auch im Winter) besetzen (vgl. Stüssi 1970; Davy 1980; Gatsuk et al. 1980).

Die ungestörte Entwicklung gibt Brachepflanzen auch die Möglichkeit,

ihre phänologische Entwicklung, die durch einen weit in den Spätsommer verlagerten Blühtermin gekennzeichnet ist, zu vollenden und Samen anzusetzen. Die meisten Brachepflanzen gehören zu den phänologischen Gruppen 7 und 8 (*Cirsium palustre-Phalaris arundinacea*- und *Filipendula ulmaria-Deschampsia caespitosa*-Phase nach Rosenthal 1992). Wird die phänologische Entwicklung und die saisonale Nährstoffverlagerung durch mehrfache Mahd unterbrochen, werden die Nährstoffvorräte der Speicherorgane erschöpft („biologische Aushagerung“). Die Regenerationskraft dieser hochwüchsigen Pflanzenarten ist gegenüber anderen Arten stark reduziert, weil ihnen nach der Mahd keine oberirdischen, assimilationsfähigen Organe verbleiben (Tab. 3). Langfristig werden sie daher durch häufige Mahd geschädigt und verdrängt (Abb. 3). Bei den meisten Rhizom-Brachepflanzen bleibt die generative Regeneration aufgrund des geringen, kurzlebigen Samenpotentials im Boden unbedeutend. Durch häufige Mahd werden Brachepflanzen also selektiv stärker geschädigt als typische Wiesenpflanzen, die sich aufgrund verschiedener Lebenseigenschaften (Phänologie, Wuchsform, Samenpotential) in den Bewirtschaftungsrythmus einpassen (Rosenthal 1992).

8. Maßnahmen zur Erhaltung artenreicher Feuchtwiesen

Mit der Verringerung der Bewirtschaftungsintensität unter den Intensitätsgrad der Erhaltungsnutzung wird ein limitierender Faktor (Mahd) beseitigt, der die Ausbreitung der potentiellen

Brachepflanzen verhinderte. Ihre Ansprüche an den Standort werden mit einer ungestörten Entwicklungsmöglichkeit in optimaler Weise erfüllt. Die interne Nährstoffökonomie verringert die Notwendigkeit, mit anderen um die Nährstoffe der Bodenlösung zu konkurrieren, so daß selbst ertragsarme Wiesengesellschaften ohne Veränderung des Standortes in hochertragreiche Brachegesellschaften übergehen (z.B. Übergang vom Senecioni-Brometum, Subass. v. *Carex fusca* ins Glycerietum *maximae*) (Müller et al. 1992). Wie die Düngerzeiger auf „Intensivstandorten“ (bei starker Düngung) können sie dann ihre hohe potentielle Wuchskraft voll zur Geltung bringen, so daß wie dort das Licht zum limitierenden Faktor für das Wachstum der niedrigwüchsigen „Hungerzeiger“ wird. Zur Erhaltung artenreicher Feuchtwiesen müssen hier wie dort die durch externe Aufnahme oder interne Ökonomie erschließbaren Nährstoffressourcen knapp gehalten werden, um die Konkurrenz um Licht zugunsten der Niedrigwüchsigen zu minimieren. Extensivierungsmaßnahmen dürfen daher nicht zu wesentlichen Veränderungen der gesellschaftsspezifischen Erhaltungsnutzung mit bestimmten Schnittzeitpunkten und -frequenzen führen (Tab. 4).

Insbesondere Pflanzengemeinschaften reicher Standorte (z.B. Sumpfdotterblumenwiesen auf Überschwemmungsstandorten) müssen bereits relativ früh, Anfang bis Mitte Juni gemäht werden, um niedrigwüchsige Arten aus ihrem Schattendasein zu befreien und Keimungsmöglichkeiten zu schaffen (vgl. Oomes und Altena 1987). Ein bis zwei weitere Schnitte sind notwendig,

um die erfolgreiche Etablierung der aufgelaufenen Keimlinge zu ermöglichen und die Ausbreitung der Brachepflanzen zu verhindern.

In Pflanzengesellschaften ärmerer Standorte (z.B. Kleinseggenrieder, Pfeifengraswiesen) reichen hingegen spätere und weniger häufige Schnitte. Die Lichtbedingungen für niedrigwüchsige Arten und die Keimungsmöglichkeiten sind in diesen schwachwüchsigen Beständen grundsätzlich besser. Die Gefahr der Ausbreitung hochwüchsiger Brachepflanzen darf jedoch auch hier nicht unterschätzt werden (z.B. *Calamagrostis canescens*).

Beim Schutz von Großseggenriedern steht nicht der Artenreichtum im Mittelpunkt, sondern die Erhaltung einer gesellschaftsspezifischen Dominanzstruktur, für die im Gegenteil Artenarmut charakteristisch ist. So sind Streuwiesen aus dem Verband des Magnocaricion am besten durch einen herbstlichen Streuschnitt zu erhalten (vgl. Ellenberg 1952).

Das Mahdregime sollte aber niemals bürokratisch-starr gehandhabt werden. Um vielen kurzlebigen, auf die generative Verbreitung angewiesenen Feuchtwiesenpflanzen (wie z.B. *Senecio aquaticus* oder *Pedicularis palustris*) die Frucht reife zu ermöglichen, darf nicht ständig vor diesem Termin gemäht werden. Auch in der traditionellen Landwirtschaft, der diese Wiesen ihre Entstehung verdanken, wurde von Jahr zu Jahr aufgrund ungünstiger Witterung später als normal gemäht, so daß kurzlebige Pflanzenarten ihr Samenpotential im Boden auffüllen konnten. Eine alle 3–5 Jahre vorgenommene Verschiebung des ersten Mahdtermins auf Anfang August dürfte ausreichen, um das Samenreservoir zu ergänzen.

Bei der Extensivierung von Weiden muß vor allem in den ersten Jahren auf eine weiterhin gute Pflege, d.h. nicht zu spät einsetzende Beweidung oder Mahd und Säuberungsschnitte (Nachmahd) geachtet werden. Günstig wirkt sich auch eine Wechselbeweidung mit Rindern und Pferden aus, um die selektive Unterbeweidung bei geringem Viehbesatz zu kompensieren. Für die Eindämmung der Rasenschmiele ist eine Pferdebeweidung besonders zu empfehlen (vgl. Rosenthal et al. 1985; Klapp 1990). Narbenverletzungen, z.B. durch unzeitige Bearbeitung der Flächen oder

Tab. 4. Bewirtschaftungsempfehlungen zur Erhaltung artenreicher Feuchtwiesen

Pflanzengesellschaft	Schnittfrequenz	Schnittzeitpunkte (Monate)
Senecioni-Brometum racemosi Subass. v. <i>Phalaris arundinacea</i>	2-3	(6,9 oder 6,8,9)
Senecioni-Brometum racemosi Subass. v. <i>Carex fusca</i>	1-2	(8 oder 6,9)
Juncetum filiformis	2	(6,9)
Caricetum gracilis	1	(9)
Junco-Molinietum	1-2	(8 oder 9 oder 6,9)

Einsatz von Großmaschinen zur Anlage von Kleingewässern etc., sind zu verhindern.

Die hier aufgelisteten Notwendigkeiten passen vielfach nicht mehr zu einer „modernen“ Landwirtschaft. Wenn sie jedoch den betriebswirtschaftlich-vitalen Interessen des Landwirtes zuwiderlaufen, daher also nicht mehr im Rahmen der normalen Betriebsführung sozusagen „automatisch“ erfolgen, werden sie zu landschaftspflegerischen Maßnahmen, die Geld kosten. Im Zuge der allseits propagierten und teilweise auch schon in die Tat umgesetzten Feuchtwissenschafts-Programme, die finanziell oft gut ausgestattet sind, sollte es möglich sein, auf der Grundlage guter, gesamtökologischer Konzepte (die allerdings noch fehlen) die Reste unserer hochgradig schutzwürdigen und schutzbedürftigen Feuchtwiesen samt ihrer zoologischen Lebenswelt zu erhalten.

9. Literatur

- Amani, M. R., 1980: Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen im Grünland der Bachtäler um Suderburg. Diss. Göttingen.
- Baumer, K., 1962: Die Wasserstufenkarte der Wümme-Niederung. Abh. Naturwiss. Ver. Bremen 36 (1): 118–168.
- 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. In: R. Schubert, W. Hilbig (Hrsg.), Ber. Internat. Symp. IVV. Halle 1987. 98–109.
- Bobbink, R.; Willems, J. H., 1987: Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: a threat to a species-rich ecosystem. – *Biolog. Conserv.* 40. 301–314.
- Boller-Elmer, K. Ch., 1977: Stickstoffdüngungseinflüsse von Intensiv-Grünland auf Streu- und Moorwiesen. Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stiftung Rübél, 63.
- Bornkamm, R., 1981: Zusammensetzung, Biomasse und Inhaltsstoffe der Vegetation während zehnjähriger Sukzession auf Gartenboden in Köln. *Decheniana* 134: 34–48.
- Bosshard, A.; Andres, F.; Stromeyer, S.; Wohlgemuth, T., 1988: Wirkungen einer kurzfristigen Brache auf das Ökosystem eines anthropogenen Kleinsseggenrieds – Folgerungen für den Naturschutz. Ber. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stiftung Rübél, 54: 181–220.
- Böttcher, W.; Schlüter, H., 1989: Vegetationsveränderung im Grünland einer Flußauwe des Sächsischen Hügellandes durch Nutzungsintensivierung. *Flora* 182: 385–418.
- Briemle, G., 1980: Untersuchungen zur Verbuschung und Sekundärbewaldung von Moorbrachen im südwestdeutschen Alpenvorland. Diss. Bot. 57. 286 S.
- Connel, G. H.; Slatyer, R. O., 1977: Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organisation. *Nature* 111: 1119–1144.
- Cornelius, R.; Meyer, G., 1991: Zur Bedeutung populationsbiologischer Forschung für den speziellen Artenschutz. Ber. aus d. Ökol. Forsch. 4: 119–130.
- Davy, A. J., 1980: Biological flora of the British Isles: *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv. *J. Ecol.* 68: 1075–1096.
- Dierrsens, K., 1989: Eutrophierungsbedingte Veränderungen der Vegetationszusammensetzung (Fallstudien aus Schleswig-Holstein). *NNA-Berichte* 2 (1): 27–30.
- Egler, F. E., 1954: Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412–417.
- Ellenberg, H., 1952: Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung. Stuttgart.
- Ellenberg, H., 1986: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 4. Aufl. Stuttgart.
- Ellenberg, H.; Müller-Dombois, D., 1967: A key to Raunkiaer plant life forms with revised subdivisions. Ber. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stift. Rübél, 37: 56–73.
- Ellenberg, H.; Weber, H. E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulißen, D., 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18. 248 S.
- Ellenberg, H. (jun.), 1989: Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz. *NNA-Berichte* 2 (1): 4–13.
- Fischer, A., 1982: Mosaik und Syndynamik der Pflanzengesellschaften von Lößböschungen im Kaiserstuhl. *Phytocoenologia* 10 (1/2): 73–256.
- Gatsuk, L. E.; Smirnova, O. V.; Vorontzova, L. I.; Zaugolnova, L. B.; Zhukova, L. A., 1980: Age states of plants of various growth forms: A review. *J. Ecol.* 68: 675–696.
- Gigon, A., 1975: Über das Wirken der Standortsfaktoren; kausale und korrelative Beziehungen in jungen und in reifen Stadien der Sukzession. *Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswes.* 51 (1): 25–35.
- Gisi, U.; Oertli, J. J., 1981a: Ökologische Entwicklung im Brachland verglichen mit Kulturwiesen. IV. Veränderungen im Mikroklima. *Oecol. Plant* 2 (16): 233–249.
- Haeupler, H., 1982: *Eveness*. Diss. Bot. 65.
- Heinemann, G.; Hülbusch, K.-H.; Kuttelwascher, P., 1984: Die Pflanzengesellschaften des „Leher Feldes“ im Hoyerland. Gutachten im Auftr. Senat. f. Umweltschutz d. Hansestadt Bremen (Büro Team Grünplan Bremen).
- Hobohm, C.; Schwabe, A., 1985: Bestandsaufnahme von Feuchtvegetation und Borstgrasrasen bei Freiburg im Breisgau – ein Vergleich mit dem Zustand von 1954/55. Ber. Naturforsch. Gesell. Freiburg 75: 5–51.
- Kapfer, A., 1988: Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. Diss. Bot. 120. 144 S.
- Klapp, E., 1990: Taschenbuch der Gräser. Berlin, Hamburg.
- Kölbel, A.; Dierrsens, K.; Grell, H.; Voss, K., 1990: Zur Veränderung grundbeeinflusster Niedermoor- und Grünland-Vegetationstypen des nordwestdeutschen Tieflandes – Konsequenzen für Extensivierung und „Flächenstilllegung“. *Kieler Notizen z. Pfl.kde. in Schleswig-Holstein u. Hamburg* 20 (2): 67–89.
- Lenski, H., 1953: Grünlanduntersuchungen im mittleren Oste-Tal. *Mitt. Flor.-Soz. Arbgem. N.F.* 4: 26–58.
- Mederake, R., 1991: Vegetationsentwicklung und Standortbedingungen von Straßenbegleitflächen bei unterschiedlicher Pflege. Diss. Univ. Göttingen.
- Meisel, K., 1969: Zur Gliederung und Ökologie der Wiesen im nordwestdeutschen Flachland. *Schr.Reihe f. Vegetationskde.* 4: 23–48.

- Müller, J.; Rosenthal, G., 1989: Mechanismen der Dominanzentwicklung in Pflanzenbeständen und ihre Bedeutung für die Sukzessionslenkung. *Verh. Ges. Ökol.* 19 (1): 135.
- Müller, J.; Rosenthal, G.; Uchtmann, H., (im Druck): Vegetationsveränderungen und Ökologie nordwestdeutscher Feuchtgrünlandbrachen. *Tuexenia* 12 (1992).
- Oberdorfer, E., 1990: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 6. Aufl. Stuttgart.
- Oomes, M. J. M.; Altena, H. J., 1987: Changes in the vegetation of extensively and agricultural grassland caused by cutting date and cutting frequency. In: R. Schubert, W. Hilbig (Hrsg.), *Ber. Int. Symp. IVV. Halle 1987*: 152–162.
- Pfadenhauer, J.; Twenhöven, F. L., 1986: Nährstoffökologie von *Molinia caerulea* und *Carex acutiformis* auf baumfreien Niedermooren des Alpenvorlandes. *Flora* 178: 157–166.
- Poschlod, P., 1990: Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsbiologischer Faktoren. *Diss. Bot.* 152.
- Rosenthal, G.; Müller, J.; Cordes, H., 1985: Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen zur Sukzession auf feuchtem Grünland. *Verh. Ges. Ökol.* 13: 235–242.
- Rosenthal, G.; Müller, J., 1986: Zur initialen Vegetationsentwicklung einer Feuchtwiese bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. *Verh. Ges. Ökol.* 14: 77–82.
- Rosenthal, G.; Müller, J., 1988: Wandel der Grünlandvegetation im mittleren Ostetal – Ein Vergleich 1952–1987. *Tuexenia* 8: 79–99.
- Rosenthal, G., 1992: Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen. *Diss. Bot.* 182. 283 S.
- Runge, F., 1985: 21-, 10-, und 8jährige Dauerquadratuntersuchungen in aufgelassenen Grünländereien. In: K. F. Schreiber (Hrsg.), *Sukzession auf Grünlandbrachen. Münster. Geogr. Arb.* 20: 45–49.
- Schiefer, J., 1981: Bracheversuche in Baden-Württemberg. *Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ.* 22: 235 S.
- Schmidt, W., 1981: Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachflächen. *Scripta Geobot.* 15: 199 S.
- Schmidt, W., 1986: Über das Konkurrenzverhalten von *Solidago canadensis* und *Urtica dioica*. III. Stickstoff- und Phosphorhaushalt. *Verh. Ges. Ökol.* 14: 537–550.
- Schrautzer, J., 1988: Pflanzensoziologische und standörtliche Charakteristik von Seggenriedern und Feuchtwiesen in Schleswig-Holstein. *Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schleswig-Holst. Hamb.* 38: 189 S.
- Schreiber, K. F.; Schiefer, J., 1985: Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen – 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. In: K. F. Schreiber (Hrsg.), *Sukzession auf Grünlandbrachen. Münstersche Geogr. Arb.* 20: 111–153.
- Schriefer, Th., 1985: Rekultivierung als ökologisches Problem. 1. Entwicklung des Mikroklimas auf einer Deponieabdeckschicht. *Z. Kulturtechn. u. Flurberein.* 26: 305–313.
- Schwartz, P., 1991: Einfluß unterschiedlicher Pflegemaßnahmen auf Vegetation, Stickstoffverfügbarkeit und Aufwuchs nordwestdeutscher Feuchtgrünlandgesellschaften. *Diss. Univ. Münster.*
- Stüssi, B., 1970: Vegetationsdynamik in Dauerbeobachtung. Naturbedingte Entwicklung subalpiner Weiderasen auf Alp la Schera im Schweizer Nationalpark während der Reservatsperiode 1939–1965. *Ergebn. wiss. Unters. schweiz. Nationalpark* 13. 384 S.
- Weber, H. E., 1979: Zur soziologischen Stellung von *Calamagrostis canescens* (Weber) Roth. *Phytocoen.* 6: 252–258.
- Weber, H. E., 1983: Vegetation der Haaren-Niederung am Westrande der Stadt Oldenburg – Ein Beitrag zur Problematik brachgefallener Feuchtwiesen. *Drosera* 83 (2): 87–116.
- Werner, W., 1983: Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt einiger Pflanzenbestände. *Scripta Geobot.* 16.
- Wolf, G., 1979: Veränderung der Vegetation und Abbau der organischen Substanz in aufgegebenen Wiesen des Westerwaldes. *Schr. Reihe f. Vegetationskde.* 13. 117 S.
- Zacharias, D.; Janssen, Ch.; Brandes, D., 1988: Basenreiche Pfeifengras-Streuwiesen des Molinietum caeruleae W. Koch 1926, ihre Brachestadien und ihre wichtigsten Kontaktgesellschaften in Südost-Niedersachsen. *Tuexenia* 8: 55–78.

Anschrift des Verfassers

Dr. Gert Rosenthal
AG Geobotanik/Vegetationskunde/
Naturschutz (Feuchtwiesen)
FB2, Universität
2800 Bremen 33

Zum Einfluß moderner Grünlandwirtschaft auf Wiesenvögel

von Bernd Bölscher

1. Wiesenvögel und ihre Lebensräume

Im Laufe eines Jahres wird das Grünland von einer großen Zahl sehr verschiedener Vogelarten als Lebensraum genutzt. Im Frühjahr und Herbst fallen Schwärme von Staren und Drosseln im Grünland ein, um tagelang dicht unter der Grasnarbe nach Wirbellosten zu suchen. Mäusebussard und Turmfalk jagen hier nach Mäusen; nordische Gänsearten fallen auf dem Zug zur Rast ein und weiden energiereiche Gräser und Kräuter ab. Wenn wir im Naturschutz von „Wiesenvögeln“ oder – was inhaltlich auf dasselbe hinausläuft – von „Weidevögeln“ sprechen, spielen jedoch alle diese Arten nur Nebenrollen.

Als Wiesen- bzw. Weidevögel im engeren Sinne werden in Mitteleuropa die Vogelarten bezeichnet, die das Grünland als Nist- und Nahrungshabitat nutzen: Mit Kiebitz, Kampfläufer, Bekassine, Uferschnepfe, Großem Brachvogel und Rotschenkel stehen mehrere Arten der Watvögel im Mittelpunkt der Betrachtung, dazu kommen einige bodenbrütende Sperlingsvögel, so der Wiesenpieper, die Schafstelze, das Braunkehlchen und – nicht zu vergessen – die Feldlerche. Auch einige ausgesprochene Seltenheiten müssen wir nennen, insbesondere den Wachtelkönig, die Wiesenweihe und die Sumpfohreule. Alle Wiesenvogelarten sind Bodenbrüter. Jede dieser Arten hat es wahrscheinlich schon lange vor der Zeit gegeben, als durch die Tätigkeit des Menschen nach der Domestizierung des Rindes vor mehreren tausend Jahren die Anfangsstadien der heutigen Wiesen und Weiden entstanden. Als natürliche Lebensräume unserer Wiesenvögel wollen wir – ohne Anspruch auf Vollständigkeit – das offene Niedermoor, Verlandungszonen von Gewässern, Hochmoore, Moostundra, Dünentäler auf Meeresinseln, Salzwiesen und Feuchtsteppen nennen. Eine über eng begrenzte Areale hinausgehende Bindung der heutigen Wiesenvogelarten an eine bestimmte Pflanzengesellschaft ist daher nicht zu erwarten

und war auch nirgends nachweisbar. Es scheint vielmehr so zu sein, daß jede Art – je nach Körperbau und Verhalten – beim Brutgeschäft und bei der Nahrungssuche unterschiedliche Strukturen der Vegetation und des Bodens im Grünland mehr oder weniger deutlich bevorzugt. Wenn dieser Präferenzbereich in einer bestimmten naturräumlichen Region oder Unterregion mangels Alternativen ausschließlich innerhalb einer definierten Grünland-Pflanzengesellschaft angeboten wird, so entsteht dort der Eindruck der scheinbaren Bevorzugung eines bestimmten geobotanischen Verbandes oder gar einer bestimmten Assoziation – so z.B. Uferschnepfe – Calthion.

2. Ökologische Nische eines Wiesenvogels: Körperbau und Habitatfaktoren

Ein wichtiges Kriterium für die Kennzeichnung der „arttypischen“ ökologischen Nische eines Wiesenvogels ist der Modus der Nahrungsaufnahme. Hierüber bestimmen insbesondere genetisch determinierte Eigenschaften, so vor allem Schnabelbau, Fähigkeit zur taktilen oder akustischen Ortung von Nahrung, Bau der Beine und Füße (Rüggelberg 1960; Lange 1968; Hoerschelmann 1970; Burton 1974), aber auch Erbkoordinationen. Unabhängig von all diesen artspezifischen Eigenschaften ist grundsätzlich ein ausreichend gutes Nahrungsangebot die entscheidende Voraussetzung für die erfolgreiche dauerhafte Existenz einer Population – ganz gleich, ob die Nahrung nun vorrangig aus Pflanzenteilen besteht, aus wirbellosten Tieren der obersten Bodenschicht oder der Bodenoberfläche, aus Wirbellosten des Aufwuchses oder aus Fluginsekten. Die echten Sondierer unter den Watvögeln (Uferschnepfe, Bekassine) können Nahrungstiere unter der Erdoberfläche taktil orten; sie sind zur Nahrungssuche auf weichen, gut durchfeuchteten Boden angewiesen. Der Große Brachvogel bevorzugt mit seinem gebogenen Schnabel eine ande-

re Technik der Nahrungssuche; er besiedelt auch trockeneres Grünland und weniger weiche Böden als Bekassine und Uferschnepfe. Der Kiebitz orientiert sich bei der Nahrungssuche mit Auge und Ohr. Da er kein echter „Sondierer“ ist, spielt die Weichheit des Bodens in dieser Hinsicht keine wesentliche Rolle, wohl aber kann – in Verbindung mit dem Nahrungsangebot – die Bodenfeuchtigkeit von Bedeutung sein. Der Kiebitz muß die Bodenoberfläche sehen können und meidet daher Habitate mit hoher, dichter Vegetation. Ähnlich ist es bei Lerchen, Piepern und Stelzen. Auch sie brauchen Platz zum Laufen, doch wegen ihrer geringen Körpergröße können die Halme dichter stehen als beim Kiebitz. Pieper und Stelzen bevorzugen überdies Bereiche mit Sitzwarten (Maulwurfshügel, Zaunpfähle, Dunghaufen, Viehschuppen), von wo aus sie ihr Territorium überschauen und durch Gesang markieren können. Manchmal steigen sie von dort aus auch zu raschen Flugjagden auf fliegende Insekten auf. Das Braunkehlchen ist sowohl zur Flug- als auch zur Bodenjagd befähigt. Letztere ist nur auf kurzrasigen Flächen möglich. Für die Flugjagd und den Gesang von einer Warte aus sind Büsche, Hochstauden, Zaunpfähle in größerer Zahl notwendig.

Auch das Kleinklima in den bodennahen Schichten spielt eine wichtige Rolle, da Eier und Junge je nach Art an Schwankungen von Temperatur und Luftfeuchtigkeit unterschiedlich gut angepaßt sind. So weiß man aufgrund von Kenntnissen artspezifischer Unterschiede im Feinbau der Eischale heute recht gut Bescheid darüber, ob ein trockenes oder feuchtes Milieu im Nest einer bestimmten Art günstiger ist (Rahn und Paganelli 1990). Auch ist seit langem recht gut bekannt, wie sich trockene und feuchte Böden in ihrer Wärmeleitfähigkeit unterscheiden (Van Wijk und De Vries 1963).

3. Habitatstrukturen und -faktoren: Präferenzen

Mit Hilfe standardisierter Techniken lassen sich für verschiedene Grünlandtypen zu geeigneten Zeitpunkten Schichtungsdiagramme erstellen. Unterschiede in der Schichtung der Gras- und Krautschicht beeinflussen das Kleinklima, haben aber auch – je nach Körper-

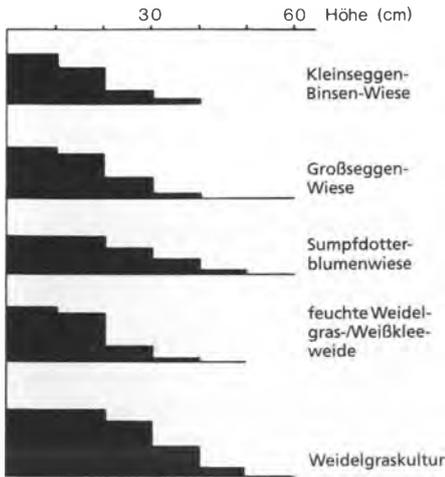


Abb. 1. Schichtungsdiagramm für verschiedene Grünlandtypen. Sämtliche Proben wurden zwischen dem 20. 5. und 25. 5. 1984 geschnitten und einzeln ausgezählt und vermessen. Die Breite der Säule gibt den relativen Anteil der in jedem Dezimeter-Intervall vorhandenen Pflanzenteile an der Gesamtfläche der auf eine Ebene projizierten Vegetation wieder.

größe eines Tieres – Konsequenzen für Sichtdeckung und Raumwiderstand. Aus meinem Diagramm von Mai 1984 (Abb. 1) wird zunächst deutlich, daß die untersuchte Weidelgraskultur einen viel dichteren Aufwuchs hat als Grünlandtypen mit extensiverer Nutzung. Sehr stark ausgeprägt waren diese Unterschiede auf den von mir untersuchten norddeutschen Probeflächen damals im Höhenintervall 20–40 cm. Höhe und Dichte des Aufwuchses wäre also ein wichtiges Kriterium zur Unterscheidung von Habitatstrukturen. Im mitteleuropäischen Grünland sind mindestens drei Gruppen von relativ leicht meßbaren Habitatfaktoren größerer Tiere voneinander weitgehend unabhängig (Bölscher 1988). Sie werden stark beeinflusst durch Bodentyp, örtliches Klima und landwirtschaftliche Nutzung, so z. B. Vorflut, Nährstoffeintrag, Beweidung und Mahd. Sie decken die Extreme ab von a) trocken – naß, b) krautarm/monoton – krautreich/vielfältig, c) kurzrasig/lückig – hochwüchsig/dicht.

Entlang den zwischen diesen Extremen gebildeten Gradienten bevorzugen die meisten Wiesenvogelarten bestimmte Bereiche. Die folgende Darstellung faßt Ergebnisse einer Untersuchung aus der Wümmeniederung zusammen (Abb. 2). Eine deutliche Prä-

ferenz für mäßig feuchte bis sehr feuchte Standorte zeigen Kiebitz, Bekassine, Uferschnepfe, Rotschenkel und Schafstelze. Die Feldlerche scheint die feuchtesten Grünlandbereiche eher zu meiden und kommt offenbar im stärker entwässerten Grünland besser zu recht.

Unterschiede zwischen Parzellen in bezug auf die Höhe der Vegetation differenzieren in den ersten sechs Wochen einer Vegetationsperiode immer stärker aus. Um diese zwischen den Habitaten verschiedener Arten gut deutlich machen zu können, sind der Darstellung Meßergebnisse von Mitte Mai zugrunde gelegt. Kurzrasige, mehr lückige Vegetation bevorzugt – in dieser Reihenfolge – Uferschnepfe, Kiebitz und Rotschenkel; eine Präferenz für hohen und dichten Aufwuchs zeigt am ehesten noch die Bekassine. Die übrigen Arten liegen mehr im Intermediär-

bereich oder sind indifferent. Entlang der dritten Habitatachse stellen Uferschnepfe, Kiebitz und Feldlerche offenbar recht hohe Ansprüche an Biotopvielfalt bzw. Krautreichtum, während für die Bekassine dieser Faktor anscheinend von untergeordneter Bedeutung ist. Die übrigen Arten nehmen hier mittlere Positionen ein. Grundsätzlich gilt für die Strukturierung des Lebensraumes folgende Regel: Je monotoner die Vegetation und je einheitlicher die Wasserführung, desto weniger Arten finden eine ökologische Nische.

Die unterschiedlichen Ansprüche an das Habitat und die inner- und zwischenartliche Konkurrenz wirken sich letztlich in unterschiedlichen Dispersionsmustern der Teilpopulationen verschiedener Arten aus. Dabei läßt sich anhand von Kartierungsergebnissen aus zwei der wichtigsten Wiesenvogelgebiete Niedersachsens zeigen, daß die

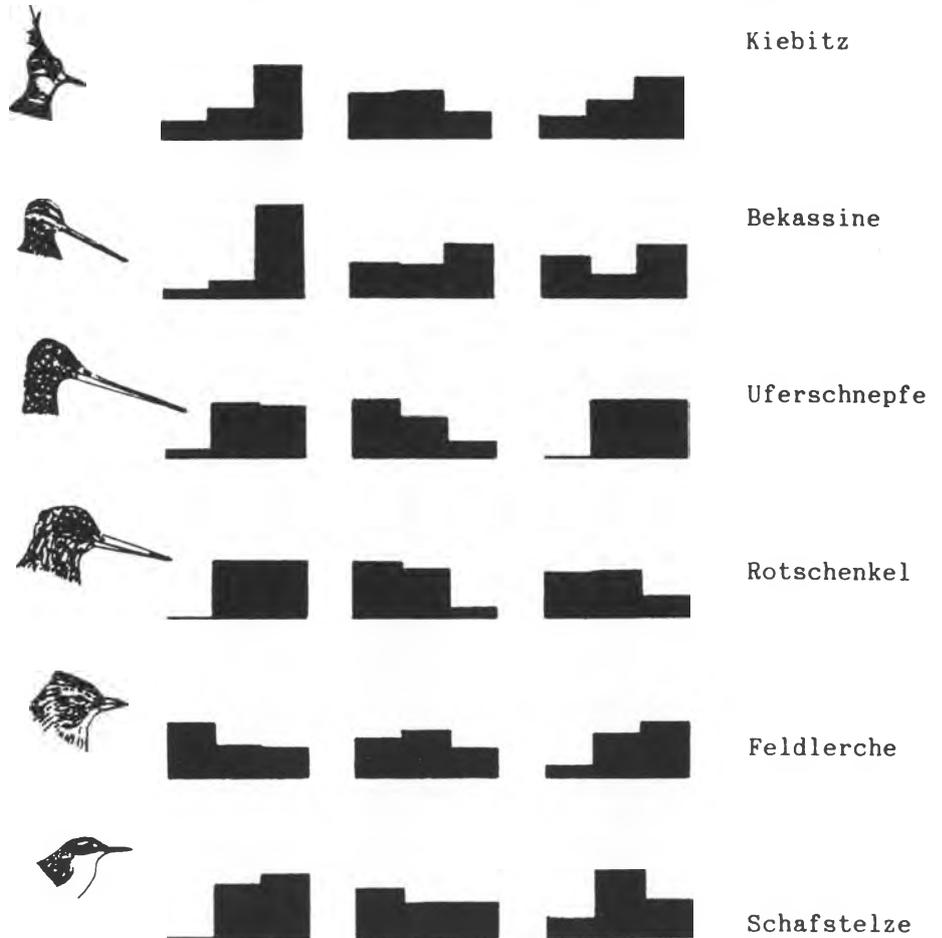


Abb. 2. Relative Abundanzen von Wiesenvogelarten über jeweils drei Intervalle von drei Habitatgradienten in den Wümmewiesen 1985. – Links: Feuchtestufen (mäßig trocken – mäßig feucht – sehr feucht); Mitte: Stratifikation (kurzrasig/lückig – mittelhoch – hochwüchsig/dicht); rechts: Strukturvielfalt (krautarm/monoton – intermediär – krautreich/vielfältig).

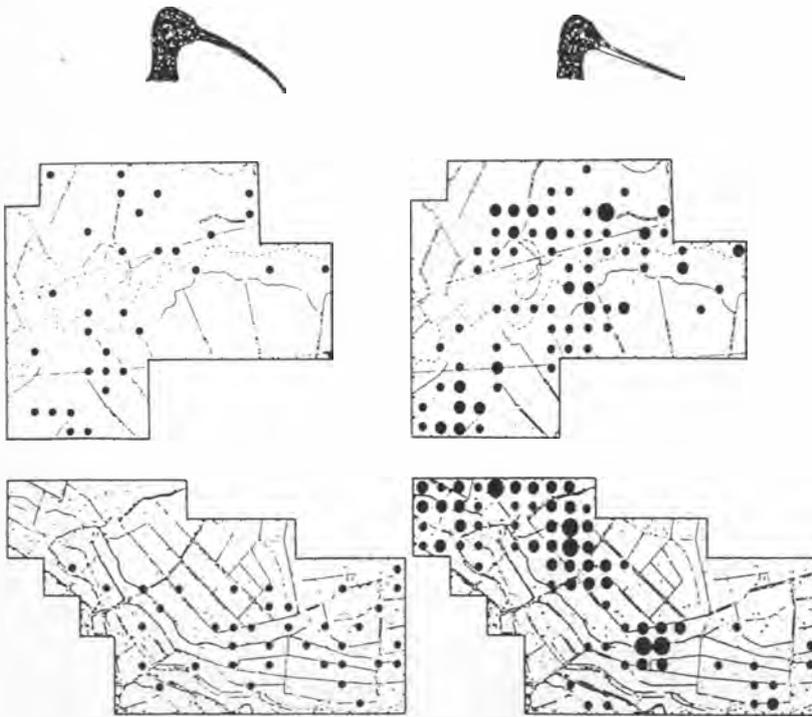


Abb. 3. Verteilungsmuster von Großem Brachvogel (links) und Uferschnepfe (rechts) in der Fehntjer-Tief-Niederung 1984 / Ldkrs. Leer und Aurich (oben) und in den Wümmewiesen 1985 / Freie Hansestadt Bremen und Ldkrs. Verden (unten). Die Größe der gefüllten Kreise korreliert mit der Häufigkeit je 6.25-ha-Raster: 1, 2–3, > 3 Territorien.

Verteilungsmuster für die drei Arten mit deutlicher Präferenz für Feuchtgrünland – nämlich Bekassine, Uferschnepfe und Kiebitz – ähnlichen Gesetzmäßigkeiten folgen (siehe hierzu Bölscher 1988). Abbildung 3 macht deutlich, wie stark das Verteilungsmuster des Großen Brachvogels von dem der Uferschnepfe abweicht.

Unter den Watvögeln, bei denen die Jungen Nestflüchter sind, wird für verschiedene Arten auf Grund von Familienwanderungen nach dem Schlüpfen des Nachwuchses eine Verschiebung der Habitatsprüche postuliert (Beltin 1990). Ergebnisse von Untersuchungen an Kiebitz und Uferschnepfe in Agrargebieten mit intensiver und wenig intensiver Landwirtschaft (Baker und Groen 1989; Galbraith 1988a, b) deuten jedoch darauf hin, daß derartige Dispersionsveränderungen im Verlauf des Fortpflanzungsgeschäftes mit suboptimalen Bedingungen für die Jungenaufzucht im Nisthabitat zusammenhängen können. Zur weiteren Klärung dieser Frage besteht für Norddeutschland Forschungsbedarf in sogenannten „Spitzengebieten“, wie z.B. Wümmewiesen (siehe dazu auch Eikhorst 1984) und Fehntjer-Tief-Niederung.

4. Landwirtschaft und Wiesenvögel: Direkte und indirekte Einflüsse

Der negative Einfluß moderner Grünlandbewirtschaftung auf Populationen von Wiesenbrütern wurde für etliche Regionen Europas ausführlich dokumentiert (siehe auch Kuschert 1983 [Schleswig-Holstein]; Smith 1983 [England, Wales]; Zuppke 1984 [Mittelbecken, DDR]; Dyrce et al. 1985 [Biebrzaniederung, Polen]). Auf der „Roten Liste der in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Vogelarten“ (6. Fassung, DSIRV 1987) sind seit 1987 – mit Ausnahme von Stockente, Fasan, Feldlerche, Goldammer und Rohrammer – alle im binnenländischen Grünland vorkommenden Bodenbrüter aufgeführt. Bodenbrütende Wiesenvogelarten sind im positiven wie im negativen Sinne auf verschiedene Weise den Einflüssen der modernen Landwirtschaft ausgesetzt. Würden Mahd oder Beweidung durch Großvieh unterbleiben, so wäre die Grünlandvegetation der natürlichen Sukzession unterworfen, so daß auf Wiese und Weide zunächst der – für das Winterhalbjahr und den Monat April typische – kurzrasige Aspekt fehlen wür-

de. Zug um Zug könnten sich Büsche und Bäume ansiedeln. Ohne bäuerliche Tätigkeit gäbe es in der Kulturlandschaft keine ökologische Nische für Wiesenvögel.

Entwässerung, Reliefmelioration, Düngung und Herbizidanwendung steuern zunächst die floristische Zusammensetzung der Vegetation und deren physiognomische Struktur. Nachhaltig verändert wird aber auch das Mikroklima im Aufwuchs, auf der Bodenoberfläche und in den obersten Bodenschichten. Veränderungen im Pflanzenbestand und im Kleinklima wiederum beeinflussen die Lebensbedingungen für wirbellose Tierarten und damit das Nahrungsangebot für Wiesenvögel. Das Kleinklima setzt überdies auch der Überlebensfähigkeit von Gelegen und Jungvögeln Grenzen. Die Methoden der Intensivlandwirtschaft verändern also einige ökologische Faktoren im Grünland so nachhaltig, daß mittelbar die Bildung einer ökologischen Nische für bestimmte Wiesenvogelarten unmöglich wird.

Variationen der Bodenbearbeitung, des Mahdrhythmus und der Beweidungsdichte können ebenfalls die Zusammensetzung der Vegetation beeinflussen. Daneben rufen sie durch ihre potentiell tödliche Wirkung auf Gelege und kleine Jungvögel unmittelbar schwerwiegende Folgen für den Bruterfolg hervor. Maßnahmen zur Bodenbearbeitung im zeitigen Frühjahr (Walzen, Schleppen) werden dann problematisch, wenn sie nach der Eiablage früh brütender Arten (Kiebitz, Uferschnepfe, Großer Brachvogel) erfolgen. In der Regel führen sie in dieser Situation zum Totalverlust von Erstgelegen. Dies ist insofern schwer kompensierbar, als der Erfolg der früh in der Fortpflanzungsperiode gezeitigten Bruten für das Überleben einer Population offenbar besonders wichtig ist (hierzu siehe z.B. Perrins und Birkhead 1983; Beintema und Müskens 1987; Galbraith 1988b). Ein wenigstens teilweiser Ausgleich ist nur dann möglich, wenn auf der betreffenden Parzelle nach dem Befahren, Walzen, Schleppen u.ä. acht Wochen lang Ruhe herrscht. Während dieser Zeit kann das Nachgelege nicht nur erfolgreich bebrütet werden, sondern die daraus geschlüpften Jungvögel haben am Ende ein Alter von mindestens zehn Tagen erreicht, ab welchem

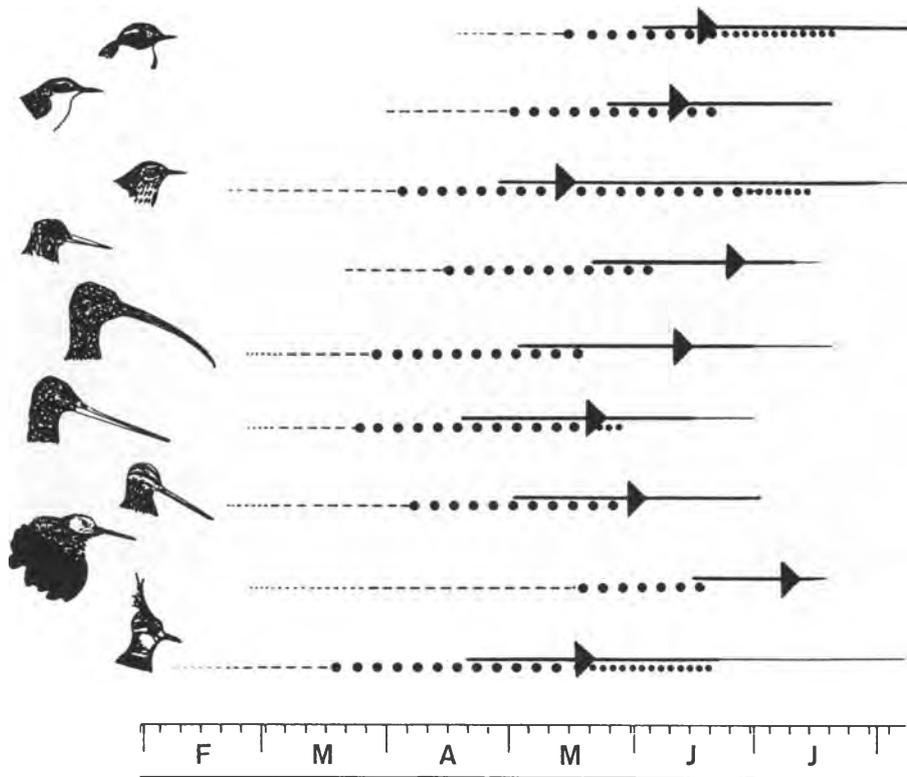


Abb. 4. Zur Brutphänologie von Wiesenvogelarten in Mitteleuropa. Gestrichelt: Phase der Revierbesetzung; gefüllte Kreise: Phase der Eiablage und Bebrütung; durchgezogene Linie: Phase der Jungenaufzucht. – Marke A: frühester Zeitpunkt mit flüggelungen. (Quellen: Glutz et al. 1975, 1977, 1985).

sie befähigt sind, vor Traktoren und Großvieh zu fliehen.

Für die Bewertung der Auswirkungen von Mahd und Beweidung auf die Überlebensfähigkeit wollen wir uns zunächst näher vertraut machen mit den wichtigsten Daten zur Brutphänologie der verschiedenen Arten. Aus dem Diagramm (Abb. 4) wird sehr deutlich, daß der in der herkömmlichen Grünlandwirtschaft gegenwärtig übliche Termin der ersten Mahd (ca. 20. Mai) kaum einer Bodenbrüterart noch eine Chance läßt. Der Mähtermin beeinflusst den Schlupferfolg desto mehr, je später der Legebeginn liegt. Insofern sind die Ergebnisse niederländischer Untersuchungen (Beintema und Müskens 1987) nicht ohne weiteres auf niedersächsische Verhältnisse übertragbar. Im norddeutschen Flachland setzt der Legebeginn bei Watvogelarten des Grünlandes im Durchschnitt 7–10 Tage später ein als in den Niederlanden. Demnach wirkt sich der Zeitpunkt des ersten Mähtermins je nach Art wie folgt auf den Schlupferfolg aus (Tab. 1).

Für die Einschätzung des potentiellen Bruterfolges gegenüber dem

Schlupferfolg und den unmittelbaren Folgen des Mähens gilt folgende Faustregel: Junge Limikolen sind erst im Alter von ca. 10 Tagen so selbständig, daß sie vor einer Mähmaschine fliehen statt sich an den Boden zu drücken. Daher besteht für sie erst von diesem Zeitpunkt an eine hinreichend große Chance, das Mähen der Vegetation im Lebensraum unbeschadet zu überstehen.

Der Einfluß der Beweidung auf den Bruterfolg ist von Vogelart zu Vogelart unterschiedlich und hängt – wie Tab. 2 zeigt – zum einen ab von der Art des

Weideviehs, zum anderem vor allem von der Besatzdichte (Tiere je Hektar) (Beintema und Müskens 1987).

Bei gleicher Besatzdichte ist der mittlere Schlupferfolg bei Beweidung mit Schafen am höchsten, gefolgt von dem bei Beweidung mit Milchkühen. Jungrinder verursachen demgegenüber weit häufiger Gelegeverluste. Mit steigender Besatzdichte nimmt bei Schafen und Milchkühen der Schlupferfolg des Kiebitz zunächst linear ab, um etwa 10 % je zusätzlich weidendem Tier. Bei Beweidung mit Jungrindern wirkt sich eine Steigerung der Besatzdichte viel krasser aus. Bereits ab einer Dichte von vier Jungrindern pro Hektar geht der Schlupferfolg gegen Null. Die Gelegeverluste durch Viehtritt sind bei Uferschnepfe, Rotschenkel und Kampfläufer deutlich höher als beim Kiebitz.

Setzt man einen Schlupferfolg von langfristig etwa 40–50 % als Voraussetzung für das Überleben einer Population an, so zeigt sich, daß eine pauschale Regelung der Besatzdichte, wie sie etwa beim Erschwernisausgleich des Landes Niedersachsen praktiziert wird, dem Problem nicht gerecht wird. Auch ist die Festlegung der Beweidungsdichte in der Dimension „GVE/ha“ statt „Stückzahl/ha“ aus der Sicht des Wiesenvogelschutzes nicht tragbar. Hier sind spezifische, jeweils auf den Schutzzweck bezogene Lösungen notwendig.

Überlegungen über ein optimales „Biotopmanagement“ für Wiesenvögel müssen berücksichtigen, daß es keine perfekten Lösungen gibt. Das grundsätzliche Dilemma besteht darin, daß im Verlauf der Monate Mai und Juni die Phytomasseproduktion stetig zunimmt, genau in dieser Zeit jedoch erhebliche Einschränkungen der Nutzung zur Sicherung des Bruterfolges notwendig

Tab. 1. Schlupferfolg von Wiesenbrütern (% geschlüpfte Junge bezogen auf abgelegte Eier) in Abhängigkeit vom Mähtermin (Termin 1 = 15. Mai, 2 = 1. Juni, 3 = 15. Juni, 4 = 1. Juli). Quelle Niederlande: Beintema und Müskens 1987. Niedersachsen: Extrapoliert nach Daten für Niederlande.

Art	Niederlande				Niedersachsen			
	Mähtermin				Mähtermin			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Kiebitz	40	70	85	90	30	55	77	88
Uferschnepfe	40	75	85	90	30	57	77	88
Rotschenkel	10	70	85	95	0	55	77	90
Kampfläufer	1	40	80	90	0	20	60	85

Tab. 2. Mittlerer Schlupferfolg von Grünlandbrütern (% geschlüpfte Junge bezogen auf abgelegte Eier) in Abhängigkeit von der Besatzdichte verschiedener Weidetiere (Quelle: Beintema und Müskens 1987)

Vogelart	Weidevieh/Besatzdichte											
	Milchkühe je Hektar						Jungrinder je Hektar					
	1	2	4	6	8	10	1	2	4	6	8	10
Kiebitz	80	70	50	30	20	10	68	42	12	6	1	0
Uferschnepfe	70	55	25	10	5	1	42	15	1	0	0	0
Rotschenkel	60	40	10	1	0	0	42	12	0	0	0	0
Kampfläufer	55	30	8	1	0	0	33	10	0	0	0	0

sind. Auf Moorböden wird dies zusätzlich von einer saisonalen Zunahme der Stickstoffmineralisation begleitet. Auf Weideflächen macht also das Schutzziel eine zeitweise Unterbeweidung erforderlich. Ein sinnvoller Ausweg liegt hier a) in einer Anhebung des Grundwasserstandes, b) in einer nachhaltigen Nutzung nach Brutzeitende, unter Umständen jedoch erst im August. Das darf aber nicht zu einer zeitweisen Überbeweidung führen, wie sie im letzten Drittel der Vegetationsperiode leicht eintreten könnte. Ein weiteres Problem besteht in einer völligen Aufgabe der Nutzung. Ohne erhebliche Anhebung des Wasserstandes wird es hier recht bald zu einer starken Verbuschung kommen. Bei zu starker Anhebung des Wasserstandes oder zu starker Nährstofffreisetzung stellen sich in der Sukzession bald ebenfalls Biotopstrukturen ein, die für Wiesenbrüter ungeeignet sind. Sofern also eine Nutzungsaufgabe nicht sorgfältig abgestimmt ist auf die örtlichen bodenkundlichen, hydrologischen und vegetationskundlichen Gegebenheiten, besteht – jedenfalls im Hinblick auf das Schutzziel „Wiesenvögel“ – die Gefahr des Mißlingens. In den meisten Fällen wird eine Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung mit Hilfe von Düngereduzierung, Wasserstandsanhebung und bestimmten Einschränkungen der Besatzdichte bzw. der Mahd für die Erreichung bestimmter Schutzziele des Wiesenvogelschutzes völlig ausreichen.

5. Zusammenfassung

Obwohl Populationen bodenbrütender Wiesenvogelarten in der Kulturlandschaft auf die wirtschaftende Tätigkeit des Bauern angewiesen sind, damit offenes Grünland nicht verbuscht, wird ih-

re Existenz durch die modernen Formen der Grünlandwirtschaft zunehmend bedroht. Maßnahmen zur Verbesserung der Agrarstruktur und intensive Bewirtschaftungsformen beeinflussen Wiesenvogelpopulationen zum einen mittelbar durch Habitatveränderung, zum anderen unmittelbar durch Minderung des Bruterfolges. Bekannt als Maßnahmen mit allgemein negativer Wirkung sind insbesondere Entwässerung, Umbruch, Reliefmelioration sowie Starkdüngung bis hin zur Deponierung von Überschußgülle. Zu einer direkten Zerstörung von Brutten führen insbesondere spätes Walzen, frühe Mahd sowie Beweidung in hoher Besatzdichte. Grundsätzlich muß bei Besatzdichten 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 mehreren Arten auch schon bei erheblich weniger intensiver Nutzung. Durch die heute übliche Nutzungspraxis wird der mittlere Schlupferfolg auf ein Niveau reduziert, das unterhalb des für eine erfolgreiche Reproduktion als notwendig vermuteten Schwellenwertes liegt. Die meisten im binnenländischen Grünland vorkommenden Bodenbrüter sind seit 1987 auf der „Roten Liste der in der BRD gefährdeten Vogelarten“ aufgeführt. Maßnahmen zum „Biotopmanagement“ für den Wiesenvogelschutz müssen sorgfältig abgestimmt sein auf das Schutzziel und dürfen die örtlichen hydrologischen, bodenkundlichen und vegetationskundlichen Gegebenheiten nicht vernachlässigen.

6. Literatur

Beintema, A. J.; Müskens, G. J. D. M., 1987: Nesting success of birds breed-

ing in Dutch agricultural grasslands. Journal of Applied Ecology 24: 743–758.

Belting, H., 1990: Habitatwahl und Bruterfolg von Kiebitz und Uferschnepfe im Dümmer-Gebiet. Diplomarbeit, TU Braunschweig.

Bölscher, B., 1988: Untersuchungen zur Dispersion und Habitatwahl der Vogelarten nordwestdeutscher Hochmoor- und Grünlandbiotope. Dissertation, TU Braunschweig.

Buker, J. B.; Groen, N. M., 1990: Distribution of blacktailed godwits *Limosa limosa* in different grassland types during the breeding season. Limosa 62: 183–190.

Burton, P. J. K., 1974: Feeding and the feeding apparatus in waders, a study of anatomy and adaptations in the Charadrii. Brit. Mus. (Nat. Hist.) Publ. 719: 1–150.

DDA (Dachverband Deutscher Avifaunisten); DSIRV (Deutsche Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz), 1987: Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Vogelarten. 6. Fassung. Berichte der Deutschen Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz 26: 17–26.

Dyrce, A.; Okulewicz, J.; Witkowski, J., 1985: Changes in bird communities as the effect of peatland management. Polish ecological Studies 11: 79–85.

Eikhorst, W., 1984: Avifaunistische Bedeutung der Borgfelder Wümmewiesen. Berichte der Deutschen Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz 24: 77–91.

Galbraith, H., 1988a: Effects of agriculture on the breeding ecology of lapwings *Vanellus vanellus*. Journal of Applied Ecology 25: 487–503.

Galbraith, H., 1988b: Arrival and habitat use by Lapwings *Vanellus vanellus* in the early breeding season. Ibis 131: 377–388.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E., 1975: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 6. Wiesbaden. 840 S.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E., 1977: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 7. Wiesbaden. 895 S.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M., 1985: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 10/II. Wiesbaden. 677 S.

Hoerschelmann, H., 1970: Schnabelform und Nahrungserwerb bei Schnepfenvögeln (Charadriidae und Scolopacidae). *Zeitschrift für zoologische Systematik und Evolutionsforschung* 4: 209–317.

Kuschert, H., 1983: Wiesenvögel in Schleswig-Holstein. Husum. 120 S.

Lange, G., 1968: Über Nahrung, Nahrungsaufnahme und Verdauungstrakt mitteleuropäischer Limikolen. *Beiträge zur Vogelkunde* 13: 225–334.

Perrins, C. M.; Birkhead, T. R., 1983: *Avian Ecology*. Glasgow und London.

Rahn, H.; Paganelli, C. V., 1990: Gas

fluxes in avian eggs: driving forces and the pathway for exchange. *Comparative Biochemistry and Physiology* 95A: 1–15.

Rüggeberg, T., 1960: Zur funktionellen Anatomie der hinteren Extremitäten einiger mitteleuropäischer Singvogelarten. *Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie* 164: 1–118.

Smith, K. W., 1983: The status and distribution of waders breeding on wet lowland grasslands in England and Wales. *Bird study* 30: 177–192.

Van Wijk, W. R.; De Vries, D. A., 1963: Periodic temperature variations in a homogeneous soil. In: W. R. van

Wijk: *Physics of plant environment*. Amsterdam. S. 102–143.

Zuppke, U., 1984: Der Einfluß der Intensivierung der Graslandwirtschaft auf die wiesenbewohnenden Vogelarten des Landschaftsschutzgebietes „Mittellelbe“. *Hercynia N. F.*, Leipzig, 21: 354–387.

Anschrift des Verfassers

Dr. Bernd Bölscher
 Bund für Umwelt und Naturschutz
 Deutschland (BUND)
 Landesverband Niedersachsen
 Goebenstraße 3a, 3000 Hannover 91

Feuchtgrünlandextensivierung in den Niederlanden – Restoration management in moist grasslands in the Netherlands

by Jan P. Bakker and H. Olff

Introduction

Restoration management generally aims at the re-establishment of plant and animal communities, which have disappeared during the process of agricultural intensification. This latter process often resulted in a low species richness and in dominance of few types of vegetation which are adapted to high artificial fertilizer applications. Moreover, the groundwater table has been lowered, which often resulted in high

rates of mineralization of the then aerobic topsoil. Hence, restoration management is often translated by hay-making or grazing after the cessation of fertilizer applications. This view is too simple. The results of restoration management do not only depend on the period and/or frequency of cutting or the stocking density of grazers. The factors which determine the success of restoration management are shown in Fig. 1 (Bakker 1989) and will be discussed below.

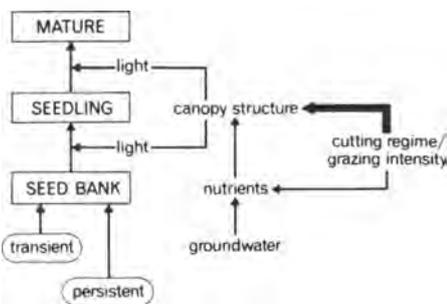


Fig. 1. Diagrammatic representation of the environmental factors influencing the establishment of new species. The thickness of the arrow indicates the importance of the effect (after Bakker, 1989).

Hydrological conditions

Much work has been done in brook valley systems. Brook valley systems consist of relatively high lying sandy plateaus between which there are lower lying eroded areas filled up by peat. Infiltrating rainwater follows different pathways. Some of it hits impervious layers of boulder clay and flows over these layers to the brook valley. As it has been only in the ground for a short time it has little chance of picking up minerals. The composition of this shallow, mineral-

poor groundwater is very similar to that of rainwater. The rest of the infiltrated groundwater seeps deeper into the ground and, partly due to the length of time it is in the ground, becomes enriched with Ca²⁺ and HCO₃⁻ (Table 1). This deep, mineral-rich groundwater stream eventually reaches the brook valley in the form of seepage water. The distribution of vegetation types along the length of a brook valley, from its source to the lower course and perpendicular to the brook, is in relation to the groundwater table and the composition of the groundwater (Fig. 2).

The aforementioned made clear that the composition of groundwater is very important for the plant communities occurring. Replacement of base-rich deep seepage water by more acid rainwater results in a change in plant communities (Bakker et al. 1987; Bakker and Grootjans 1991). Such a change takes place even with similar groundwater tables. Changes as a result of lowering the groundwater table result in mineralization of the organic topsoil and hence rates of mineralization upto 400 kg N · ha⁻¹ · yr⁻¹ (Grootjans et al. 1985, 1986).

Changes in species composition, species-richness and above-ground standing crop

As examples of the effects of restoration management by hay-making in July the changes in species composition in a permanent plot on sandy podsol soil (Table 2) and on peat broek earth soil

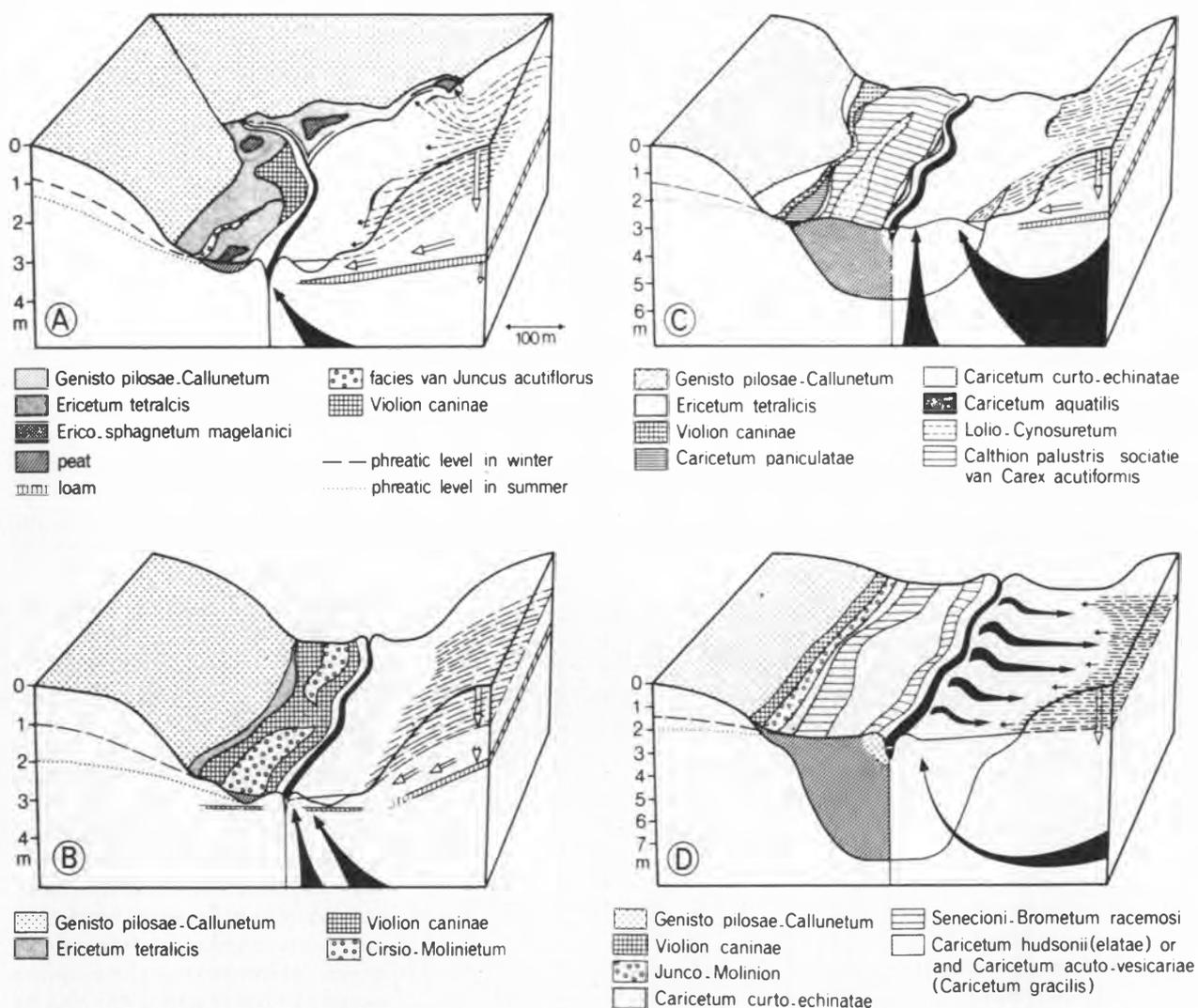


Fig. 2. Cross section of a river valley on the Drenthe Plateau showing gradients of plant communities (associations or alliances) on the left and hydrological situations on the right in A: source area, B: upper course, C: middle course and D: lower course. White arrows indicate the direction of atmocline groundwater. Black arrows indicate the direction of lithocline groundwater or flood water from the stream (after Grootjans 1980).

Table 1. Chemical composition of groundwater in a Pleistocene brook system (after Grootjans et al. 1988)

	Shallow groundwater (0.5–2.8 m below surface)								Deep groundwater in aquifer near the fringe of the Pleistocene Plateau (67–130 m)
	Type I		Type II		Type III		Type IV		
	\bar{x}	s.e.	\bar{x}	s.e.	\bar{x}	s.e.	\bar{x}	s.e.	
pH	4.7		5.6		6.6		6.7		
Ca ²⁺ (meq · l ⁻¹)	0.24	0.08	0.77	0.04	2.64	0.05	3.94	0.04	3.55
Mg ²⁺ (meq · l ⁻¹)	0.15	0.04	0.29	0.01	0.59	0.02	0.96	0.06	0.52
Na ⁺ (meq · l ⁻¹)	0.21	0.08	0.39	0.02	0.49	0.06	0.93	0.16	0.56
K ⁺ (meq · l ⁻¹)	0.05	0.02	0.07	0.01	0.09	0.01	0.18	0.08	0.04
HCO ₃ ⁻ (meq · l ⁻¹)	0.11	0.09	0.97	0.10	2.68	0.07	4.80	0.08	4.23
Cl ⁻ (meq · l ⁻¹)	0.24	0.08	0.43	0.05	0.65	0.04	1.22	0.22	0.53
SO ₄ ²⁻ (meq · l ⁻¹)	0.34	0.04	0.37	0.05	0.26	0.03	0.20	0.10	0.09
EC ₂₅ (μS · cm ⁻¹)	86	7	162	7	347	8	535	27	461
	n=6		n=33		n=54		n=12		n=5

Table 2. Changes in cover percentage of species in a permanent plot (4 m²) on dry sandy soil in the Anlo study area (lot 463) under hay-making without fertilizer applications after 1972. P: species indicating nutrient-poor conditions; R: nutrient-rich conditions; I: intermediate. Character and differential species of syntaxa are given: PL: *Poa-Lolietum*, MA: *Molinio-Arrhenatheretea*, LC: *Lolio-Cynosuretum*, F: *Filipendulion*, CP: *Calthion palustris*, Ccn: *Caricion curto-nigrae*, JA: *Juncion acutiflori*, A: *Arrhenatherion elatioris*; LP: *Lolio-Potentillion* (after Bakker 1989)

		Year										
		1974	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	
Coenon		15	16	16	16	16	16					
Number of species		15	19	19	20	21	22	20	19	16	20	
PL	R <i>Lolium perenne</i>	40	4	4	2	1	1	1	-	-	-	
LP	R <i>Alopecurus geniculatus</i>	10	2	2	2	2	2	1	2	1	1	
MA	I <i>Cerastium fontanum</i>	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
A	R <i>Bromus hordeaceus</i>	10	2	20	4	1	1	1	1	-	-	
LC	R <i>Trifolium repens</i>	-	2	2	4	2	2	1	4	-	1	
MA	R <i>Poa pratensis</i>	-	1	1	1	1	2	1	2	-	1	
LC	R <i>Festuca pratensis</i>	-	1	1	1	1	1	-	1	2	1	
LP	R <i>Agrostis stolonifera</i>	-	-	1	8	20	12	8	8	1	8	
LC	R <i>Poa trivialis</i>	-	1	8	20	12	20	4	4	4	12	
LC	R <i>Ranunculus repens</i>	4	2	4	8	20	30	20	12	30	20	
	P <i>Rhinanthus angustifolius</i>	-	-	-	-	-	1	1	8	8	12	
FC	I <i>Anthoxanthum odoratum</i>	-	1	1	1	2	2	4	8	8	12	
LC	I <i>Cynosurus cristatus</i>	2	1	1	1	1	1	1	2	4	2	
	I <i>Glyceria fluitans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	
MA	I <i>Holcus lanatus</i>	4	10	30	30	2	4	8	30	20	20	
MA	I <i>Rumex acetosa</i>	4	2	8	1	20	2	2	1	2	2	
	R <i>Phleum pratense</i>	1	-	-	-	-	2	1	-	-	1	
FC	I <i>Agrostis capillaris</i>	2	2	-	-	-	2	1	-	-	1	
MA	I <i>Cardamine pratensis</i>	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	
LC	I <i>Bellis perennis</i>	2	1	1	1	2	1	1	1	-	1	
	- <i>Taraxacum</i> sp.	2	1	1	1	1	-	1	1	-	1	
	R <i>Rumex obtusifolius</i>	-	1	4	2	2	-	1	-	-	-	
	R <i>Elymus repens</i>	-	2	-	1	1	1	-	-	-	-	
PL	R <i>Stellaria media</i>	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	
PL	R <i>Plantago major</i>	-	-	-	1	1	1	-	1	-	-	
FC	I <i>Trifolium dubium</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	I <i>Veronica arvensis</i>	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
CP	I <i>Myosotis palustris</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	
	I <i>Rhinanthus minor</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	
CP	- <i>Caltha palustris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	
CP	I <i>Lychnis flos-cuculi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	
	I <i>Mentha aquatica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	

(Table 3) are shown. The compilation of changes in many permanent plots are shown as species replacement in Figure 3. In the peat area the sequence of plant communities during restoration management is Rumici-Alopecuretum – Holcus lanatus communities – Lolio-Cynosuretum – Juncetum acutiflori (Bakker 1989). The observed changes in species composition feature a replacement of plant species indicating nutrient-rich soil conditions by plant species indicating moderate nutrient-rich soil conditions, and hence seem to point to impoverishment of the soil.

A decrease of the above-ground standing crop on peaty soil by July hay-making was found (Fig. 4), which also indicates impoverishment of the soil during restoration management. Deviations from the trend probably point to different rates of mineralization during wet and dry years.

Fig. 3. Dynamics of species replacement in field L1. Fitted curves are given for each species according to a Gaussian response model. Only those species which significantly changed with time are given. The relative abundance of each species (% cover) was square root (cover)*10 transformed prior to the computation of the response curves. Abbreviations of the species names: HL = *Holcus lanatus*; AS = *Agrostis stolonifera*; RR = *Ranunculus repens*; RA = *Rumex acetosa*; PP = *Poa pratensis*; RN = *Rhinanthus angustifolius*; FR = *Festuca rubra*; ES = *Epilobium* spp.; CA = *Cirsium arvense*; RO = *Rumex obtusifolius*; PM = *Plantago major*; AO = *Anthoxanthum odoratum*; PL = *Plantago lanceolata*; PA = *Potentilla anserina* (after Olff and Bakker 1991).

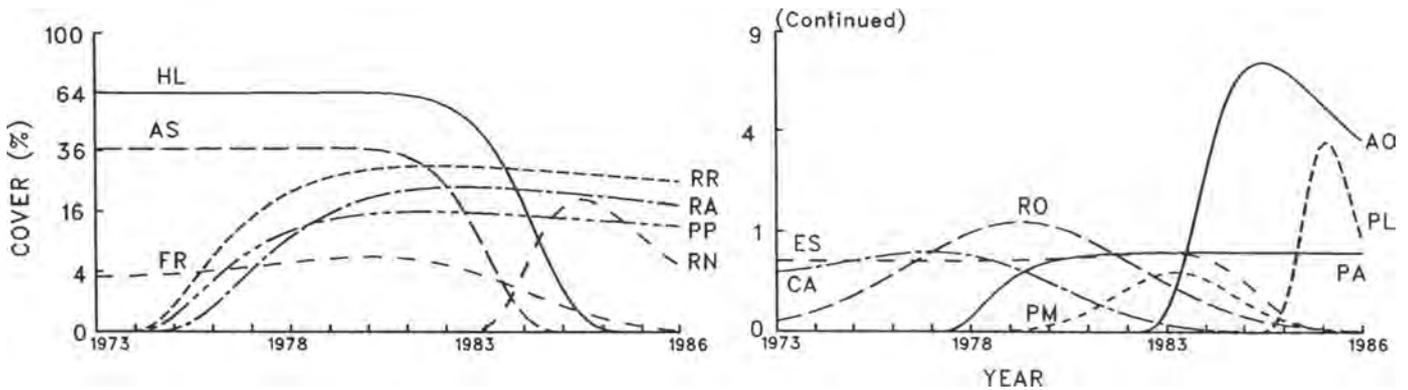


Table 3. Changes in cover percentage of species in a permanent plot (4 m²) on wet peaty soil in the Anlo study area (lot 463) under hay-making without fertilizer applications after 1972. See Table 2 for remaining information (after Bakker 1989)

		Year									
		1974	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
Coenon		18	18	18	18	19	19				
Number of species		23	24	22	22	23	31	30	26	27	26
PL	R <i>Poa annua</i>	2	–	–	–	–	–	–	–	–	–
MA	I <i>Cerastium fontanum</i>	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1
LC	R <i>Trifolium repens</i>	4	–	–	–	1	2	1	1	2	1
	I <i>Sagina procumbens</i>	4	4	–	–	–	1	1	1	1	–
LP	R <i>Alopecurus geniculatus</i>	10	1	1	8	1	1	1	1	1	1
LC	R <i>Poa trivialis</i>	–	1	4	1	2	8	2	2	4	4
LC	R <i>Festuca pratensis</i>	–	2	1	4	8	1	1	1	–	1
	P <i>Juncus effusus</i>	–	1	1	1	8	4	1	1	2	4
	P <i>Juncus articulatus</i>	–	1	–	1	–	1	1	1	1	2
LP	R <i>Agrostis stolonifera</i>	–	–	1	10	1	1	2	2	1	1
LC	R <i>Ranunculus repens</i>	4	4	12	30	20	20	12	12	30	12
	P <i>Rhinanthus angustifolius</i>	–	–	–	4	40	12	20	30	8	40
Ccn	I <i>Galium palustre</i>	–	–	–	1	1	1	1	1	1	1
CP	– <i>Caltha palustris</i>	–	–	–	–	1	2	1	1	2	4
Ccn	P <i>Ranunculus flammula</i>	–	1	–	–	–	1	1	1	1	1
MA	I <i>Holcus lanatus</i>	4	20	40	2	–	2	8	4	20	4
LC	R <i>Poa pratensis</i>	2	–	–	–	–	–	1	–	–	–
PL	R <i>Lolium perenne</i>	4	–	–	–	1	1	1	–	–	–
FC	I <i>Agrostis capillaris</i>	2	–	–	–	–	1	–	–	–	–
LC	I <i>Cynosurus cristatus</i>	4	2	2	–	2	4	1	2	4	2
FC	I <i>Anthoxanthum odoratum</i>	10	1	1	2	8	12	4	4	8	8
	I <i>Glyceria fluitans</i>	4	2	1	1	2	8	1	1	1	1
FC	I <i>Festuca rubra</i>	4	2	1	–	–	1	1	–	–	–
MA	I <i>Rumex acetosa</i>	2	1	2	1	2	4	2	1	2	1
MA	I <i>Cardamine pratensis</i>	2	1	1	1	1	2	1	1	1	1
LC	I <i>Ranunculus acris</i>	1	–	1	–	1	1	1	1	1	1
LC	I <i>Bellis perennis</i>	2	1	1	1	1	2	1	1	–	1
	– <i>Taraxacum</i> sp.	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	P <i>Equisetum palustre</i>	2	1	1	4	2	1	1	2	2	8
	I <i>Stellaria glutinosa</i>	2	1	1	1	–	1	1	1	1	1
CP	I <i>Lychnis flos-cuculi</i>	1	–	1	1	1	2	1	1	1	1
	I <i>Mentha aquatica</i>	–	1	1	–	1	1	1	–	1	–
CP	I <i>Myosotis palustris</i>	–	–	–	1	–	1	–	1	–	–
	I <i>Veronica serpyllum</i>	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
PL	R <i>Plantago major</i>	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–
	– <i>Epilobium obscurum</i>	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–
F	I <i>Filipendula ulmaria</i>	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–
F	– <i>Lythrum salicaria</i>	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–
	P <i>Epilobium palustre</i>	–	–	–	1	–	–	–	–	1	–
	I <i>Polygonum hydropiper</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1

The species-richness increased during restoration management on peaty soil (Fig. 5). Apparently an intermediate period exists in which species of both nutrient-rich and moderate nutrient-rich soil conditions occur, resulting in a higher species-richness than later in the succession.

The number of plant communities

within an allotment increased during restoration management (Fig. 6). It seems that various abiotic conditions (ground-water tables) become reflected again in different plant communities.

Different management practices

The results of various management

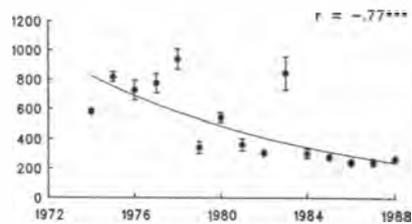


Fig. 4. Changes in standing crop (g · m⁻²) in July. Mean values ± s.d. of ten replicate samples for each field for each year are given. Fertilizer application to the fields was stopped in 1972 while hay-making continued. The line gives the exponential model (if significant) for each field, with its correlation coefficient. Levels of significance: ns = not significant; * = p < .051; ** = p < .01; * = p < .001 (after Olff and Bakker 1991).**

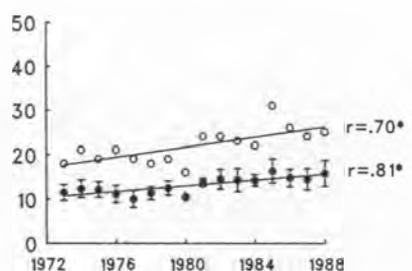


Fig. 5. Changes in species richness as number of species in July per field (open circles) and mean number of species per plot (closed circles, with s.d.) (after Olff and Bakker 1991).

practices reveal that hay-making twice a year gives quicker changes towards species-rich plant communities than any other practice (Bakker 1989). If only money is available for one annual cut, than September hay-making should be preferred above July hay-making. This is the case in upper course areas of the brook valley system featuring an above-ground standing crop of about 4 tons · ha⁻¹ (Fig. 7). In lower course areas with an above-ground standing crop of about 8 tons · ha⁻¹, July hay-making should be preferred above September hay-making with respect to the species-richness (Fig. 8). Practices including mulching or abandoning yield the lowest species-richness.

Grassland reclaimed from former heathland cannot be transformed into heathland again by grazing or hay-making restoration management. Sod removal followed by hay-making is a successful management practice (Fig. 9).

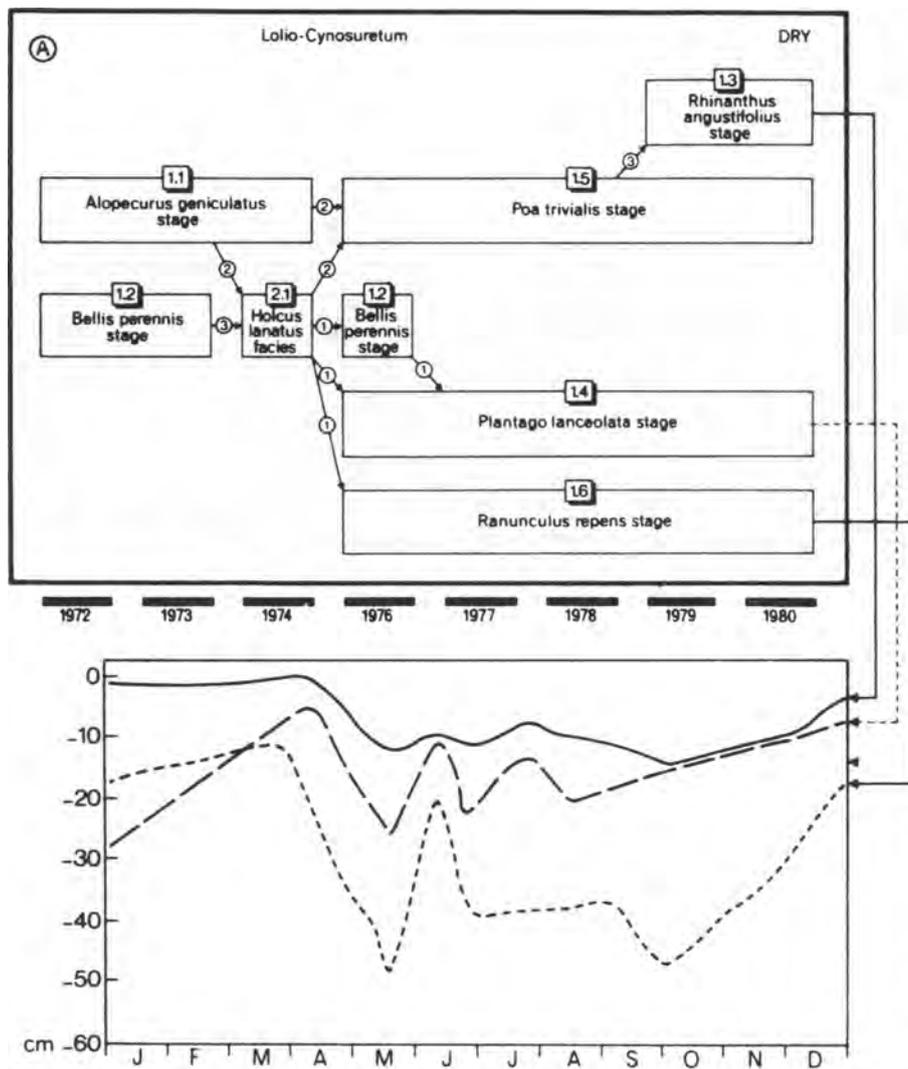


Fig. 6. Transitions of plant communities in permanent plots on moist peat soil and the relation with different groundwater tables in 1979 (after Bakker, 1989).

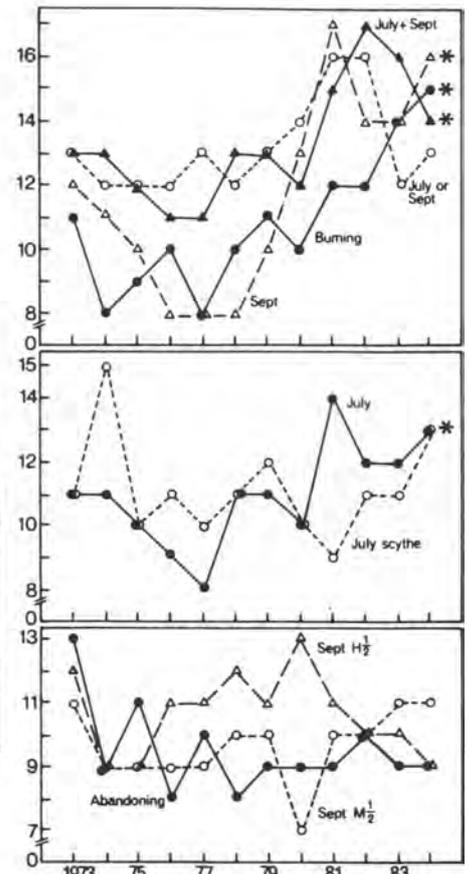


Fig. 7. Changes of number of species · 4 m⁻² in the *Agrostis stolonifera* / *Poa pratensis* community in the recent reserve of the Loefvledder area under different management practices. * Significant change according to Spearman's rank correlation coefficient ($P < 0.05$) (after Bakker 1989).

The seed bank

The aforementioned restoration of heathland after removal of the sod was successful due to the presence of a viable seed bank in the subsoil. In many

cases exists, however, no viable seed bank of the species expected to re-establish as a result of restoration management. It means that the seeds of species have to arrive from elsewhere and this becomes increasingly difficult

due to the fragmentation of populations, and subsequent long distances which have to be bridged by diaspores.

Sowing experiments with species not present in the viable seed bank nor in the established vegetation revealed that germination and early establishment is possible. This indicates that dispersal is a limiting factor for re-establishment of many grassland species. The experiment further showed that the fate of seedlings depends on the structure of the canopy (Fig. 10).

The dispersal of seeds takes place by hay-making machinery or by large herbivores (Bakker and De Vries 1988). If such dispersing agents are lacking or the distance from the neighbouring population is too large, deliberate re-introduction of seeds might be considered.

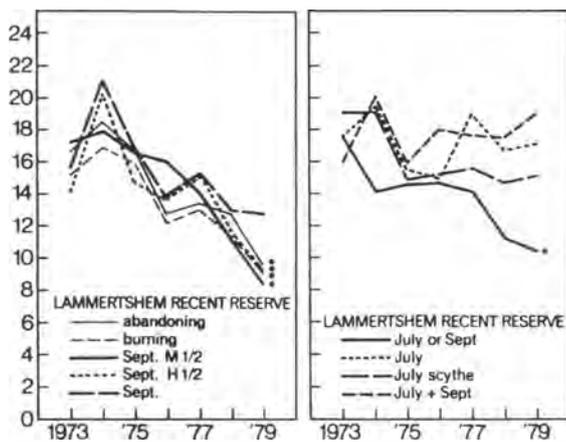


Fig. 8. Changes of number of species · 4 m⁻² in the *Ranunculus repens* / *Caltha palustris* community in the recent reserve of the Lammertshem area under different management practices. * Significant change according to Spearman's rank correlation coefficient ($P < 0.05$) (after Bakker 1989).

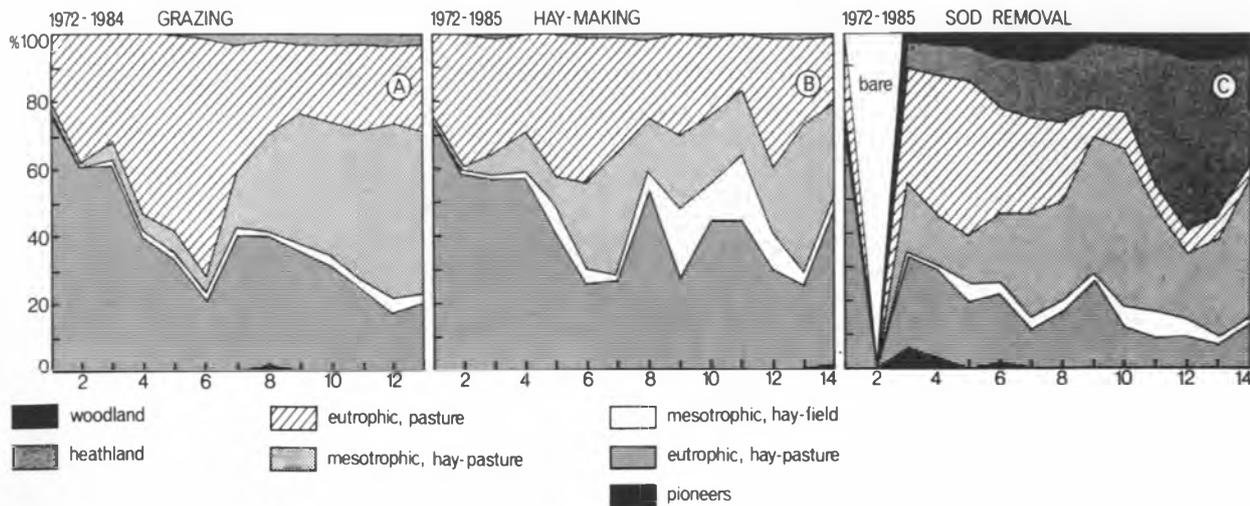


Fig. 9. Relative changes of cover percentages of ecological groups from 1972 onwards with different management practices on podsol soil (after Bakker and De Vries 1987).

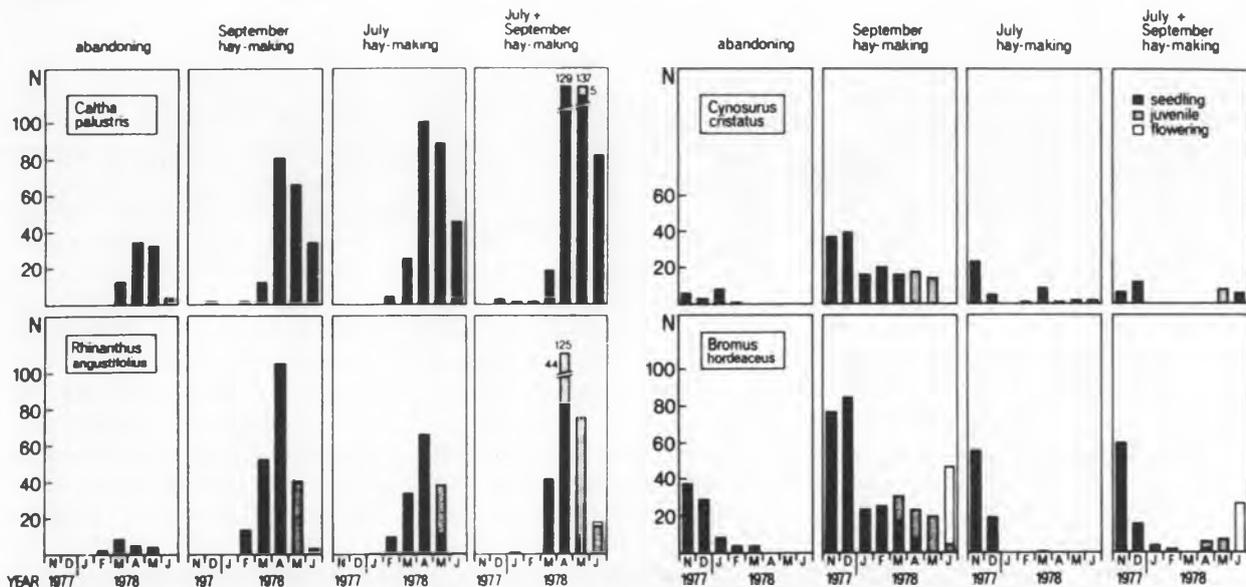


Fig. 10. The effect of cutting regimes on the total number of seedlings in 1978, when sown in November 1977. The hay-making was first applied in 1973 and the plots had received no fertilizer applications since then (after Bakker 1989).

Restoration management by farmers or by authorities in charge of the management?

Restoration management by authorities in charge of the management after acquisition from the farmers is very expensive. The question arises whether this management can be carried out by the farmers.

The aforementioned sequence of plant communities as a result of restoration management is taken as an example. The net energy values for the standard milk production of 6000 kg milk · yr⁻¹ are about 900 VEM · kgdm⁻¹. The net energy values for milk production of the *Holcus lanatus* communities

are already too low for a standard agricultural production (Table 4).

Ten years of research with different restrictions in agricultural practices and the effects on plant communities and birds in the Netherlands have revealed

important conclusions (Dijkstra 1991). Reduction of fertilizer applications to about 200 kg N · ha⁻¹ · yr⁻¹ and a first cut in the second half of June yields Poo-Lolietum and "common" meadow birds like Lapwing, Oystercatcher and Black-

Table 4. Different plant communities in restoration management, their fertilizer applications, yields and net energy for milk production (after Bakker and Van Andel 1991)

Plant community	Fertilizer application kg N · ha ⁻¹ · yr ⁻¹	Yield ton · ha ⁻¹ · yr ⁻¹	Energy value VEM · kgdm ⁻¹ (net energy for milk production)
Poo-Lolietum	200	10–13	1010
<i>Holcus lanatus</i> community	100	9–11	805–885
Lolio-Cynosuretum	0	4	650–760
<i>Juncetum acutiflori</i>	0	6	730–805

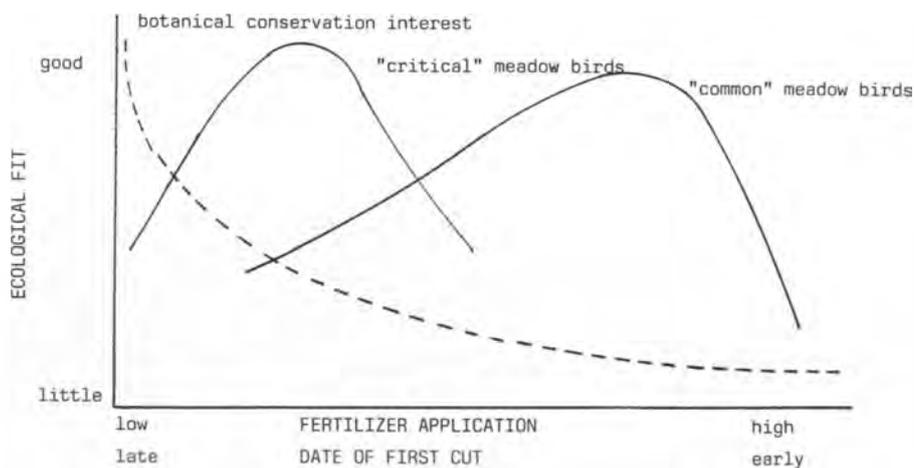


Fig. 11. Simplified relationships between intensity of agricultural practices and the ecological fit for botanical and meadow bird conservation interest (after Dijkstra 1991).

tailed godwit. Reduction of fertilizer applications to $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ and a first cut in the second half of June yields *Lolio-Cynosuretum* and "critical" meadow birds like Red shank, Snipe and Ruff. No fertilizer application at all and a first cut in the second half of June or later yields *Calthion palustris*, *Cirsio-Molinietum*, *Caricion nigrae*, dependant on the hydrological conditions and a reduction in meadow birds as a result of impoverishment of the soil. So the authorities in charge of the management can make their choice (Fig. 11). They should realize that management goals with respect to plant communities and meadow birds require different management practices.

Perspectives

It is obvious from the aforementioned that standard agricultural practices and restoration management can not go together. Some integration of agricultural practices, i. e., reduction of fertilizer application and a later first cut, and common meadow birds is possible. Restoration management aiming at meadow birds or plant communities with a high nature conservation interest is only possible with low or no fertilizer application at all and hence is not interesting for farmers. This conclusion implies a segregation of agricultural practices and restoration management practices. The latter becomes increasingly expensive for authorities in charge of the management. Solutions might, therefore, be found in changing the hydrological conditions in such a way that the de-

velopment of mesotrophic marshes becomes possible again. These have a high nature conservation value and need only locally cutting or grazing (Bakker and Grootjans 1991).

References

- Altenburg, W.; Wymenga, E., 1991: Beheersovereenkomsten in veenweiden. *Landschap* 8: 33–45.
- Bakker, J. P., 1989: Nature management by grazing and cutting. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Bakker, J. P.; De Vries, Y., 1985: Über die Wiederherstellung artenreicher Wiesengesellschaften unter verschiedenen Mahdsystemen in den Niederlanden. *Natur und Landschaft* 60: 292–296.
- Bakker, J. P.; De Vries, Y., 1987: Restoration of heathland from reclaimed grassland. In: R. Schubert, W. Hilbig (Eds.), *Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen*. Teil 2. pp. 285–310. Wissenschaftliche Beiträge, Martin Luther Universität Halle.
- Bakker, J. P.; Brouwer, C.; Van Den Hof, L.; Jansen, A., 1987: Vegetational succession, management and hydrology in a brookland (The Netherlands). *Acta Botanica Neerlandica* 36: 39–56.
- Bakker, J. P.; De Vries, Y., 1988: Verspreiding van zaden door maaimachines en grote herbivoren. *De Levende Natuur* 89: 173–176.
- Bakker, J. P.; De Vries, Y., 1990: Effects of different hay-making regimes in a lower course valley grassland in the Netherlands. In: *Phytosociologie et Pastoralisme*. pp. 343–355. Colloques Phytosociologiques XVI. Schweizerbarth, Stuttgart.
- Bakker, J. P.; Van Andel, 1991: Herstel van vegetaties. In: C. M. Karssen, H. M. Van Emden (Eds.), *Planten in gebruik*. pp. 39–58. Biologische Raad, Amsterdam.
- Bakker, J. P.; Grootjans, A. P., 1991: Potential for regeneration in the middle course of the Drentsche A brook valley (The Netherlands). *Gesellschaft für Ökologie* (in press).
- Dijkstra, H., 1991: Natuur- en landschapsbeheer door landbouwbedrijven. Eindverslag van het COAL-onderzoek. Nationale Raad voor Landbouwkunde Onderzoek, Den Haag.
- Grootjans, A. P., 1980: Distribution of plant communities along rivulets in relation to hydrology and management. In: O. Wilmanns, R. Tüxen (Eds.), *Epharmonie*. pp. 143–170. Cramer, Vaduz.
- Grootjans, A. P.; Schipper, P. C.; Van Der Windt, H. J., 1985: Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. I. *Calthion palustris* stands. *Oecologia Plantarum* 6: 403–417.
- 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. *Oecologia Plantarum* 7: 3–14.
- Grootjans, A. P.; Van Diggelen, R.; Wasen, M. J.; Wiersinga, W. A., 1988: The effects of drainage on groundwater quality and plant species distribution in stream valley meadows. *Vegetatio* 75: 37–48.
- Olff, H.; Bakker, J. P., 1991: Long-term dynamics of standing crop, species richness and vegetation composition after the cessation of fertilizer application to hay fields on different soils. *Journal of Applied Ecology* (in press).

Authors' address

J. P. Bakker and H. Olff
 Laboratory of Plant Ecology
 University Groningen
 P.O. Box 14
 NL-9750 AA Haren
 The Netherlands

Wirtschaftliche Aspekte extensiver Grünlandnutzung

von Conrad Thimm und Ruth Ebbinghaus

1. Einleitung

Landwirte, Erzeugergemeinschaften, Initiativen, Kommunen und übergeordnete Behörden werden von mir als selbständigem Berater im Spannungsfeld Ökologie – Ökonomie beraten.

Die wirtschaftliche Situation der Landwirtschaft ist schwierig. Weitere Erzeugerpreissenkungen drohen. Nur die Milchherzeugung und der Zuckerrübenanbau garantieren dank Quotierung noch halbwegs stabile Preise.

Für alle, die eine genügend große Milchquote haben, ist diese Quote ein wichtiger, oft der wichtigste Vermögensbestandteil. Die Haltung von Milchkühen ist die einzige Grünlandnutzung von größerer wirtschaftlicher Bedeutung.

Aus der Sicht des Landwirtes als Betriebswirtschaftler, der eine Familie ernähren will und das Vermögen erhalten und vergrößern will, bedeuten Extensivierungsmaßnahmen auf dem Grünland:

- Weniger Futter;
- schlechtere Futterqualität: manches Extensivgrünland ist daher nur über Jungvieh zu nutzen;
- weniger Weidefläche;
- weniger Fläche für die Gülleausbringung.

Ohne Anpassungsmaßnahmen und Förderungen würde dies zu Einkommensverlusten führen, die in vielen Fällen die Existenz der Betriebe gefährden oder die Betriebsaufgabe beschleunigen.

2. Anpassungsmöglichkeiten

Für einen landwirtschaftlichen Betrieb gibt es verschiedene Möglichkeiten, sich an die oben genannten Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen anzupassen.

Da die Milchquote erfüllt werden muß, geht es in erster Linie darum, den Verlust an Futter auszugleichen, sei es durch die Beschaffung von Ersatzfutter oder indem Futter eingespart wird.

Die verschiedenen möglichen An-

passungsmaßnahmen sind im Überblick in der Übersicht 1 dargestellt (Quelle: Mährlein 1990).

Ersatzfutter kann auf der einen Seite innerhalb der bestehenden Betriebskreisläufe, d.h. *innerbetrieblich* bereitgestellt werden:

Es ist denkbar, die *Bewirtschaftungsintensität* auf den von Naturschutzaufgaben nicht betroffenen Flächen zu steigern, um die Erträge zu erhöhen. Allerdings ist diese Möglichkeit aus der Sicht des Naturschutzes aus den bekannten Gründen unerwünscht. Auch aus landwirtschaftlicher und ökonomischer Sicht ist diese Möglichkeit meist abzulehnen, da die Rentabilität fragwürdig ist und auch pflanzenbauliche, bodenkundliche und tierphysiologische Gründe dagegen sprechen.

Dagegen spielt der *Anbau von Ackerfutter* eine erhebliche Rolle. Die wichtigste Futterpflanze als Hauptfrucht ist der Silomais. Hierbei sind allerdings die gegebenen pflanzenbaulichen Grenzen für den Anbau vielerorts schon ausgeschöpft. Weiterhin ist zu beachten, daß bei der Ausdehnung des Ackerfutterbaus (als Hauptfrucht) anstelle von Marktfrüchten Nutzungskosten anfallen, die auf das erzeugte Futter umgeschlagen werden müssen.

Eine Ausnahme ist der Kleegrasanbau im ökologischen Landbau, der aus

Fruchtfolge- und Düngungsgründen rentabel ist und gute Futtererträge liefern kann.

Nutzungskosten fallen auch an, wenn *Grünland neu angesät* wird und dazu andere Ackerfrüchte eingeschränkt werden müssen.

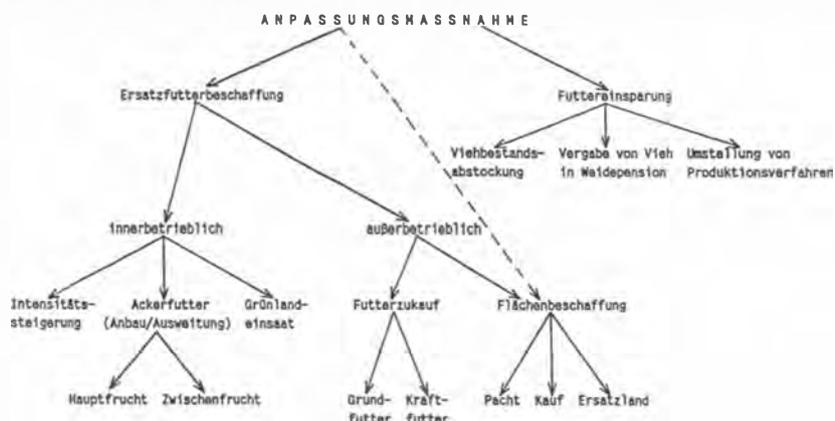
Als *außerbetriebliche* Möglichkeit zur Futterbeschaffung bietet sich der *Zukauf von Grundfutter* an, wenn dafür ein Markt vorhanden ist und die Preise günstig sind.

Dem vermehrten Einsatz von *Kraftfutter* sind sowohl aus tierphysiologischer wie auch aus ökonomischer Sicht enge Grenzen gesetzt.

Beschaffung von *Ersatzflächen*, sei es durch Pacht oder Kauf, wird dann erforderlich, wenn durch die Extensivierungsmaßnahmen Weideflächen oder Flächen für die Gülleausbringung wegfallen. Wenn Grünlandflächen ohne Milchquote in der Nähe zu bekommen sind, ist dies meist der kostengünstigste Weg. Entscheidend ist die Situation auf dem regionalen Pachtflächenmarkt.

Zur *Einsparung von Futter* wird eine *Abstockung des Viehbestandes* nur dann in Betracht kommen, wenn die Ausschöpfung der Milchquote gewährleistet bleibt und wenn der Zukauf von Zuchtvieh zur Bestandsergänzung nicht wesentlich teurer ist als die Aufzucht im eigenen Betrieb.

Die Vergabe von Vieh in *Weidenpension* kann in Grünlandgebieten eine praktikable Lösung sein, wenn keine tiergesundheitlichen Probleme oder große Transportentfernungen vorliegen.



Übersicht 1. Überblick über mögliche Anpassungsmaßnahmen zum Ausgleich naturschutzbedingter Nachteile. Die gestrichelte Linie bezieht sich auf diejenigen Auflagen, die keine ertragskundlichen Auswirkungen zur Folge haben und ggf. eine Flächenbeschaffung erfordern. Quelle: Mährlein 1990.

Die *Umstellung auf extensive Produktionsverfahren*, beispielsweise auf Mutterkuhhaltung, wird in der Regel von erheblichen wirtschaftlichen Nachteilen begleitet, da die Milchviehhaltung bei vorhandener Quote mit Abstand die wirtschaftlichste Form der Grünlandnutzung darstellt.

3. Ökologischer Landbau

Eine Sonderform der Anpassung, die *Mährlein* nicht aufgeführt hat, ist die Umstellung des gesamten landwirtschaftlichen Betriebes auf ökologischen Landbau. Das wird von Naturschutzverbänden immer wieder vorgeschlagen und ist mein Spezialgebiet.

Dazu folgende sechs Thesen:

■ Ökolandbau wird gesetzlich definiert. Bisher gab es privatrechtliche Richtlinien. Im Juni 1991 hat die EG eine Kennzeichnungsverordnung für pflanzliche Produkte aus ökologischem Landbau erlassen, eine entsprechende für tierische Produkte wird 1992 erwartet.

■ Ökolandbau ist umweltfreundlich.

Die Richtlinien kommen Natur- und Umweltschutz stark entgegen, z.B. durch die Begrenzung von Düngung und Viehbesatz und beim Verbot von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln.

■ Für manche Biotope reicht Ökolandbau nicht.

Auch Ökolandbau braucht Erträge, Qualitäten und Gewinne. Diese sind bei zu nassen Standorten und/oder zu später Beweidung oder zu später Mahd nicht zu erreichen.

■ Anpassung durch Flächenbeschaffung im Ökolandbau.

Die Möglichkeiten der Anpassung durch Intensitätssteigerung, Futterzukauf, Abstockung der Nachzucht und Vergabe von Vieh in Weidepension sind durch die Richtlinien im Ökolandbau eng begrenzt. Der Flächenbeschaffung kommt die größte Bedeutung zu.

■ Marketingkonzept für Ökomilch.

Bei genügendem Milchaufkommen (z.B. über 2 Mio kg/Jahr) ist eine besondere Vermarktung von Ökomilch u.U. möglich. Dazu muß ein Marketingkonzept mit Verarbeitung, Logistik, Marktzugang und Verkaufsförderung erstellt werden.

■ Individuelle Beratung nötig.

Die Möglichkeiten der Anpassung an Erfordernisse des Umwelt- und Naturschutzes durch Umstellung auf ökologi-

schen Landbau können nur in individuellen Analysen und Entwicklungsplänen ausgelotet werden.

4. Ökonomische Bewertung

Zur ökonomischen Bewertung der aus Extensivierungsmaßnahmen erwachsenden Nachteile muß die *Einkommensminderung* erfaßt werden. Dazu werden in erster Linie die Ertragsminderungen, aber auch Veränderungen in den Spezial- und Arbeitskosten festgestellt.

Sind die Auswirkungen auf den Restbetrieb gering, genügt es, den betroffenen Betriebszweig isoliert zu betrachten. Solche *Teilbereichskalkulationen* lassen sich anhand von Differenzrechnungen erstellen.

Bei zunehmender Komplexität des Schadensumfanges und Auswirkungen auf andere Betriebszweige ist eine *Gesamtbetriebskalkulation* erforderlich.

Der *Betroffenheitsgrad* eines Betriebes ist nicht nur abhängig vom Anteil der betroffenen Fläche an der Gesamtfläche, sondern auch von der Schwere der Auflagen und einzelbetrieblichen Gegebenheiten wie Lage der Flächen, vorherige Nutzung, Anteil an der Futterfläche etc.

Von Bedeutung für die Kalkulation von Gewinneinbußen ist auch die *Referenzsituation*. In einer Befragung von 155 betroffenen Landwirten in Niedersachsen und Bremen fand *Mährlein* heraus, daß die unter Schutz gestellten Flächen schon vorher einer extensiveren Nutzung als „normale“ Flächen unterlagen und es sich in der Regel um mittlere bis mäßige Standorte handelte. Ein Vergleich mit intensiv bewirtschafteten Flächen auf guten Standorten zur Ermittlung von Gewinneinbußen ist daher fragwürdig.

Eine echte ökonomische Bewertung kann aus diesen Gründen nur *individuell* entsprechend der Ausgangssituation, den Auflagen und den Lösungsmöglichkeiten erfolgen. Folgende Kalkulationen geben Beispiele dafür.

5. Beispiele für Teilbereichskalkulationen im Betriebszweig Milchviehhaltung

Da die Milchviehhaltung die wirtschaftlich wichtigste Form der Grünlandnutzung ist, beschäftigen sich damit die ersten drei Beispiele:

Betrieb A (nach *Mährlein*, verändert):

Betriebsdaten

Lage: Südhannover, mittlerer Standort;
50 ha landwirtschaftliche Nutzfläche, davon 20 ha Grünland;
25 Milchkühe und Nachzucht;
4 ha Mähweide liegen in einem NSG.

Auflagen

Keine Mineraldüngung,
keine Gülle und Jauche,
erster Schnitt ab 1.7.,
keine Beweidung.

Folgen (ohne Anpassung)

■ Ertrag an Futter-Trockenmasse sinkt von 63 dt/ha auf 50 dt/ha: es fehlen 52 dt Futter (TM), das entspricht ungefähr dem Bedarf von 1,4 Kühen pro Jahr.

■ Energie-Konzentration sinkt von 5,5 MJ NEL/kg Futter-TM auf 4,4 MJ NEL/kg.

■ Energie-Ertrag sinkt von 35000 MJ NEL/ha auf 22000 MJ NEL/ha: es fehlen 52000 MJ NEL, das entspricht 12470 kg Milch; bei einem Preis von 0,70 DM/kg sind das 4760 DM.

■ Es werden 1084 DM an Spezialkosten (Düngung, Maschinenkosten) gespart.

Es entsteht ein Verlust von 8370–1084 = 7646 DM.

Anpassung

1. Aufwertung des vorhandenen Futters mit Kraftfutter: Es müssen 14400 MJ NEL in Form von Kraftfutter zugekauft werden. Kosten: 1656 DM.

2. Ersatzfutterbeschaffung durch Flächenzupacht: Für 37600 MJ NEL müssen 1,08 ha Grünland zugepachtet werden (Pachtkosten: 300 DM/ha; zusätzliche Spezialkosten: 488 DM/ha). Kosten: 851 DM.

Durch die Anpassung entstehen Kosten von 2507 DM.

Abzüglich der eingesparten Kosten beläuft sich der Gesamtverlust auf 1423 DM, das sind 356 DM pro ha Extensivierungsfläche.

Betrieb B (nach *Hoffmann* und *Wohlgshaft*, verändert)

Betriebsdaten

Lage: Geest, Sandboden, ertragsschwacher Standort;
30 ha landwirtschaftliche Nutzfläche, davon 15 ha Grünland;
20 Milchkühe;
3 ha Wiese liegen in einem NSG.

Auflagen

Erster Schnitt ab 1.7., keine Mineraldüngung.

Folgen (ohne Anpassung)

■ Ertrag an Futter-Trockenmasse sinkt von 50 dt/ha auf 46 dt/ha: es fehlen 12 dt Futter (TM), das entspricht ungefähr dem Bedarf von 0,3 Kühen pro Jahr.

■ Energie-Ertrag sinkt von 29760 MJ NEL/ha auf 20310 MJ NEL/ha: es fehlen 28350 MJ NEL, das entspricht 6800 kg Milch; bei einem Preis von 0,70 DM/kg sind das 4760 DM.

■ 630 DM an Spezialkosten werden eingespart.

Es entsteht ein Verlust von 4760 – 630 = 4130 DM.

Anpassung

Ersatzfutterbeschaffung durch Ackerfütterbau: Kosten: 28350 MJ NEL × 0,035 DM/MJ NEL = 992 DM.

Abzüglich der eingesparten Kosten ergibt sich ein Gesamtverlust von 362 DM, das sind 120 DM pro ha Extensivierungsfläche.

Betrieb C (nach Hoffmann und Wohlgtschaft, verändert)

Betriebsdaten

Lage: Seemarsch, ertragsstarker Standort;
60 ha landwirtschaftliche Nutzfläche, davon 50 ha Grünland;
80 Milchkühe mit Nachzucht, 2,0 GV/ha;
20 ha Weide und Mähweide sollen extensiviert werden im Rahmen eines Weidenbrüterschutz-Programmes.

Auflagen

Viehbesatz maximal 1,5 GV/ha, keine Bearbeitung vom 15.3. bis 1.7., Beweidung bis 1.7. nur 2 Tiere/ha, keine mineralische N-Düngung.

Folgen (ohne Anpassung)

■ Ertrag an Futter-Trockenmasse sinkt von 80 dt/ha auf 64 dt/ha: es fehlen 320 dt Futter (TM), das entspricht ungefähr dem Bedarf von 7–8 Kühen pro Jahr.

■ Es fehlen im Frühjahr ca. 10 ha Weidefläche.

■ Rückgang des Energieertrages um 20020 MJ NEL/ha: es fehlen 400400 MJ NEL, das entspricht 96019 kg Milch und einem Verlust von 67213 DM (Milchpreis 0,70 DM/kg).

■ Eingesparte Kosten: 4420 DM.

Es entsteht ein Verlust von 62793 DM.

Anpassung

1. Abstockung des Jungviehbestandes und Färsenzukauf: Kosten: 10240 DM.

2. Ersatzfutterbeschaffung durch Zukauf: Es müssen 10343 MJ NEL zugekauft werden. Kosten (bei 0,035 DM/MJ NEL): 7240 DM.

Durch die Anpassung entstehen Kosten von 17480 DM.

Abzüglich der eingesparten Kosten beläuft sich der Gesamtverlust auf 13060 DM, das sind 653 DM pro ha Extensivierungsfläche.

In Abbildung 1 sind zusammenfassend Wirtschaftlichkeitsschwellen von Extensivierungsmaßnahmen dargestellt, wenn im Rahmen eines freiwilligen Programms mit einer Förderung von

400 DM/ha extensivierte Fläche gerechnet werden kann. Es werden verschiedene Ertragspotentiale und Kosten für Ersatzfutterbeschaffung berücksichtigt.

6. Umstellung von Produktionsverfahren

6.1 Mutterkuhhaltung

Allgemeines

Extensive Tierhaltungsform:

■ Geringe Ansprüche an Arbeit und Gebäude,

■ geringe Ansprüche an die Futterqualität (Nährstoffkonzentration und Verdaulichkeit).

Aus diesen Gründen geeignet zur Nutzung freier Kapazitäten als

■ Ergänzung zur Milchviehhaltung (für „Quotengeschädigte“) oder

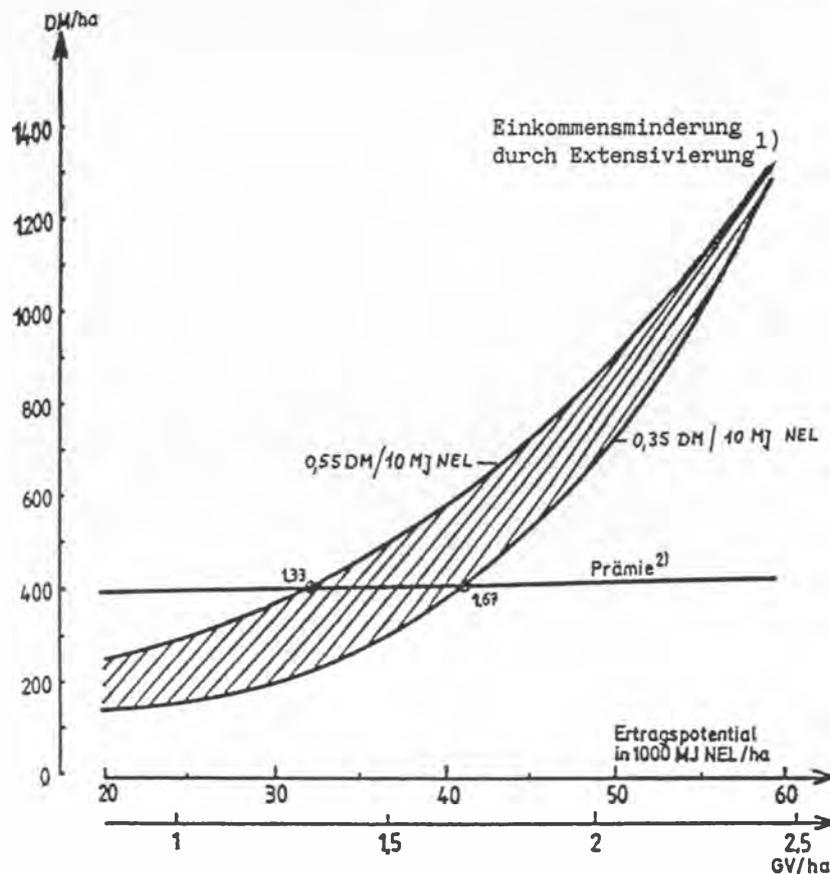


Abb. 1. Wirtschaftliche Auswirkungen der Grünlandextensivierung in Abhängigkeit des Ertragspotentials.

¹ Ersatzfutterbeschaffung: 0,55 bzw. 0,35 DM/10 MJ NEL; zusätzliche Kosten für Bestandsergänzung abzüglich eingesparter Kosten der Grünlandextensivierung;

² Extensivierungsstufe 1: 1. Schnitt ab 15. Juni, kein mineralischer Stickstoff, organische Düngung erlaubt, Zulässiger Viehbesatz: 1,5 GV/ha im Gesamtbetrieb.

Quelle: Hoffmann und Wohlgtschaft 1990.

■ Ergänzung zum Ackerbau zur Nutzung von Restgrünland und Zwischenfrüchten bzw. ZR-Blatt oder

■ Nebenerwerb oder Hobbytierhaltung.

Wirtschaftlichkeit wird im wesentlichen bestimmt durch:

■ Möglichst geringe Kosten für Futter und Gebäude,

■ möglichst gute Erlöse (durch Direktvermarktung).

Verschiedene mögliche *Organisationsformen*, je nach Vermarktung der Endprodukte:

■ Als Absetzer oder Baby-Beef (Direktvermarktung),

■ als Mastbulle oder -färsen (Endmast: unter den Bedingungen extensiver Grünlandbewirtschaftung meist unrentabel),
 ■ als Zuchtvieh (v. a. sog. „Exoten“-Rassen wie Highland, Galloway oder Welsh Black, die derzeit auf dem Zuchtviehmarkt sehr gute Preise erzielen).

Im folgenden wird ein Beispiel für die Auswirkungen einer Umstellung auf Mutterkuhhaltung als Anpassung an Extensivierungsaufgaben gegeben (nach *Doluschitz* und *Zeddies*, verändert, und eigene Berechnungen).

Betrieb D

Betriebsdaten

Lage: Mittelgebirge;
 60 ha LF, nur Grünland;
 60 Milchkühe und Nachzucht, 1,5 GV/ha;
 der gesamte Betrieb liegt in einem Naturschutzgebiet und soll extensiviert werden.

Auflagen

Extensive Weidewirtschaft,
 maximal 1,2 GV/ha Viehbesatz,
 keine Mineraldüngung,
 späte Wiesennutzung (ab 15. 6.).

Anpassungsmaßnahme

Umstellung auf Mutterkuhhaltung.

Erwirtschaftetes Einkommen vorher 68400 DM. Nach der Umstellung erzielbares Einkommen, bei 50 Mutterkühen und Direktvermarktung als Baby-Beef (Erlös 13,80 DM/kg SG): Abzüglich der Fixkosten verbleibt ein Überschuss pro Kuh von 578 DM.

$578 \text{ DM} \times 50 = 28900 \text{ DM}$.

Daraus ergibt sich ein Verlust von 39500 DM, das sind 658 DM pro ha Extensivierungsfläche.

Bei offizieller Umstellung auf biologischen Landbau kann die Extensivie-

rungsförderung der EG (für 5 Jahre) in Anspruch genommen werden. Diese beträgt 300 DM/ha Grünland auf 5 Jahre. Somit verringert sich in dieser Zeit der Verlust auf 358 DM/ha und 21480 DM insgesamt.

6.2 Schafe

Allgemeines

Verschiedene Formen der Schafhaltung: *Hüteschafhaltung*:

Z. B. Guts- und Deichschäfereien. Wegen hohem AKh-Bedarf zum Hüten müssen große Herden angestrebt werden (mindestens 250 Mutterschafe). Geringe Ansprüche an die Produktivität der Futterfläche, da das Hüteschaf die Nährstoffe von großen Flächen sammelt. Daher ist Hüteschafhaltung besonders geeignet zur großflächigen Landschaftspflege, z. B. mit Heidschnucken. Eine besondere Form ist die Wanderschäferei (v. a. in Süddeutschland).

Koppelschafhaltung:

Arbeitsexensive Form der Grünlandnutzung, die aber sehr flächenintensiv sein kann. Herdengröße meist nur bis zu 100 Mutterschafen; als Nebenbetriebszweig in der Landwirtschaft geeignet. Futter- und Stallkosten höher als bei der Hüteschafhaltung, AK-Bedarf geringer.

Im folgenden wird ein Beispiel gegeben für einen Betrieb, der eine flächenintensive Koppelschafhaltung betreibt. Im Rahmen einer Schutzgebietsausweitung sollen nun diese Flächen extensiviert werden, wobei die Nutzung durch Schafe erhalten bleiben soll (nach VDL 1984, eigene Berechnungen).

Betrieb E

Betriebsdaten

Lage: Landkreis Vechta, Moor/Geest;
 40 ha LF, davon 30 ha Ackerland;
 10 ha Grünland (Moor) werden durch Schafe genutzt (intensive Koppelschafhaltung);
 das Grünland liegt in einem NSG und soll extensiviert werden.

Auflagen

Extensivierung der Weidewirtschaft, Pflege der Moorflächen mit Schafen, maximal 2,5 Schafe/ha, keine Düngung.

Folgen (ohne Anpassung)

Vorher: 59 Mutterschafe, erwirtschafte-

tes Einkommen aus diesem Betriebszweig: 6785 DM.

Unter Auflagen: 25 Mutterschafe, erzielbares Einkommen: 3125 DM.

Das ergibt einen Verlust von 3660 DM.

Anpassung: Flächenzupacht

Benötigte Fläche (intensiv) für 34 Mutterschafe: 5,8 ha,

Pachtkosten (200 DM/ha): 1160 DM,
 Einkommen aus 25 Mutterschafen (extensiv): 3125 DM,

Einkommen aus 34 Mutterschafen (intensiv): 3910 DM,

Abzüglich der Pachtkosten ergibt sich ein Überschuss von 5875 DM.

Es entsteht ein Verlust von 910 DM, das sind 91 DM pro ha Extensivierungsfläche.

Tabellen zu den Betrieben

Zu Betrieb A

Betriebsdaten:	
Lage: Südhannover, mittlerer Standort, 50ha landwirtschaftliche Nutzfläche, davon 20ha Grünland, 25 Milchkühe und Nachzucht, 4ha Mähweide liegen in einem NSG	
Auflagen: keine Mineraldüngung, keine Gülle und Jauche, erster Schnitt ab 1. 7., keine Beweidung	
1. Verlust ohne Anpassung:	
Ertragsrückgang: 52000 MJ NEL = 12470 kg Milch	= 8730 DM
durch Extensivierung eingesparte Kosten:	- 1084 DM
Saldo Verlust gesamt:	7646 DM
je ha Extensiv-Fläche:	1911 DM
2. Verlust nach Anpassung:	
Kosten für Aufwertung mit Kraftfutter:	1656 DM
Kosten für Flächenzupacht:	851 DM
Summe Kosten der Anpassung:	2507 DM
durch Extensivierung eingesparte Kosten:	- 1084 DM
Saldo Verlust gesamt:	1423 DM
je ha Extensiv-Fläche	356 DM
Quelle: <i>Mährlein</i> , verändert, und eigene Berechnungen.	

Zu Betrieb B

Betriebsdaten: Lage: Geest, Sandboden, ertragschwacher Standort, 30 ha landwirtschaftliche Nutzfläche, davon 15 ha Grünland, 20 Milchkühe, 3 ha Wiese liegen in einem NSG	
Auflagen: erster Schnitt ab 1.7., keine Mineraldüngung	
1. Verlust ohne Anpassung:	
Ertragsrückgang: 28 350 MJ NEL = 6800 kg Milch	= 8730 DM
durch Extensivierung eingesparte Kosten:	- 630 DM
Saldo Verlust gesamt:	4130 DM
je ha Extensiv-Fläche:	1377 DM
2. Verlust nach Anpassung:	
Kosten für Ackerfutterbau: durch Extensivierung eingesparte Kosten:	992 DM - 630 DM
Saldo Verlust gesamt:	362 DM
je ha Extensiv-Fläche	120 DM
Quelle: <i>Hoffman und Wohlgshaft</i> , verändert, eigene Berechnungen.	

Zu Betrieb C

Betriebsdaten: Lage: Seemarsch, ertragsstarker Standort, 60 ha landwirtschaftliche Nutzfläche, davon 50 ha Grünland, 80 Milchkühe mit Nachzucht, 2,0 GV/ha, 20 ha Weide und Mähweide sollen extensiviert werden im Rahmen eines Wiesenbrüterschutz-Programmes	
Auflagen: Viehbesatz maximal 1,5 GV/ha, keine Bearbeitung vom 15. 3. bis 1. 7., Beweidung bis 1. 7. nur 2 Tiere/ha, keine mineralische N-Düngung	
1. Verlust ohne Anpassung:	
Ertragsrückgang: 400 400 MJ NEL = 96 019 kg Milch	= 67 213 DM
durch Extensivierung eingesparte Kosten:	- 4 420 DM
Saldo Verlust gesamt:	62 793 DM
je ha Extensiv-Fläche:	3 140 DM
2. Verlust nach Anpassung:	
Kosten für Färsenzukauf:	10 240 DM
Kosten für Futterzukauf:	7 240 DM
Summe Kosten der Anpassung: durch Extensivierung eingesparte Kosten:	17 480 DM - 4 420 DM
Saldo Verlust gesamt:	13 060 DM
je ha Extensiv-Fläche	653 DM
Quelle: <i>Hoffmann und Wohlgshaft</i> , verändert, eigene Berechnungen.	

Zu Betrieb D

Betriebsdaten: Lage: Mittelgebirge, 60 ha landwirtschaftliche Nutzfläche, nur Grünland, 60 Milchkühe und Nachzucht, 1,5 GV/ha, der gesamte Betrieb liegt in einem Naturschutzgebiet und soll extensiviert werden	
Auflagen: extensive Weidewirtschaft, maximal 1,2 GV/ha Viehbesatz, keine Mineraldüngung, späte Wiesennutzung (ab 15. 6.)	
Erwirtschaftetes Einkommen vor der Umstellung:	
Anzahl der Milchkühe: 60 Überschuß pro Kuh:	1 140 DM
Einkommen:	68 400 DM
Erzielbares Einkommen nach Umstellung:	
Anzahl der Mutterkühe: 50 Überschuß pro Kuh:	578 DM
Einkommen:	28 900 DM
Saldo Verlust:	39 500 DM
je ha Extensiv-Fläche	658 DM
<i>bei EG-Förderung</i>	
pro ha:	- 300 DM
Verlust gesamt:	21 480 DM
Verlust je ha:	358 DM
Quelle: <i>Doluschitz und Zeddies</i> , verändert, eigene Berechnungen.	

Zu Betrieb E

Betriebsdaten: Landkreis Vechta, Moor/Geest, 40 ha landwirtschaftliche Nutzfläche, davon 30 ha Ackerland, 10 ha Grünland (Moor) werden durch Schafe genutzt (intensive Koppelschafhaltung), das Grünland liegt in einem Naturschutzgebiet und soll extensiviert werden	
Auflagen: Extensivierung der Weidewirtschaft, Pflege der Moorflächen mit Schafen, maximal 2,5 Schafe/ha, keine Düngung	

1. Verlust ohne Anpassung:	
<i>Vorher</i> Anzahl der Mutterschafe: 59 erwirtschaftetes Einkommen aus der Schafhaltung: 6785 DM	
<i>Unter Auflagen</i> Anzahl der Mutterschafe: 25 erzielbares Einkommen aus der Schafhaltung: 3125 DM	
Differenz Einkommen vorher-nachher (Verlust):	3660 DM
je ha Extensiv-Fläche:	366 DM

2. Verlust nach Anpassung:	
Einkommen aus 25 Mutterschafe extensiv:	3125 DM
34 Mutterschafe intensiv:	3910 DM
Summe Einkommen:	7035 DM
Pachtkosten für 5,8 ha:	- 1160 DM
Überschuß:	5875 DM
Differenz zu vorher (Verlust):	910 DM
je ha Extensiv-Fläche:	91 DM
Quelle: VDL, verändert, eigene Berechnungen.	

7. Zusammenfassung

Wirtschaftliche Grünlandnutzung bedeutet in Westdeutschland in der Regel Milchviehhaltung. Dazu müssen Ertrag und Qualität des Futters stimmen.

Beides kann durch Naturschutzaufgaben gefährdet werden. Dabei sind die jeweiligen Auflagen und die möglichen Anpassungen für den jeweiligen Betrieb bzw. die Betriebe einer Region zu berücksichtigen.

Das erfordert individuelle Analysen, Erarbeitung individueller Lösungsansätze, Beratung und finanzielle Anreize oder Ausgleichszahlungen.

Auch die Möglichkeiten der Umstellung des Betriebes auf ökologischen

Landbau oder des Betriebszweiges Milchviehhaltung auf Mutterkuhhaltung kann nicht allgemein empfohlen werden, sondern nur in besonderen Fällen aufgrund einer sorgfältigen Analyse.

8. Literatur

Doluschitz, R.; Zeddies, J., 1990: Extensive Grünlandbewirtschaftung durch Tierhaltung – Betriebswirtschaftliche Bewertung. In: Extensive Grünlandbewirtschaftung durch Tierhaltung. KTBL Arbeitspapier 140, Darmstadt.

Hoffmann, H.; Wohlgemuth, M., 1990: Ökonomische Betrachtungen zum Bayerischen Kulturlandschaftsproj-

gramm. In: Berichte über Landwirtschaft, Nr. 68: 196–215.

Mährlein, A., 1990: Einzelwirtschaftliche Auswirkungen von Naturschutzauflagen. Kiel.

Thimm, C., 1990: Beratung Milchvieh Borgfelder Wümmewiesen. Unveröffentlicht.

VDL und DWV, 1984: Schafe Aktuell, in Landwirtschaft und Landschaftspflege.

Anschrift der Verfasser

Conrad Thimm und Ruth Ebbinghaus
Projektberatung ökologischer Landbau
Walsroder Straße 12
3032 Fallingbommel

Änderung von Bodeneigenschaften durch Flächenstilllegung und Extensivierung von Grünland in Niedersachsen

von Herbert Kuntze und Bernhard Scheffer

1. Ausgangssituation

Durch landeskulturelle Maßnahmen ist das Grünland in Niedersachsen inzwischen überwiegend für Weidenutzung geeignet. Anstelle einer auf Nährstoffexport eingestellten Wiesennutzung ist durch intensive Weidenutzung ein starker interner Nährstoffkreislauf bei höherer Düngung festzustellen. Mit der Intensität der Nutzung hat die Notwendigkeit des Grünlandumbruchs zugenommen (Kuntze 1982). Mit der Häufigkeit des Grünlandumbruchs verursacht diese Nutzung die gleichen Gewässerbelastungen, wie sie vom Ackerbau ausgehen.

Milchquotenregelung, Preis/Kosten-Relation und Ausdehnung von Naturschutzgebieten inklusive dafür notwendiger Pufferzonen führen zu nachlassender Nutzungsintensität (Extensivierung) und schließlich Flächenstilllegung. Dieses ist mit Wiedervernässung verbunden. Neue Gleichgewichte im Bodenwasser-, -wärme- und -nährstoffhaushalt stellen sich allmählich ein. Darüber hinaus ändern sich bei Extensivierung langfristig auch bodenbiologische Eigenschaften. Mit welchen Änderungen

wichtiger physikalischer und chemischer Bodeneigenschaften ist in welchen Zeiträumen zu rechnen?

2. Bodenwasserhaushalt

Mit Extensivierung bzw. Flächenstilllegung entfällt die Notwendigkeit einer Entwässerung. Grund- und Staunäseeinflüsse nehmen wieder zu, wenn Entwässerungsanlagen nicht mehr im notwendigen Umfang unterhalten werden. Wenn der Porenraum des Bodens

mit Grund- und Stauwasser gesättigt ist, kann keine zusätzliche Wasserspeicherung von Niederschlagswasser stattfinden. Niederschläge werden dann unmittelbar in Abfluß umgesetzt. In Tabelle 1 ist aufgezeigt, daß in freier Sukzession befindliche ehemalige Grünlandflächen auf den drei Standorten Knickmarsch, Niedermoor und Hochmoor je nach Jahreswitterung beachtlich höhere oberflächennahe Abflüsse (über Dräne, Gräben) vom Niederschlag zeigen als die konventionell als Mähweide oder Wiese weitergenutzten Flächen. Insbesondere ist auch darauf hinzuweisen, daß die Abflußintensität (Abflußspenden) mit der Extensivierung und Flächenstilllegung zunehmen.

Zu ähnlichen Ergebnissen kommen Meuser et al. (1987) beim Vergleich von größeren Einzugsgebieten unterschiedlicher Vegetationsstrukturen. Vor allem

Tab. 1. Abflußverhalten verschieden genutzter Niedermoorböden (nach Kuntze, 1978)

Boden	Nutzung	Abflußspenden (l · s ⁻¹ · ha ⁻¹)				Oberird. Abfluß in % vom Niederschlag			
		1976	1977	1978	1979	1976	1977	1978	1979
Knickmarsch	Aufgegeben 1973	0,6	0,5	–	–	10	26	19	–
	Mähweide (17jährig)	0,3	0,4	–	–	4	6	14	–
	Laubwald (40jährig)	–	0,3	–	–	–	3	7	–
Niedermoor*	Aufgegeben 1973	0,3	0,5	1,2	1,2	46	55	63	61
	Wiese (1964)	0,1	0,4	1,1	1,1	25	34	43	37
	Aufforstung	0,2	0,4	–	–	23	42	–	–
Hochmoor	Aufgegeben 1972	0,7	0,5	0,7	1,1	–	5	6	15
	Wiese	0,6	0,5	0,7	1,2	–	5	10	17

* Fremdwassereinfluß

Tab. 2. Abfluß und Grundwasserneubildung (% Niederschlag) in Abhängigkeit der Vegetation (nach Meuser 1987)

Monate	Aktuelle Vegetation*	Grasbrache	Buschbrache	Fichten
Abfluß in %:				
V–VIII	10,1	12,2	10,4	4,5
X–I	22,1	40,6	26,0	15,4
Grundwasserneubildung in %:				
V–VIII	6,6	5,9	7,0	2,1
X–I	16,0	17,2	13,6	7,3
* = 13 % Acker, 42 % ext. Wiese, Grasbrache, 18 % Buschbrache, 27 % Wald.				

die winterlichen Abflüsse nehmen durch sogenannte Grasbrache deutlich zu, während die Grundwasserneubildung im Sommer reduziert, im Winter etwa gleich bleibt gegenüber der aktuellen Vegetationsstruktur (Tab. 2).

Moorböden sind natürliche Grünlandstandorte. Mit Dauer der Nutzungsintensität unterliegen sie einer beschleunigten Bodenentwicklung, die durch die Prozesse Vererdung, Vermurschung und Vermulmung gekennzeichnet sind (Illner 1977). Dabei verändern sich wichtige Bodeneigenschaften. Die Rohdichte nimmt zu, die nutzbare Feldkapazität ab. Durch Segregation nimmt die gesättigte Wasserdurchlässigkeit in den Schwundrissen zwischen den groben Gefügeelementen zu, die ungesättigte Durchlässigkeit (Kapillarität) dagegen ab. Vererdung, Vermurschung und Vermulmung sind weitestgehend irreversible Prozesse. Diese haben großen Einfluß auf die Komponenten des Bodenwasserhaushaltes. Im Rahmen eines BMFT-Verbundprojektes soll u. a. die Rückquellung nach hydrologischem Moortyp, Torfart und Bodenentwicklung untersucht werden. Darüber wird zu einem späteren Zeitpunkt berichtet.

3. Veränderungen im Bodenwärmehaushalt

Mit der Wiedervernässung nimmt die Wärmekapazität der Böden zu. Es dauert länger, bis Naßböden im Frühjahr eine für das Pflanzenwachstum notwendige Mindestwärme erreichen. Der Vegetationsbeginn ist auf Naßflächen deshalb verzögert (sog. kalte Böden). Wenn durch Extensivierung und insbesondere bei Flächenstilllegung der jährliche Aufwuchs nur noch teilweise genutzt wird und als Bestandsabfall auf

der Fläche verbleibt, entstehen Streuauflagen, die auf vernäßten Böden als rohumusreiche Grastorfbildung konserviert werden. Unterbleibt das für die Grünlandfläche bisher regelmäßige Walzen, wird die Wärmeleitfähigkeit unterbrochen. Trotz hoher Wärmekapazität des Bodens kann eingestrahlte Wärme dann nicht ausreichend schnell und tief in den Unterboden abgeleitet werden. Durch diesen Wärmestau in der Aufgeschicht entstehen bei klaren Nächten die gefürchteten Strahlungsfröste. Nach Beinhauer und Klose (1981) ist nicht mehr genutztes Grünland in seinen Minimum- und Maximumtemperaturen bis 10 cm Bodentiefe im Durchschnitt bis zu 1°K, in Einzelfällen bis 3°K kälter als vergleichbar bewirtschaftetes Grünland (Abb. 1).

Die Mitteltemperaturen im Boden liegen während der Aufheizungsphase im Frühjahr und Sommer unter freier Vegetationsentwicklung niedriger als unter Wirtschaftsgrünland. Dagegen sind Lufttemperaturen in Strahlungszeiten

in der bodennahen Luftschicht über diesen meist um 1°K über denen des Wirtschaftsgrünlandes in Zeiten des Temperaturmaximums. Sie liegen um 7°K unter denen des Grünlandes in Zeiten des Temperaturminimums. Die Frostgefährdung der freien Vegetationsentwicklung wird damit bei 1°K um 20 % oder 1 Woche gegenüber Grünland erhöht. Diese Untersuchungen wurden nach einem Zeitraum von 6 Jahren nach der Flächenstilllegung ermittelt. Die Autoren deuten an, daß die Verschlechterung des Mikroklimas aufgelassener Flächen, verglichen mit parallelem Wirtschaftsgrünland, noch nicht abgeschlossen sei. Es muß davon ausgegangen werden, daß durch Abkühlung des Standortes bzw. Zunahme der Extremtemperaturen sich die Vegetation in Richtung kälteresistenter Arten verändert. Solange die Flächenareale klein bleiben, sind Auswirkungen auf das Regionalklima gering, zu Nachbarflächen auf wenige Meter Breite begrenzt.

4. Bodennährstoffhaushalt

Mit der Intensität der Bodennutzung kommt es zu Nährstoffanreicherungen, in Grünlandnarben, besonders, wenn die Düngung höher ist als der Entzug. Dies ist vor allem bei Weidenutzung der Fall, wie aus Tabelle 3 abzulesen ist. Der Nährstoffentzug über Milch und Fleisch ist sehr gering. Neben der direkten Düngung des Weidelandes mit mineralischen Düngemitteln erfolgt eine indirekte über das Kraftfutter. Die so zugeführten Nährstoffe werden bei Nährstoffbilanzen häufig nicht berücksichtigt.

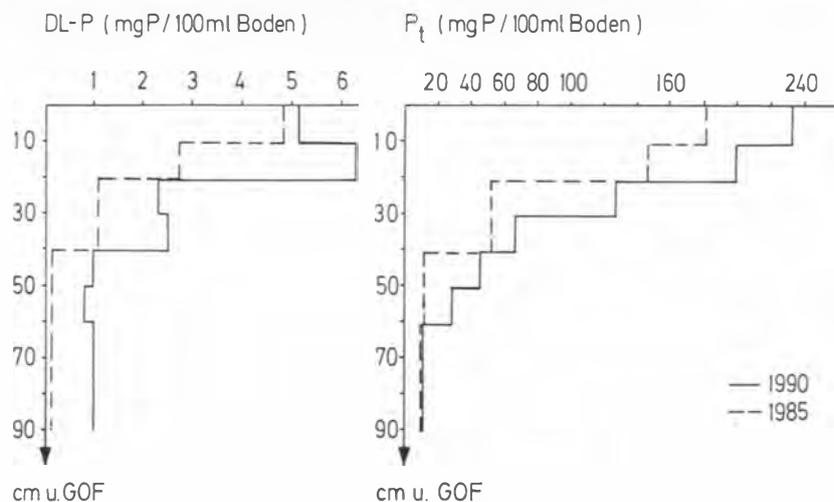


Abb. 1. Mittlere monatliche Differenzen der Bodentemperatur von Sozialbracheflächen und Grünland (nach Beinhauer et al. 1981).

Tab. 3. Nährstoffentzüge und Grünlandnutzung (Schulz, Bauernblatt Kiel, 1984)

Nutzung/Ertrag	Entzüge (kg/ha)		
	N	P	K
Heu 100 dt/ha	200	43	250
Milch 7000 l/ha	35	6	11
Fleisch 600 kg/ha	20	3	—

Wie verhalten sich nun die Nährstoffe Phosphor, Kalium und Stickstoff nach einsetzenden Extensivierungs- bzw. Flächenstilllegungsmaßnahmen?

4.1 Phosphor und Kalium

Da bei Grünlandnutzung Düngemittel ausschließlich auf die Grasnarbe ausgebracht werden, kommt es kurzfristig zu Nährstoffakkumulationen in den oberen Zentimetern, besonders von Phosphat, da dieser Nährstoff relativ fest gebunden und kaum verlagert wird. Als Beispiel dieser Kopflastigkeit sind die Phosphatgehalte unterschiedlich lang genutzten Marschgrünlandes dargestellt (Abb. 2).

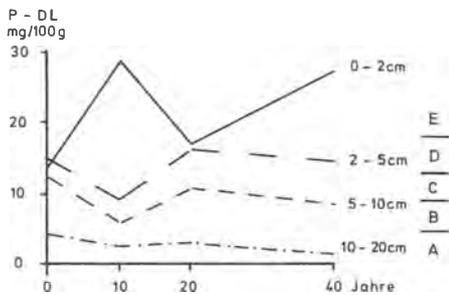


Abb. 2. Verteilung des doppellactatlöslichen Phosphats in einem Marschgrünland (nach Kuntze 1980).

Die beiden oberen Untersuchungstiefen sind mit Phosphat übersorgt, die anderen Tiefen enthalten nur geringe Mengen an Phosphat, so daß die Pflanzenwurzeln zur Phosphataufnahme kaum in große Bodentiefen einwachsen müssen. Die durch Phosphat verursachte Kopflastigkeit der Grünlandstandorte ist mit eine Ursache des häufigen Umbruchs mit nachfolgender Grünlandneuansaat (Kuntze 1980).

Auch durch überhöhte Gülledüngung sind Grünlandböden häufig mit Phosphat übersorgt, wie in Abbildung 3 für ein vererdetes Niedermoor (pH-Wert in 0–10 cm: 5,5) dargestellt ist. Durch die jährliche Düngung mit Gülle

mit ca. 260 kg P₂O₅/ha ergeben sich vor allem in der Krume (0–10 cm) die dargestellten Zunahmen an Gesamtphosphat um 50 mg P / 100 ml Boden in einem Zeitraum von 5 Jahren, während der doppellactatlösliche Anteil – also der pflanzenaufnehmbare Anteil – in 0–10 cm nur gering zugenommen hat.

Die Überversorgung von Grünlandböden ist auch aus der Statistik der LWK Weser-Ems von 1990 abzulesen. Über 2/3 bis 3/4 der untersuchten Böden enthalten pflanzenaufnehmbare Nährstoffe ab Gehaltsklasse C (= hoch versorgt) und mehr (Tab. 4). Ähnlich hoch versorgt dürfte auch das Grünland in anderen Gebieten sein.

Tab. 4. Nährstoffversorgung der Grünlandböden 1990 in Weser-Ems (Angaben der Gehaltsklassen in %)

	A	B	C	D	E
Kalk	5,6	20,2	51,9	0	18,5
Phosphor	3,5	28,9	50,5	13,4	3,4
Kalium	3,4	27,5	37,7	23,4	8,0
Magnesium	4,8	18,4	33,4	29,4	13,5

Auch bei Verzicht auf Phosphatdüngung wird es sehr lange dauern, bis die hohen Phosphatgehalte im Boden abnehmen. Durch eine extensive Nutzung sind landwirtschaftlich genutzte Grünlandstandorte langfristig aber nicht mit Phosphat zu entlasten. Eine Entlastung mit Kalium dagegen dürfte auf Sandböden und Hochmoorböden relativ schnell erfolgen, da diese Böden vor allem bei überhöhten pH-Werten keine Sorptionsplätze für einwertige Kationen besitzen bzw. zweiwertige Kationen diese verdrängen. Dagegen sind Tonböden und durchschlickte Nieder-

moorböden von Natur aus kaliumreich und verarmen nur sehr langsam. Nährstoffspezifisch unterschiedlich schnelle Hagerungen führen aber zu Disharmonien in der Pflanzenernährung und zu abnehmender Wuchsleistung. Dadurch wird eine weitere Nährstoffhagerung verlangsamt.

Eine Hagerung mit Phosphat angereicherter Standorte wird aber nur mit einer zusätzlichen Stickstoffdüngung erreichbar sein. Wie lange dieser Prozeß dauert und ob er zum gewünschten Ziel einer extensiven Grünlandnutzung führt, wird zur Zeit in Versuchen überprüft. Eine zusätzliche Vernässung solcher hypertropher Standorte dürfte den Prozeß der Hagerung aber eher verlangsamen als beschleunigen, da unter anaeroben Bedingungen – zumindestens auf organischen Böden – mit einer Auflösung anorganisch gebundener Bodenphosphate gerechnet werden muß (Reddy et al. 1983).

Bei Verzicht auf die Stickstoffdüngung werden auf diesen phosphatreichen Standorten verstärkt Leguminosen (Klee) einwandern, die optimale Wachstumsbedingungen vorfinden, was zu Massenwuchs und hohen Stickstofffixierungsraten führt. Dann besteht zusätzlich die Gefahr, daß diese Standorte noch stickstoffreicher werden und damit das Risiko eines verstärkten Nitrataustrages in sich bergen.

4.2 Stickstoff

4.2.1 Mineralisierung, N_{min}-Gehalte und N-Austrag

Grünlandböden sind bei sonst gleichen Standortverhältnissen durch einen gegenüber Ackerland doppelt so hohen

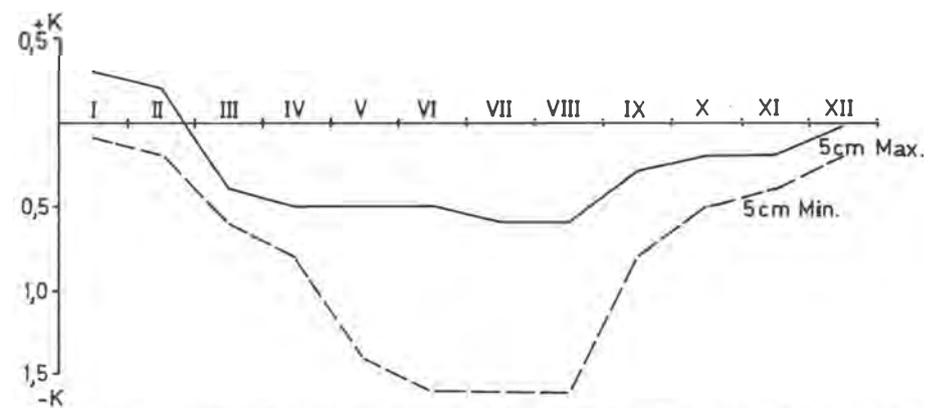


Abb. 3. Gesamt-Phosphat und doppellactatlösliches Phosphat in einem Niedermoorgrünland (Hüde/Dümmer).

Tab. 5. C- und N-Gehalte und N-Mineralisierung (in 0–30 cm)

Boden	C % TM	N % TM	Mineralisierung (kg N/ha-a)	
			1 %	2 %
Sand	2,58	0,14	60	120
Schwarzerde	3,1	0,28	110	220
Parabraunerde	1,17	0,11	50	100
Braunerde	1,55	0,15	68	136
Niedermoor	57,1	2,98	447	894
Hochmoor	52,8	1,73	104	208

Tab. 6. N_{min} -Gehalte im Herbst (Nitratraster Niedersachsen) in kg N/ha (nach Severin et al. 1990)

	0–30	30–60	60–90	0–90 cm
Grünland	25	13	12	50
Wald	20	8	6	34
Ödland	20	5	4	29
Acker	32	24	19	75

Humusgehalt ausgezeichnet. Viele Grünlandflächen liegen auf Anmoor- und Moorböden. Mit dem Humusgehalt steigt auch der bodenbürtige Stickstoffgehalt. Tabelle 5 enthält C- und N-Gehalte verschiedener norddeutscher Böden. Unterstellt man, daß die jährliche Mineralisation der organischen Substanz 1–2% beträgt, dann werden in der Krume (0–30 cm) zwischen 50 und 900 kg N/ha und Jahr mineralisiert. Extensive und nährstoffarme Grünlandstandorte weisen immerhin noch jährliche N-Mineralisationsraten von 40–70 kg N/ha auf, das Grünland des Alpenvorlandes je nach N-Düngung und Humusgehalt zwischen 100–320 kg N/ha-a bei einer mittleren jährlichen Mineralisationsrate von 1,5%, die im Sommer bis auf 4% ansteigen kann (Briemle 1988). So mineralisierter Stickstoff wird von den Pflanzen aufgenommen, im Boden festgelegt, kann aber auch als Nitrat ausgewaschen werden.

Wieviel mineralischer Stickstoff noch im Herbst unter Grünland (0–90 cm Tiefe) vorhanden sein kann, zeigen Ergebnisse des Nitratrasterprogramms in Niedersachsen (Severin et al. 1990). Mit 50 kg N/ha sind diese Werte unter Grünland deutlich geringer als bei Ackernutzung, aber noch höher als bei Forst und Ödland (Tab. 6).

1973 wurden vom Bodentechnologischen Institut in Bremen Sozialbracheflächen auf Hochmoor-, Niedermoor- und Marschböden angelegt. 15 Jahre

später wurden die in Tabelle 7 dargestellten Nitrat-Gehalte in 0–40 cm ermittelt (Scheffer et al. 1991). Auffallend sind hohe Nitrat-Gehalte eines Niedermoorstandortes unter Forst. Unter freier Sukzession sind die Nitrat-N-Gehalte im Herbst stets höher als unter extensiv genutztem Grünland (Wiese).

Die übers Jahr mineralisierten Stickstoffmengen lassen sich am besten durch Dauergrünland mit hohem Stick-

Tab. 7. Nitrat-N-Gehalte im Herbst von Sozialbracheflächen (kg N/ha in 0–40 cm)

Boden	1988	1989	1990
Marschboden (R)			
Brache	13	14	2
Grünland	4	11	6
Niedermoor (RI)			
Brache	20	76	4
Wald	88	163	68
Hochmoor (K)			
Brache	10	8	4
Grünland	6	4	25

stoffbedarf noch bis spät in den Herbst hinein nutzen und diese vor einer möglichen Auswaschung ins Grundwasser bewahren. Daher ist unter Grünland der Nitrataustrag stets deutlich geringer als unter Ackernutzung (Abb. 4) und erreicht Werte – bei einer Stickstoffdüngung unter 200 kg N/ha –, die in der gleichen Größenordnung wie unter Wald liegen (Walther et al. 1985). Somit stellt eine Wiesennutzung mit Nährstoffexport eine sinnvolle Maßnahme der umweltschonenden Bodennutzung mit dem Ziel der allmählichen Hagerung der akkumulierten Nährstoffe dar. Eine Standweide mit einer Besatzdichte < 1 GVE/ha ist zwar auch eine extensive Nutzung des Grünlandes, dient aber nicht der Hagerung.

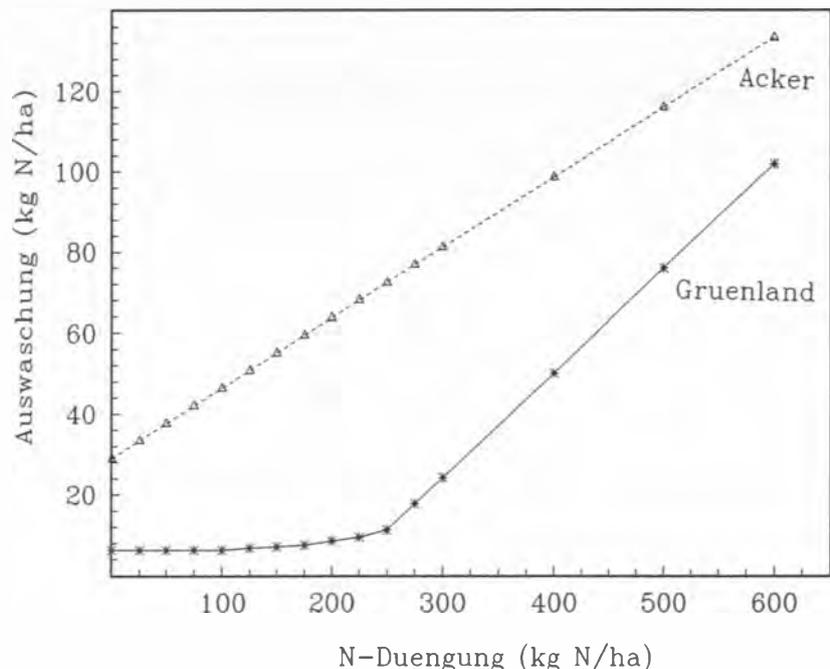


Abb. 4. Nitrataustrag aus Sandböden in Abhängigkeit der Nutzung und Düngung (nach Walther et al. 1985).

4.2.2 Denitrifikation

Neben Pflanzenentzug und Nitrat-Auswaschung kann der Boden-Stickstoff auch durch Denitrifikation gasförmig freigesetzt werden. Die Denitrifikation verläuft unter anaeroben Verhältnissen (hohe Wassersättigung, viel CO_2 in Bodenluft) und Bodentemperaturen über 5°C ab. Abhängig ist die Denitrifikation neben dem Vorhandensein von Nitrat von der Menge an leicht abbaubarer organischer Substanz, wie z. B. Wurzelabscheidungen (Abb. 5), und ist daher im Oberboden am höchsten (Richter 1987). Unter Grünlandnutzung kann die Denitrifikation Werte zwischen 20–60 kg N/ha·a erreichen, in Niedermoorböden sogar bis über 100 kg N/ha·a, und ist größer als in Ackerböden. Wird die Entwässerung stickstoffreicher Grünlandstandorte unterbunden, dann treten erhöhte Stickstoffverluste durch Denitrifikation auf. Grundwasseranstieg fördert durch Anaerobie diese Prozesse, gleichzeitig aber werden auch andere biochemische Umsetzungen reduziert, was sich in einer geringeren CO_2 -Freisetzung solcher Böden bemerkbar macht. Zumindest ist die Anhebung des Grundwassers durch Wiedervernässung eine Methode zum Abbau überschüssigen Nitratstickstoffs durch verstärkte Denitrifikation. Die Hagerung stickstoffreicher Standorte wird dadurch aber nicht beschleunigt, da gleichzeitig die Mineralisation der organischen Bodensubstanz gedrosselt wird. Ein Wechsel zwischen hohen und tiefen Grundwasserständen dürfte daher, ver-

bunden mit aeroben und anaeroben Prozessen im Boden, am ehesten den Abbau der organischen Stickstoffverbindungen fördern.

Als Denitrifikationsprodukt entsteht vorwiegend N_2 -Gas, daneben aber auch N_2O . In Niedermoorböden ist die N_2O -Konzentration um den Faktor 10 höher als in Mineralböden. N_2O kann zum Abbau der Ozonschicht beitragen. Großflächige Vernässungen verlagern dann möglicherweise das Stickstoffproblem vom Grundwasser in die Atmosphäre.

5. Schlußbemerkung

Mit Extensivierung und Flächenstilllegung wird zwar der Input an Düngemitteln (anorganisch und organisch) und Pflanzenschutzmitteln gedrosselt bzw. ganz unterbunden, aber nicht der anthropogene Input an Säurebildnern und Stickstoffverbindungen wie NO_x und NH_3 , die im Boden noch zusätzlich versauernd wirken. Gegen diese anthropogen verursachte Versauerung und die natürliche im Boden stets ablaufende Versauerung kann man den Boden nur schützen, wenn die Kalkung – entsprechend dem Kalkbedarf des Bodens – auch auf den extensivierten Flächen weiter durchgeführt wird. Vor allem die sorptionsschwachen Sandböden dürften in wenigen Jahren bis Jahrzehnten so stark versauern, daß dann verstärkt mit Freisetzungen anorganischer Schadstoffe zu rechnen ist, in ähnlicher Größenordnung, wie bereits für Waldbö-

den beschrieben. Eine Extensivierung und ein Verzicht auf Düngung sollte daher auf keinen Fall die notwendige Kalkung vernachlässigen.

Zur Zeit beträgt die Stickstoff-Emission, gemessen als NO_x -N ca. 38 kg N/ha·a (alte Bundesländer) aus dem Kraftfahrzeugverkehr und der Industrie (Abb. 6), und die NH_3 -Emission ca. 22 kg NH_3 -N/ha·a aus der Massentierhaltung (Isermann 1991). Diese 60 kg N-Emissionen gelangen mit den Niederschlägen und als trockene Deposition wieder auf den Boden und belasten damit besonders extensivierte oder aus der Nutzung herausgenommene Flächen.

6. Zusammenfassung

Extensivierung und Flächenstilllegung schaffen im Boden neue Gleichgewichte. Diese stellen sich unterschiedlich schnell ein. Kurzfristig ist mit Wiedervernässung eine Abflußverschärfung und Abkühlung von extensivierten Grünlandböden zu erkennen. Je nach Grad der Eutrophierung ist dagegen der Nährstoffhaushalt nur in sehr langen Zeiträumen auf ein neues, niedriges Niveau abzusenken, wenn ein nachhaltiger Export durch Wiesennutzung unterbleibt. Diese langfristige Nährstoffmobilität hat Konsequenzen auf die Vegetationsentwicklung und weitere Gewässerbelastung. Daher wird ein allmähliches Zurücknehmen der Nutzungsinintensität empfohlen. Sofortige Flächenstilllegung läßt langfristig ökologisch weniger wertvolle Sukzessionsstadien

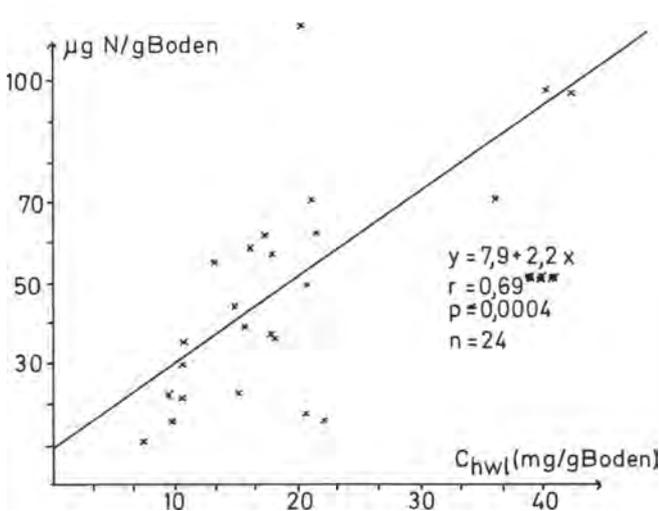


Abb. 5. Beziehung zwischen potentieller Denitrifikation und löslichem Kohlenstoff in Niedermoorböden (nach Richter 1987).

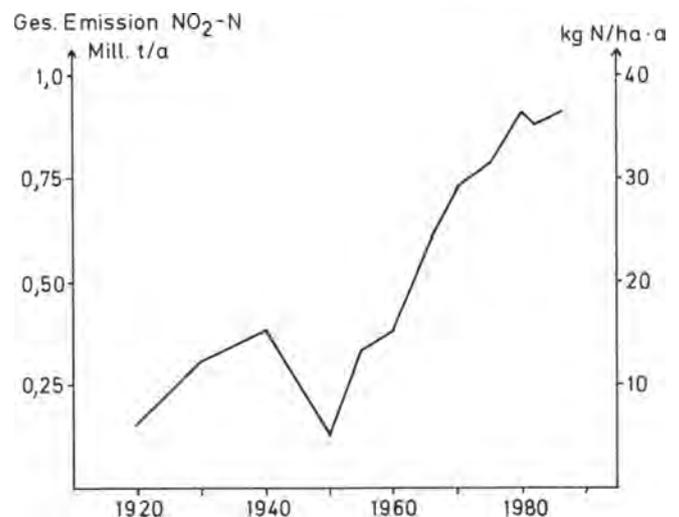


Abb. 6. NO_x -Emission in der alten BR Deutschland (nach UBA, zitiert bei Isermann 1991).

ohne Gewässerentlastung erwarten. Begleitend sollte erreicht werden, daß durch Kalkung die Versauerung dieser Flächen nicht fortschreitet und die Stickstoff-Emissionen drastisch reduziert werden.

7. Literatur

- Beinhauer, R.; Klose, E.*, 1981: Auswirkungen brachfallender Flächen auf das Mikroklima. Z. f. Kulturtechnik u. Flurberein. 22: 51–61.
- Briemle, G.*, 1988: Nachlieferung an Mineralstickstoff aus dem Boden unter Wirtschaftsgrünland und Konsequenzen für die N-Düngung. Das Wirtschaftseigene Futter, 34: 117–141.
- Illner, K.*, 1977: Zur Bodenbildung in Niedermoorböden. Arch. Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde, 21: 867–872.
- Isermann, K.*, 1991: Territorial, continental and global aspects of C, N, P and S emissions from agricultural ecosystems. NATO Advanced Research workshop on „Interactions of C, N, P and S Biochemical Cycles“, 4.–8. 3. 91 in Melreux, Belgien.
- Kuntze, H.*, 1978: Wasserhaushalt von Niederungsstandorten in den Nutzungsalternativen Grünland – Brache – Aufforstung. Schriftenreihe des Kuratoriums für Wasser und Kulturbauwesen 34: 26–40.
- Kuntze, H.*, 1980: Düngung und Nährstoffverteilung in Grünlandnarben. Kali-Briefe 15 (1): 37–47.
- Kuntze, H.*, 1982: Die Anthropogenese nordwestdeutscher Grünlandböden. Abh. Naturw. Verein Bremen, 39: 379–395.
- Meuser, A.; Ernstberger, H.; Sokollek, V.*, 1987: Über die Wirkung eines Vegetationswandels auf das Abflußverhalten – Ergebnisse eines Einzugsgebietsmodells. Wasser und Boden, 39: 628ff.
- Reddy, K. R.; Rao, P. S. C.*, 1983: Nitrogen and phosphorus fluxes from a flooded organic soil. Soil Sci. 136: 300–307.
- Richter, G.*, 1987: Die Bedeutung der Denitrifikation im Stickstoffumsatz von Niedermoorböden. Diss. Univ. Göttingen.
- Scheffer, B.; Kuntze, H.*, 1991: Auswirkungen von Flächenextensivierungen auf die Gewässer. Wasser und Boden 43: 157–160.
- Severin, K.; Baumgärtel, G.; Foerster, P.*, 1990: Ergebnisse des Nitratraster-Programmes in Niedersachsen und Folgerungen. In: *W. Walther* (Hrsg.), Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen. – Diffuser Nitratreintrag, Fallstudien – Veröffentlichungen d. Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, 48: 175–190.
- Walther, W.; Scheffer, B.; Teichgräber, B.*, 1985: Ergebnisse langjähriger Ly-simeter-, Drän- und Saugkerzenversuche zur Stickstoffauswaschung bei landbaulich genutzten Böden und Bedeutung für die Belastung des Grundwassers. Veröffentlichungen d. Inst. f. Stadtbauwesen, TU Braunschweig, 40: 1–216.

Anschrift der Verfasser

Prof. Dr. H. Kuntze und Dr. B. Scheffer
Niedersächsisches Landesamt
für Bodenforschung,
Bodentechnologisches Institut Bremen
Friedr.-Mißler-Str. 46–50
2800 Bremen 1

Grünlandextensivierung – Landschafts-ökologische Bedeutung und Möglichkeiten der Realisierung durch die Landwirtschaft

von Norbert Knauer

1. Einleitung

Extensivierung heißt Verringerung des Einsatzes von Produktionsmitteln je Flächeneinheit oder je Produktionseinheit bzw. gezielt begrenzte Ausnutzung des auf einem Standort vorhandenen Biotischen Ertragspotentials bzw. der Leistungsfähigkeit von Nutztieren.

Grünlandextensivierung ist erst seit wenigen Jahren ein agrarpolitisches Ziel. Landschaftsökologische Ziele sind damit nicht von vornherein verbunden. Die praktische Landwirtschaft hat mit einer Extensivbewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen noch er-

hebliche Schwierigkeiten. Zur Erhaltung der Wirtschaftlichkeit landwirtschaftlicher Tätigkeit war bisher ausschließlich eine Intensivierung angesagt. Die damit verbundene Entwicklung der Grünlandvegetation war ein Weg von der Vielfalt zur Einfachheit, wie er in der Tabelle 1 wiedergegeben ist.

Zur Erreichung des Zieles „hohe Futtererträge bei gleichzeitig hoher Qualität“ wurde eine Verbesserung der ertragsbeeinflussenden Standortfaktoren vorgenommen. Angetrieben wurde die Grünlandverbesserung auch von der möglichen Verbesserung der Futterqua-

lität, die in vielen bisher extensiv bewirtschafteten Pflanzenbeständen sehr schlecht war (s. Tab. 2).

Der notwendige Abbau der Agrarüberschüsse der Gegenwart hat auch eine Rückentwicklung der Bewirtschaftungsintensität auf Grünland als notwendig erkennen lassen. Durch Beihilfen sollen die bei einer solchen Rückentwicklung entstehenden Einkommensverluste der Landwirte ausgeglichen werden, wobei sich deren Höhe am eingegangenen Deckungsbeitrag orientiert.

Als Ziele der Grünlandextensivierung kann man zusammenfassend nennen:

- Verringerung der Produktion durch Senkung der Nährstoffzufuhr,
- Verringerung des Umweltbelastungspotentials durch Senkung der Zufuhr von Handelsdüngern und von Gülle,
- Förderung einer größeren floristischen Vielfalt durch Weglassen von Pflanzenschutzmitteln und Verringerung der Düngungsintensität,
- Verbesserung der Bedingungen für die Fauna durch Anpassung der ver-

Tab. 1. Entwicklung von Extensivgrünland und Streuwiesen zum Hochleistungsgrünland (in Anlehnung an Klapp 1965)

Ausgangszustand	Erste Maßnahmen	Zwischenstufen	Weitere Maßnahmen	Zielzustand
Kalktrockenrasen	N, P, K-Düngung	Trockene Glatthaferwiesen bzw. trockene Weidelgrasweiden	Wasserzufuhr (wenn möglich), gezielte Düngung, allgemeine Intensivierung	
Ginsterheiden Borstgrasrasen	Kalkung, (N), P, K, geregelte Nutzung besond. Nachmahd	Berg-Glatthafer- u. Goldhaferwiesen	stärkere Düngung, Intensivnutzung	
Pfeifengraswiesen basischer Standorte	N, P, K-Düngung Mehrschnitt	Kohldistelwiesen; feuchte bis nasse Weidelgrasweiden	Mäßige Entwässerung, je nach Bodenart stärkere PK-Düngung	<i>bei Mahd:</i>
Pfeifengraswiesen saurer Standorte	Kalkung, N, P, K Mehrschnitt	Traubentrespenwiesen; nasse bis feuchte Weidelgrasweiden	Mäßige Entwässerung, stärkere PK-Düngung	Glatthaferwiesen <i>bei Weide:</i>
Kleinseggenwiesen basischer Standorte	Entwässerung N, P, K-Düngung	Nasse Kohldistelwiesen; nasse Weidelgrasweiden	Stärkere Entwässerung, Einsaat leistungsstarker Gräser	Weidelgrasweide
Kleinseggenwiesen saurer Standorte	Entwässerung, Kalkung, N, P, K	Nasse Traubentrespenwiesen; nasse Weidelgrasweiden	Stärkere Entwässerung, Einsaat leistungsstarker Gräser	
Großseggenrieder	Entwässerung, Kalkung, N, P, K, Mehrschnitt	Verschiedene Naß- und Feuchtwiesen	Stärkere Entwässerung, gezielte Düngung, Einsaat leistungsstarker Gräser	
Flutrasen	Verhinderung des Zutritts von Hochwasser, N, P, K, Mehrschnitt	Verschiedene Feuchtwiesen; nasse oder feuchte Weidelgrasweiden	Mäßige Entwässerung, eventuell Einsaat leistungsstarker Gräser	

Tab. 2. Ertragsanteile harter und minderwertiger sowie schädlicher und giftiger Pflanzenarten am Futterertrag verschiedener Pflanzenbestände (nach Klapp 1951)

Pflanzengesellschaften	Ertragsteile in Prozent		
	Harte und minderwertige Arten	Schädliche und giftige Arten	Futtergräser und Futterkräuter
Röhrichte	91,4	1,5	4,9
Kleinseggenwiesen	64,7	11,4	16,8
Pfeifengraswiesen	46,2	10,5	33,9
Kleinseggen-Kohldistelwiesen	41,6	10,6	38,5
Typische Kohldistelwiesen	19,2	13,2	59,0
Kuckuckslichtnelken-Tal-Glatthaferwiesen	3,9	4,6	82,0
Salbei-Tal-Glatthaferwiesen	7,3	2,9	81,2
Feuchte Berg-Glatthaferwiesen	2,7	5,5	85,2
Trockene Berg-Glatthaferwiesen	16,9	3,9	69,6
Typische Weidelgrasweiden	0,0	2,2	95,8
Borstgras-Weiden	72,3	3,2	9,7
Rotschwengel-Straußgras-Weiden	0,0	9,3	86,2

schiedenen Wirtschaftsmaßnahmen an die Bedingungen, die für die Wiederentwicklung einer größeren floristischen und daran angepaßten faunistischen Vielfalt benötigt werden.

Auf den Agrarmarkt haben die verschiedenen Extensivierungsformen einen unterschiedlichen Einfluß, wie der Tabelle 3 zu entnehmen ist.

Die landschaftsökologische Bedeutung hängt von verschiedenen Faktoren ab, insbesondere von der Möglichkeit einer Wiederentwicklung artenreicher Pflanzenbestände. Diese wiederum ist von den Standortfaktoren und den verschiedenen Nutzungsverfahren abhängig.

2. Formen extensiver Grünlandnutzung

2.1 Mahd

Mähverfahren zur Wiederentwicklung von inzwischen verdrängten Pflanzengesellschaften sind vor allem auf Naß-Standorten notwendig, wo eine ungenügende Trittfestigkeit die Beweidung

Tab. 3. Wirkung der Extensivierung auf den Agrarmarkt (abgeschätzt für Nordwestdeutschland)

Art der Extensivierung	Ausmaß der Ertragssenkung	Geschätzter Anteil an der Agrarfläche
Nutzung als Streuwiese	50 %	1 %
Nutzung als Hutung	10 %	1 %
Einschürige Wiesenutzung	30 %	5 %
Standweidenutzung	25 %	10 %
Altgrasstreifen und Schutzstreifen an Gewässern	100 %	1–2 %

ausschließt und sich gegen Beweidung empfindliche Pflanzen wiederentwickeln sollen.

Eine Mahd kann auch auf trittfesten Standorten zweckmäßig sein, wenn dort verbißempfindliche Pflanzenarten gefördert werden sollen und/oder bestimmte Tierarten gegen Beweidung empfindlich reagieren, z. B. Brutvögel.

Vor allem auf Naß-Standorten kann es notwendig sein, für die Mahd Spezialgeräte mit Niederdruckbereifung einzusetzen und das Futter noch vor der Trocknung von der Fläche abzufahren und an anderem Orte trocknen zu lassen.

Verwertung des Futters:

Eine Frischverwertung des Aufwuchses von extensiv bewirtschafteten Naß-Wiesen ist selten möglich, da bei Frischverwertung auf dem Hof meistens eine gewisse Intensität der tierischen Produktion gegeben ist und Futter von extensiv bewirtschaftetem Grünland dafür qualitativ nicht optimal zusammengesetzt ist.

Die Verwertung des Aufwuchses als Heu ist die häufigste Form spät gemähter Bestände von Naßwiesen. Dabei ist aber die Trocknung auf der Fläche oft schwierig, so daß es nicht selten zum Totalausfall als Futter kommt bzw. eine krasse Verschlechterung der Futterqualität stattfindet.

Eine Verwertung des Aufwuchses als Gärfutter war in der Vergangenheit nicht üblich; ob sie in der Zukunft eine Bedeutung erlangen wird, ist bisher nicht genau genug untersucht worden.

Eine Übertragung der Mahd solcher Pflanzenbestände auf Lohnunternehmer kann aus Gründen der notwendigen Anschaffung von Spezialmaschinen und deren Ausnutzung zweckmäßig sein. In diesen Fällen sollte die Verwertung des Mähgutes als Frischfutter oder

Futterkonserven auf einem landwirtschaftlichen Betrieb erfolgen. Dort ist dann eine extensive Tierhaltung notwendig.

2.2 Beweidung

Die Beweidung als *Umtriebsweide* entspricht meistens nicht den Bedingungen der extensiven Nutzungsform. Grundsätzlich ist aber auch eine extensive Umtriebsweide möglich. Wegen des hohen Aufwandes (Einzäunung, Umtrieb, Tränken) ist eine solche Nutzungsform jedoch mit deutlich höheren Kosten verbunden als andere Weideformen.

Standweide ist die häufigste Form der extensiven Nutzung. Diese Weideform ist allerdings mit dem Nachteil einer stellenweisen Überbeweidung bei gleichzeitig stellenweiser Unterbeweidung verbunden.

Hutung ist eine ökologisch besonders interessante Form extensiver Grünlandnutzung auf allen weidesicheren Standorten. Sie verlangt aber größere Herden und ausreichend große Flächen. Die Herdengröße wird von der Leistungsfähigkeit des Hirten bestimmt. In den neuen Bundesländern, vor allem im Mittelgebirge, sollte die Hutung als extensive Weidenutzung angestrebt werden.

3. Freßverhalten einiger Weidegänger

Rinder umfassen mehrere Pflanzen mit der rauhen Zunge, ziehen sie ins Maul, drücken die Pflanzen mit den unteren Schneidezähnen gegen die obere Dentalplatte und reißen die Pflanzen mit einem Ruck ab. Während des Weidens schreiten die Tiere langsam voran und bewegen den Kopf dabei in einem Kreisbogen von rd. 60–90° von einer

Seite zur anderen. Dabei werden nahezu alle erreichbaren Pflanzen gleichmäßig abgefressen, d. h. es findet innerhalb eines solchen Freßsegmentes nur eine begrenzte Selektion einzelner Pflanzenarten statt. Kühe nehmen je Tag rd. 13 kg Futter-Trockenmasse auf, wobei die Aufnahmemenge eine von der tierischen Leistung, z. B. der Milchleistung, abhängige Größe ist.

Schafe benutzen zum Festhalten des Futters nicht die Zunge, sondern die sehr beweglichen und zum Greifen geeigneten Lippen. Das ist auch die Ursache für das besonders feine Selektionsverhalten und auch für den relativ tiefen Abbiß. Auch die Schafe reißen das Gras durch Festhalten der Pflanzen zwischen den unteren Schneidezähnen und der oberen Dentalplatte ab, jedoch mit deutlich kräftigerem Ruck als die Rinder. Die tägliche Futterraufnahmemenge liegt zwischen 2 und 3,5 kg Futter-Trockenmasse, sie korreliert eng mit dem Lebendgewicht der Tiere. Schafe verhalten sich beim Weidegang sehr selektiv. Das führt dazu, daß auf Schafweiden bestimmte Pflanzenarten stärker gefördert und andere zurückgedrängt werden. Hier ist aber auch darauf hinzuweisen, daß es im selektiven Verhalten der Schafe beachtliche Rassenunterschiede gibt. Die Tabelle 4 belegt dieses exemplarisch.

Ziegen verhalten sich ähnlich wie Schafe, die Futterraufnahme je Tier beträgt etwa 2,3 kg Futter-Trockenmasse, wobei Milchziegen deutlich mehr Futter aufnehmen als Fleischziegen. Ziegen sind zwar sehr wählerisch in der Futterraufnahme, sie fressen aber auch Baumlaub und erheben sich dazu auf ihren Hinterbeinen und drücken mit den Vorderbeinen die erreichbaren Äste herunter, um die Blätter abfressen zu können. Bevorzugt von Ziegen gefressen werden z. B. alle Pflanzenteile von Schafgarbe, Spitzwegerich und Rauhem Löwenzahn, Blüten- und Fruchtstände von Bärenklau, Kleiner Pimpinelle und Rotklee sowie die krautigen Teile von Rotschwengel, Goldhafer, Wurmfarne, Wiesenlabkraut und Vogelwicke. Weniger gern gefressen, aber doch noch aufgenommen werden z. B. Glockenheide, Zypressenwolfsmilch, Flügelnster, Salbei-Gamander, Rotes Straußgras, Wolliges Honiggras und Weiches Honiggras. Kaum verbissen werden Gemeiner Thymian und Augentrost.

Tab. 4. Vergleich des Selektionsverhaltens von Heidschnucken und Fleischschafen auf nicht mehr bewirtschaftetem Grünland (Knauer und Gerth 1980)

Pflanzenart	Ertragsanteil in %	Fleischschafe									Heidschnucken								
		2 Tiere			4 Tiere			6 Tiere			2 Tiere			4 Tiere			6 Tiere		
		1. Tag	3. Tag	7. Tag	1. Tag	3. Tag	7. Tag	1. Tag	3. Tag	7. Tag	1. Tag	3. Tag	7. Tag	1. Tag	3. Tag	7. Tag	1. Tag	3. Tag	7. Tag
Pfeifengras	88	1	1	2	1	1	3	2	2	3	1	1	2	1	2	3	2	2	3
Gilbweiderich	1	2	2	1	2	3	1	3	2	1	3	3	3	3	3	2	3	3	–
Schilfrohr	+	1	2	1	1	2	1	2	2	–	2	2	3	2	2	3	3	3	–
Rotschwengel	+	2	3	3	2	3	3	3	–	–	2	3	–	3	2	–	3	–	–
Kriechweide	+	1	1	2	1	0	3	1	1	3	3	2	3	3	2	3	3	2	3
Grauweide	+	0	0	1	1	1	2	1	1	3	2	2	3	3	2	3	3	3	3
Gagelstrauch	+	0	0	1	0	0	1	0	1	2	2	1	1	2	1	1	2	1	1
Rohrkolben	+	0	1		0	1	1	1	2	3	1	1	1	2	3	2	2	3	–
Schwertlilie	+	0	1	1	0	2	1	1		1	1	2	2	1	2	2	2	3	3
Glockenheide	2	0	0	0	0	1	1	1	1	1		1		1	2	2	1	2	3
Reitgras	5	0	0	0	1	1	1	2	1	3		2	1	1	3	3	1	3	3
Rasenschmiele	1	0	0	0	0	1	1	0	2	2	0	0	1	0	0	1	1	1	3
Flatterbinse	2	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	2
Hasenfußsegge	+	0	0	0	0	1	2	0	1	2	0	0	1	0	1	2	1	1	3
Gr. Brennessel	+	0	0		0	0	1	0	1	1	0	0	1	–	–	–	–	–	–

0 = gemieden, 1 = etwas befressen, 2 = befressen, 3 = stark befressen, – = im Futterangebot nicht mehr vorhanden.

4. Landschaftsökologische Bedeutung von extensiv genutztem Grünland

Aus landschaftsökologischer Sicht soll die extensive Grünlandbewirtschaftung zur Entwicklung einer „ökologiegerechten Kulturlandschaft“ beitragen. Darunter verstehen wir eine Landschaft, in der die Naturkreisläufe der Stoffe ohne Belastung oder gar Schädigung der verschiedenen Naturpotentiale ablaufen und in der die Lebensprozesse der typischen Pflanzen- und Tierarten dieser Landschaft ungestört ablaufen können und damit die Existenz dieser Lebewesen nicht gefährdet ist. Dazu muß u.a. ein ökologisches Verbundsystem vorhanden sein, damit auch jene Lebewesen sich regelmäßig reproduzieren und einen Gen-Austausch vornehmen können, die hier auf Biotopinseln beschränkt sind. Wie eine solche Landschaft im einzelnen beschaffen sein soll, läßt sich nicht mit einer allgemeinen Norm beschreiben, sondern muß für jeden Landschaftstyp gesondert aufgezeigt werden. Dem extensiv genutzten Grünland kommt in den verschiedenen Landschaftstypen zwar eine unterschiedliche, im allgemeinen aber eine große ökologische Bedeutung zu. Diese Bedeutung liegt vor allem in der

■ Wiederherstellung von Nutzungsformen mit Lebensmöglichkeiten für typische Mitglieder der Agrarbiozönose, insbesondere auch von Lebensbedingungen für „Rote-Liste-Arten“. Zur Erreichung dieses Zieles ist neben der Kenntnis der Lebensraumbedingungen für die zu fördernden Pflanzenarten und der Lebensraumbedingungen für die zu fördernde Agrarfauna vor allem auch eine Sicherung der Einwanderungsmöglichkeiten schon verdrängter Pflanzenarten und Tierpopulationen notwendig. Extensiv genutzte Grünlandflächen müssen also über einen Biotopverbund miteinander in funktionaler Beziehung stehen.

■ Verminderung von Umweltbelastungen durch Reduzierung chemischer und technischer Steuerungen im Agrarökosystem. Die Erreichung dieses Zieles verlangt eine im Vergleich zum Entzug überproportionale Senkung der Düngemittelzufuhr zur Wiederherstellung mesotropher Standortbedingungen an Stelle der jetzt vorhandenen eutrophen bis hypertrophen Verhältnisse.

■ Schonung vorhandener ökologischer Zellen. Dieses Ziel kann nur erreicht werden, wenn alle vorhandenen ökologischen Zellen von Eingriffen frei bleiben. Notwendig ist der Verzicht auf den Einsatz von Regelungsmitteln im Agrar-

ökosystem, die bekannte Nah- und Fernwirkungen haben und durch das Eindringen in ökologische Zellen gerade deren besonders bedeutende Randzonen schädigen.

■ Förderung natürlicher Regelmechanismen durch Schaffung einer dafür günstigen Vielfalt.

4.1 Entwicklung und Erhaltung verschiedener Pflanzengesellschaften

Die verschiedenen Grünlandpflanzbestände wurden vor allem in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts durch meliorative Maßnahmen sowie durch gezielte Düngergaben floristisch sehr stark verändert. Aus meist artenreichen Pflanzenbeständen mit einem relativ hohen Anteil von harten und minderwertigen Arten sowie giftverdächtigen Pflanzen und Giftpflanzen wurden verhältnismäßig artenarme Pflanzenbestände mit als Futter für die landwirtschaftlichen Nutztiere höherwertigen Pflanzen entwickelt (s. Tab. 1 und 2).

Die Abbildung 1 zeigt diese Entwicklung als einfache Übersicht. Der Ertrag ist angestiegen, die Artenzahl hat abgenommen, und die inzwischen als gefährdet eingestuft Pflanzenarten, die am Anfang der Entwicklung

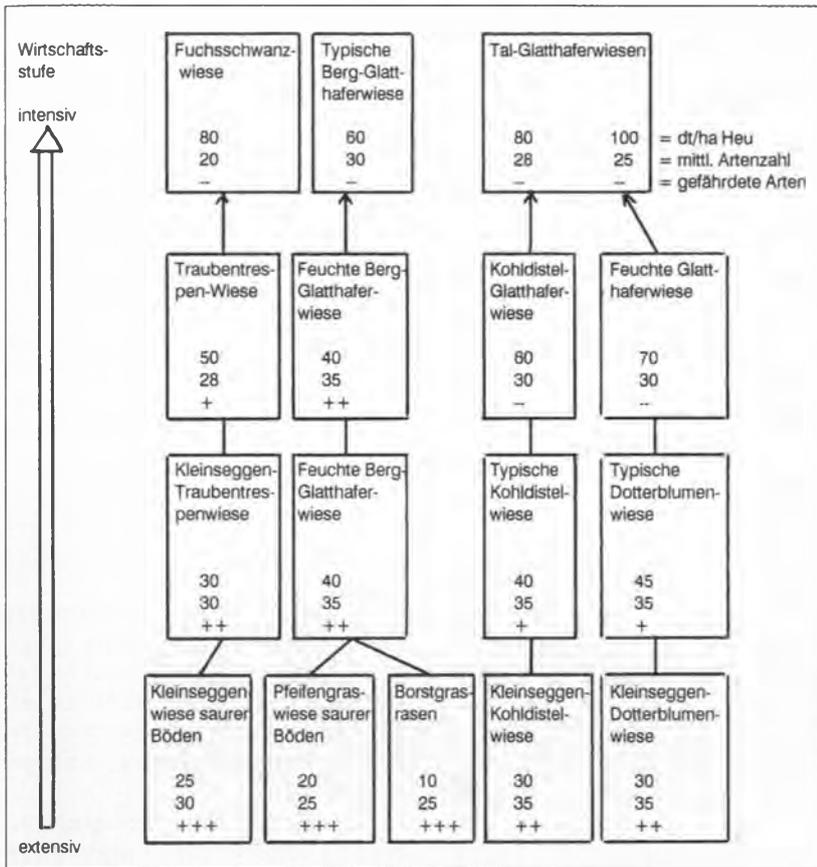


Abb. 1. Veränderung von Ertrag, mittlerer Artenzahl und Anteil gefährdeter Pflanzenarten auf unterschiedlich intensiv bewirtschaftetem Grünland (Knauer 1980). +++ = mehrere gefährdete Arten, ++ = wenige gefährdete Arten, + = sehr wenige gefährdete Arten, -- = keine gefährdeten Arten.

noch häufig waren, sind immer seltener geworden und schließlich ganz verschwunden.

Soweit die floristischen Bestandesänderungen eine Folge der durch Düngung herbeigeführten Nährstoffanreicherung des Bodens sind, können sie nicht ganz einfach rückgängig gemacht werden. Auf vielen Grünlandstandorten wird die Wüchsigkeit der Pflanzen vom Phosphatangebot bestimmt. Eine Aushagerung durch Entzug bei unterlassenem Ersatz durch Düngung dauert sehr lange, und eine im Versuch zwar mögliche P-Fixierung durch z. B. Eisensulfat oder Ammoniumsulfat, wie Tchou (1981) sie durchgeführt hat, kommt als praktische Maßnahme auf größeren Flächen nicht in Betracht.

Leichter rückgängig zu machen sind die durch eine Nutzungsintensivierung ausgelösten floristischen Bestandesänderungen. Pflanzenarten der früher vorhandenen Pflanzenbestände können durch Verringerung der Mähhäufigkeit und der Beweidungsintensität

allerdings nur dann wieder gefördert werden, wenn diese Arten noch in regenerationsfähigem Zustand vorhanden sind oder durch Samen eingetragen werden.

Man kann sich die Entwicklung bei

Tab. 5. Vogelreichtum verschiedener Pflanzenbestände (Untersuchungen in holländischen Grünlandgebieten; nach De Vries 1973)

	Heide	Naßwiesen extensiv	Mähgrünland z. T. mit Nachweide	Weidegrünland	Vordeichgrünland
Winterzeit					
Mittlere Anzahl an Vogelarten je 10 ha	2	6	6	8	7
Mittlere Anzahl an Vögeln je 10 ha	5	241	63	114	30
Brutsaison					
Mittlere Anzahl an Vogelarten je 10 ha	7	15	11	13	13
Mittlere Anzahl an Vögeln je 10 ha	23	53	51	67	54

Extensivierung der Nutzung zwar am Beispiel der abgelaufenen Entwicklung vorstellen, muß sie aber für die Auswahl der geeigneten Maßnahmen in die Zukunft fortschreiben. Darauf wird noch einzugehen sein.

4.2 Befriedigung der Ansprüche von Wiesenvögeln

Als ein eindrucksvolles Beispiel für die faunistische Bedeutung des Grünlandes kann man die Vogelarten herausgreifen. Die Tabelle 5 gibt Untersuchungsergebnisse aus den Niederlanden wieder. Sowohl die Naßwiesen als auch das Weidegrünland zeichnen sich durch einen hohen Vogelreichtum in der Winterzeit und in der Brutsaison aus. Das hat verschiedene Gründe wie Flächenausdehnung, relative Störfreiheit, reichliches Nahrungsangebot usw.

Man könnte folgern, daß die Grünlandnutzung eine Vorbedingung für die bevorzugte Besiedlung mit Vogelarten ist. Obwohl einer solchen Folgerung für eine beachtliche Anzahl verschiedener Vogelarten nichts entgegenzusetzen ist, darf aber nicht darüber hinweggesehen werden, daß die mit der Grünlandbewirtschaftung und -nutzung verbundenen Verfahren z. T. durchaus als erhebliche Störungen zu bewerten sind. Die Tabelle 6 zeigt, wie stark die Beweidung von Grünlandflächen mit verschiedenen Weidetieren den Bruterfolg einiger bedeutender Wiesenvogelarten stören kann, und die Abbildung 2 demonstriert die Beeinflussungsmöglichkeit des Brutverlaufes des Großen Brachvogels durch extensive oder intensive Nutzung von Mähgrünland.

Tab. 6. Prozentsatz der Gelege, die bei Beweidung durch Kühe, Rinder oder Schafe bei unterschiedlicher Beweidungsintensität (Tierzahl, Beweidungszeit) je ha Weidefläche zertrampelt worden sind (Mitt. LÖLF 3/1983)

Viehart Tierzahl je ha	Kühe			Rinder			Schafe		
	5	10	20	5	10	20	5	10	20
Weidezeit: 4 Tage									
Austernfischer	–	41	65	–	32	54	–	5	9
Kiebitz	–	31	53	–	57	81	–	14	26
Uferschnepfe	–	48	72	–	84	97	–	13	41
Rotschenkel	–	67	89	–	84	98	–	13	41
Weidezeit: 1 Woche									
Austernfischer	37	61	84	29	49	74	4	8	15
Kiebitz	28	48	73	52	77	95	12	23	40
Uferschnepfe	43	68	90	80	96	100	21	37	60
Rotschenkel	62	85	98	80	96	100	21	37	60
Weidezeit: 2 Wochen									
Austernfischer	61	84	–	49	74	–	8	15	29
Kiebitz	48	73	–	77	95	–	23	40	65
Uferschnepfe	68	90	–	96	100	–	37	60	84
Rotschenkel	85	98	–	96	100	–	37	60	84

Schließlich soll die Abbildung 2 auch demonstrieren, wie notwendig die Ausschließung oder eine zeitliche Begrenzung bestimmter mit der Bewirtschaftung verbundener Maßnahmen zu bestimmten Zeiten ist. Der Hinweis, daß doch auch früher viele Wiesen gewalzt wurden, übersieht, daß es tatsächlich gar nicht so viele Wiesen waren und daß vor allem in einer Gegend schon wegen der begrenzten Zugkraftreserve immer nur ein kleiner Anteil der Wiesen davon betroffen war. Dort wurde das Brutgeschäft der Wiesenvögel auf den einzelnen gewalzten Flächen aber gleicherart beeinträchtigt wie heute.

4.3 Bedeutung für verschiedene andere Tierarten

Beim Versuch einer Bewertung des Grünlandes als Lebensraum für Konsumenten ist u. a. eine Abschätzung der benötigten Lebensraumgröße für verschiedene Tierarten wichtig. In der Tabelle 7 sind einige Daten zusammengestellt.

Großvögel benötigen ausgedehnte Areale, verschiedene Insektenarten kommen schon mit relativ kleinen Flächen aus. Für nahezu alle Lebewesen ist aber die Austauschbarkeit mit benachbarten Biotopen von großer Bedeutung. Grünland darf also aus bio-ökologischen Gründen nicht auf einzelne Inseln beschränkt sein.

Zwischen den einzelnen Pflanzenbeständen, die man bestimmten Pflanzengesellschaften zuordnen kann, und den Tiergemeinschaften bestehen deutlich nachweisbare Beziehungen. In der Tabelle 8 sind solche Beziehungen für drei Wiesenpflanzenbestände und die dort lebenden Laufkäfergemeinschaften nachgewiesen, und in der Abbil-

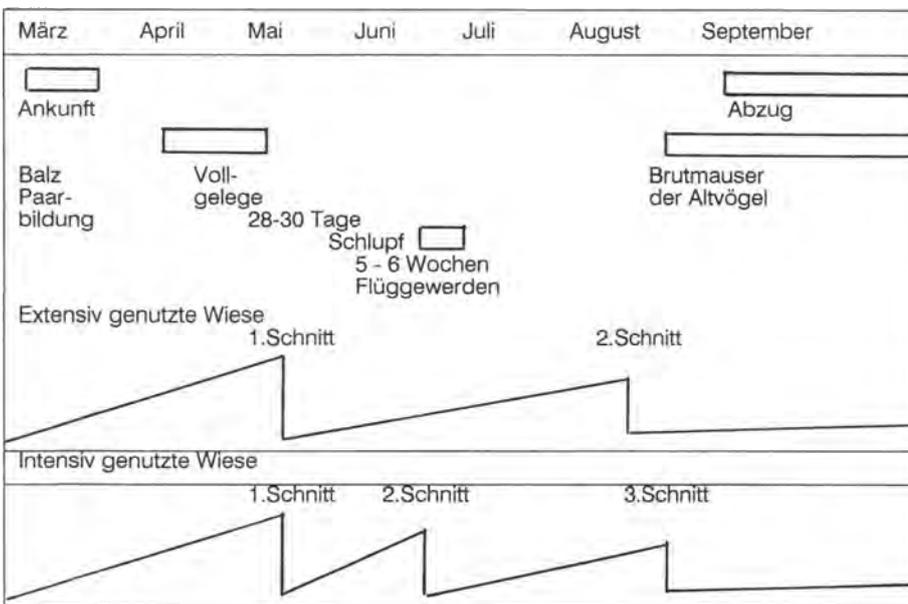


Abb. 2. Brutverlauf vom Großen Brachvogel, Verlauf des Futteraufwuchses und Nutzung von Wiesen.

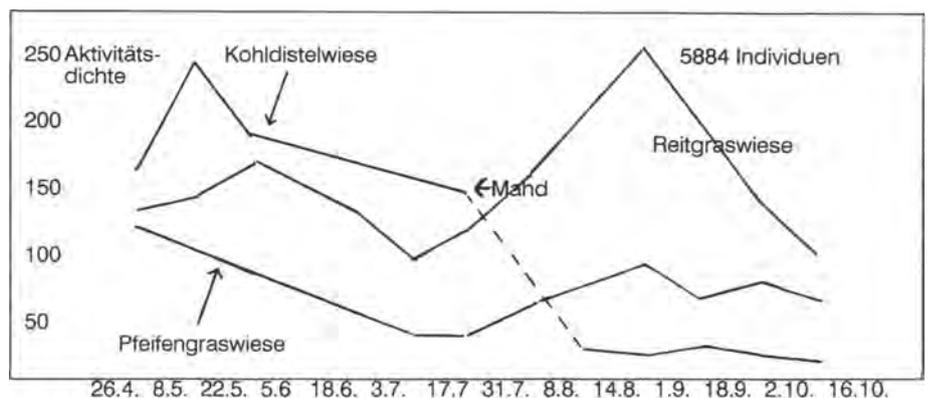


Abb. 3. Phänologie der Laufkäfer in drei nahe beieinander liegenden, floristisch aber verschiedenen Feuchtwiesen (nach Stachow 1980).

dung 3 ist die dazugehörige Aktivitätsdichte aufgezeichnet.

Die Bedingungen für Laufkäfer sind demnach in der Kohldistelwiese viel früher günstig als z. B. in der Reitgraswiese. Man kann davon ausgehen, daß eine Extensivierung der Grünlandnutzung auch auf die Lebensbedingungen für verschiedene hier lebende tierische Lebewesen deutliche Wirkungen haben wird. Man kann damit rechnen, daß vor allem in Mähwiesenbeständen in Abhängigkeit von der Mähzeit wieder eine größere Vielfalt im Blütentypenspektrum entsteht und damit auch ein vielfältigeres Nahrungsangebot für Blütenbesucher, die auf Pollen als Eiweißquelle und Nektar als Energielieferant angewiesen sind.

4.4 Bedeutung für den Erholungswert der Landschaft

Der Erholungswert einer bestimmten Landschaft ist nicht ohne weiteres bestimmbar, er steht streng genommen immer in einem Bezug zum Begriff Gesundheit der Menschen (Bechmann 1980). Erholung bedeutet Abbau von Belastungswirkungen, was durch Entzug aus der Streßsituation durch Umgebungswechsel, Bewegung, Förderung der Erlebniswahrnehmung usw. erfolgt. Blumenreiche Grünlandflächen, manchmal auch nur die ausgedehnte übersehbare grüne Fläche können eine große Bedeutung für den Erholungswert einer Landschaft haben, insbesondere dann, wenn z. B. die Blumen aus der Nähe betrachtet oder gar als Handstrauß mitgenommen werden dürfen.

5. Möglichkeiten der Realisierung durch die Landwirtschaft

Die Extensivierung der Grünlandnutzung soll neben einer Marktentlastung mit tierischen Produkten zu einer ökologischen Bereicherung der Agrarlandschaft führen. Landwirte sollen durch bestimmte Wirtschaftsmaßnahmen verschiedene Ziele des Naturschutzes fördern. Dabei sollen die extensiv bewirtschafteten Grünlandflächen immer mindestens so groß sein, daß ungestörte Populationen von wiesenbewohnenden Lebewesen sich entwickeln können. Wir sind bisher von 5 bis 10 ha als notwendige Einzelgröße ausgegangen und von einem Maximalabstand zwi-

Tab. 7. Größe des durchschnittlichen Lebensraumes eines Brutpaares bzw. eines Einzelindividuums verschiedener Tierarten (nach Jedicke 1990)

Art	Lebensraum	Flächengröße
Wiesenweihe	Feuchtwiesen, Sumpfbiotope	500–700 ha
Sumpfohreule	Moor-, Sumpf-Feuchtwiesen	100–400 ha
Weißstorch	Wiesenbiotope	200 ha
Gr. Brachvogel	Feuchtgrünland	25 ha
Bekassine	Feuchtgrünland	1 ha
Feldgrille	Trockene Grünlandbiotope	0,5 m ²
Artspezifische Minimumareale von Populationen ausgewählter Lebewesen		
Großvögel, allgemein		100–10000 ha
Gr. Brachvogel	Feuchtgrünland	250 ha
Springfrosch	Sumpfwiesen	380 ha
Grasfrosch	Feuchte Biotope	200 ha
Flugfähige Arten der größeren Makrofauna		50–100 ha
Lauffähige Arten der größeren Makrofauna		10–20 ha
Kleinere Makrofauna		5–10 ha
Feldgrille		3 ha
Heuschrecken		1 ha
Wiesenschaumzikade		1 ha

schen den Einzelflächen von rd. 3 bis 7 km.

5.1 Produktionsbiologie einiger Wiesenpflanzenarten

Der Landwirt fungiert als Regler im Agrarökosystem, und er leitet seine Einzelmaßnahmen dabei von vorhandenen Werten und Normen ab und setzt

sie über ein bestimmtes Wissen und Können in einzelne Regulationsschritte um. Um die Ziele des Naturschutzes auf bewirtschafteten Grünlandflächen aktiv verfolgen zu können, benötigt er Kenntnisse über die Produktionsbiologie der wichtigen Pflanzenarten, vor allem auch der zu fördernden Arten. Mit der Abbildung 4 wollen wir aufzeigen, daß solche Kenntnisse sehr wichtig sind. Sie

Tab. 8. Diagnostisch wichtige Laufkäfer-Artengruppen der Feuchtwiesen und Dominanzgrad auf drei verschiedenen Feuchtwiesen (nach Stachow 1980)

Laufkäferarten	Kohldistelwiese	Reitgraswiese	Pfeifengraswiese
<i>Poecilus versicolor</i>	20,4	11,6	2,2
<i>Carabus granulatus</i>	31,2	15,3	18,0
<i>Clivina fossor</i>	7,9	3,2	1,0
<i>Trechus secalis</i>	0,4	17,3	5,2
<i>Pterostichus niger</i>	2,1	9,5	4,2
<i>Pterostichus melanarius</i>	6,1	9,6	1,4
<i>Pterostichus dilligens</i>	9,8	11,0	33,7
<i>Dyschirius globosus</i>	8,0	4,0	19,3
<i>Amara communis</i>	1,3	2,6	0,3
<i>Pterostichus nigrita</i>	0,9	0,2	0,6
<i>Amara aulica</i>	0,2	0,1	
<i>Pterostichus vernalis</i>	0,2		
<i>Lorocera piliformis</i>	0,1		
<i>Amara plebeja</i>		0,1	
<i>Carabus nemoralis</i>		0,1	
Weitere Laufkäfer	11,4	15,4	14,1

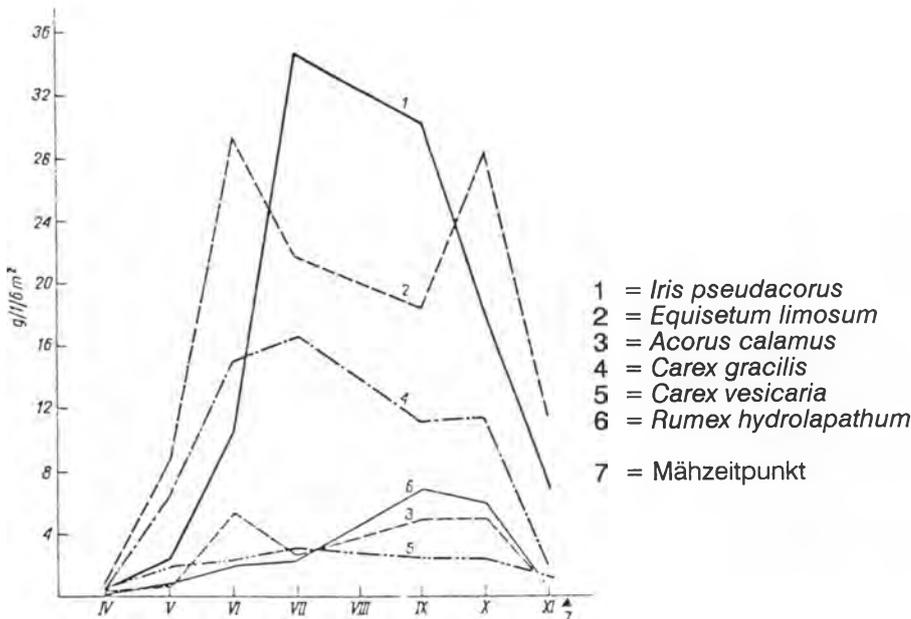


Abb. 4. Phytomasseänderung verschiedener Arten eines Feuchtbiotops (nach Baradziej 1974).

zeigt die Phytomasseänderung von 6 verschiedenen Pflanzenarten, die gemeinsam in einer von *Iris pseudacorus* geprägten Pflanzengesellschaft wachsen.

Die wesentlichsten Unterschiede liegen zwar in der gebildeten Trockenmasse, es gibt aber auch Differenzen im zeitlichen Verlauf der Massenbildung. Beides kann konkurrenzregulierend wirken. Die Art *Acorus calamus*, die erst sehr spät ihr Massenmaximum erreicht, wird schon aus diesem Grunde konkurrenzschwach bleiben. Jeder mechanische Eingriff, der diese Art zusätzlich schwächt und vielleicht die starken Konkurrenten fördert, kann für *Acorus calamus* vernichtend wirken.

Die einzelnen Pflanzenarten verhalten sich innerhalb verschiedener Pflanzengesellschaften zwar nicht ganz gleich, sondern sie zeigen ein gewisses Anpassungsvermögen, etwa mit dem Termin des Blühbeginns, der Phase der

Tab. 9. Möglicher Entwicklungsverlauf von Pflanzenbeständen in Abhängigkeit von der Lage zum Grundwasser und zur Landschaftspflegemaßnahme (nach Knauer 1977, verändert)

Pflanzengesellschaft	Röhricht	Kleinseggenwiese	Kohldistelwiese	Glatthaferwiese
Ökologische Dominanz von	Wasser	Wasser, Nährstoffarmut	Wechselfeuchte	gut durchlüfteter Wurzelraum, günstige Wasserversorgung
Vorherrschende Nutzung	keine bzw. Rethernte nach Abreife	keine bzw. Streumahd im Spätsommer	ein- bis zweimalige Mahd zur Heugewinnung	zwei- bis dreimalige Mahd zur Heugewinnung, manchmal Nachweide
Wasserbedarf je Einheit Trockenmasse	hoch	hoch	hoch	mittel bis hoch
Wasserverbrauch auf der Fläche	hoch	gering	mittel bis hoch	hoch
Richtung der floristischen Änderung bei Beendigung der Nutzung	keine oder nur langsame Entwicklung in Richtung Bruchwald	keine Änderung oder Beginn von Bruchwald; bei Wassereinstau auch Einwanderung von Röhrichtarten	bei Vernässung durch Grabenverfall Einwanderung von Röhrichtarten	bei feuchten, aber nicht nassen Bedingungen Entwicklung zur Hochstaudenflur, an Lockerstellen Initialphasen von <i>Rubus spec.</i> , auf wechsellückigen Standorten Ausbildung von Bennessel-Fazies
Gehölzeinwanderung	nur Ausdehnung vorhandener Gehölze	nur Ausdehnung vorhandener Gehölze	Ausbreitung von <i>Salix spec.</i> , vor allem durch Absenker	an freien Stellen außer <i>Rubus spec.</i> weitere Gehölze
Empfehlenswerte Landschaftspflege	außer Erhaltung des Wasserregimes keine	nur bei unerwünschter Einwanderung von Röhrichtarten Mahd	zur Entwicklung artenreicher Bestände Mahd	Mahd zur Entwicklung artenreicher Bestände und zur Biotopgestaltung für Wiesenvögel

Fruchtbildung und der Samenreife. Dieses Anpassungsvermögen geht aber nicht so weit, daß z. B. die von der Nutzung ausgehende Beeinflussung der Pflanzenentwicklung überkompensiert werden kann.

Leider liegen nur über sehr wenige Pflanzen des Extensivgrünlandes Ergebnisse produktionsbiologischer Untersuchungen vor, etwa solche über den zeitlichen Verlauf des Assimilatstromes in den Sproß und die unterirdischen Speicherorgane. Solche Informationen wären für die gezielte Entwicklung von Nutzungs- und Pflegemaßnahmen von großem Nutzen.

Solange Untersuchungsbefunde über die Produktionsbiologie der wichtigsten Pflanzenarten des Grünlandes nicht vorliegen, müssen die Verfahren für die Restitution der früher vorhandenen Grünlandpflanzengesellschaften aus den vorliegenden Erfahrungen abgeleitet werden.

5.2 Standortbedingungen einiger Grünlandpflanzengesellschaften

Zu diesen Erfahrungen gehört die Kenntnis, daß bestimmte Pflanzengesellschaften eine enge Bindung an die abiotische Umwelt besitzen. Beispielfähig hat Klapp (1965) die abiotischen Rahmenbedingungen verschiedener Grünlandpflanzengesellschaften beschrieben. Man kann aus diesen und ähnlichen Beschreibungen wenigstens entnehmen, wohin die Einzelfaktoren des jeweiligen Standortes zu entwickeln sind, wenn eine Restitution früher vorhandener Grünlandpflanzengesellschaften angestrebt wird. Leider liegen nur für wenige Gebiete Karten der aktuellen Vegetation aus der Zeit vor, aus denen abzulesen ist, welche Grünlandpflanzengesellschaften früher unter deutlich extensiveren Nutzungsbedingungen als heute hier verbreitet waren. Die Tabelle 9 soll als Beispiel für eine im norddeutschen Raum häufige Sukzessionsreihe den möglichen Weg bei der Restitution aufzeigen. Es gibt keinen Zweifel daran, daß es zur Auslösung der Entwicklung einer bestimmten quantitativen Einwirkung bedarf und daß die Einwirkungszeit im Ablauf der Ertragsbildungsdynamik ganz unterschiedliche Reaktionen nach Geschwindigkeit und vielleicht auch nach Richtung nach sich ziehen kann.

Tab. 10. Restitutionsaussichten verschiedener Grünland-Vegetationstypen bei gezielten Eingriffen (nach Kölbl, Dierssen, Grell und Voss 1990, etwas verändert)

Ausgangsgesellschaft	Gewünschter Vegetationstyp	Erfolgsprognose	Maßnahme
Phragmition	Caricion elatae	+	Entwässerung, Gebüschverbreitung verhindern
Phragmition, mäßig naß	Calthion	+	Mahd
Caricion elatae	Phragmition	+	Überstauung
Caricion elatae	Calthion	+	Mahd
Calthion	Phragmition, Caricion elatae, Artemisietea-Ges.	+	Beendigung der Nutzung, je nach Wasserstand stellt sich einer der gewünschten Typen ein
Caricion fuscae	Caricion lasiocarpae	(+)	Vielleicht durch vorsichtigen Einstau mit nährstoffarmem Wasser erreichbar
Phragmition, mäßig naß	Caricion fuscae	(+)	Schwache Entwässerung
Caricion elatae	Caricion fuscae	(+)	Spontan bei schwacher Entwässerung
Calthion, typische Ausbildung	Calthion, Kleinsseggen-Ausbildung	(+)	Unterbindung der Entwässerung
Calthion, Artemisia-Ausbildung	Calthion, typische Ausbildung	(+)	Mehrfache Mahd
Calthion, Artemisia-Ausbildung	Caricion elatae	(+)	Aufstau, späte Mahd
Agropyrorumicion	Calthion	(+)	Beendigung der Beweidung, Mahd
Cynosurion grundwassernah	Caricion elatae	(+)	Aufstau, späte Mahd
Cynosurion, grundwassernah	Calthion	(+)	Beendigung der Beweidung, Mahd
Cynosurion, grundwasserfern	Arrhenatherion	(+)	Beendigung der Beweidung, Mahd
Caricion elatae	Caricion lasiocarpae		erforderlicher Nährstoffaustrag kaum realisierbar
Calthion	Caricion nigrae		
Calthion	Caricion davallianae		
Calthion	Molinion		

5.3 Nutzungsverfahren zur Restitution verschiedener Grünlandpflanzengesellschaften

Die Restitution von Grünlandpflanzbeständen einer bestimmten Pflanzengesellschaft ist um so kostenaufwendiger und schwieriger, je naturferner der derzeitige Grünlandbestand floristisch zusammengesetzt ist und die abiotischen Rahmenbedingungen sind. Köl-

bel, Dierssen, Grell und Voss (1990) haben Restitutionsaussichten beschrieben, die als Tabelle 10 wiedergegeben werden.

Es ist wichtig, daß man sich bei der Empfehlung verschiedener Restitutionsmaßnahmen daran erinnert, wie unterschiedlich die Mahd und die Beweidung auf die Pflanzenbestände wirken. Mahd entfernt zur gleichen Zeit von allen Pflanzen die oberirdische

Sproßmasse oberhalb der gewählten Schnitthöhe. Benachteiligt werden alle Arten mit höher sitzendem Assimilationsgewebe und mit komplizierter Reservestoffdynamik, insbesondere werden Spätentwickler, die zudem für den Wiederaustrieb auf vorher eingelagerte Reservestoffe angewiesen sind, gestört. Weniger benachteiligt werden Arten mit tief sitzendem Assimilationsgewebe, welches durch die Mahd nur unvollständig abgeschnitten und entfernt wird, so daß die Pflanzen mit dem Restassimilationsgewebe sofort weiterproduzieren können.

Die Beweidung wirkt auf die einzelnen Pflanzen über unterschiedliche Mechanismen. Ein Faktor ist der unterschiedliche Biß der verschiedenen Weidetiere sowie das selektive Freißverhalten. Eine andere Faktorengruppe hängt mit dem Tritt zusammen, der einerseits unmittelbar auf die Pflanzen einwirkt und andererseits über komplizierte Wechselwirkungen des Bodens einen Einfluß auf die Entwicklung der Grünlandpflanzen hat. In der Abbildung 5 sind nur ganz einfache Wirkungen auf das Grünland-Ökosystem skizziert.

Für die Ausarbeitung von Restitutionsverfahren sind also eine ganze Reihe von Faktoren zu beachten.

6. Besondere Maßnahmen zur Herstellung und Erhaltung geeigneter Rahmenbedingungen

6.1 Ökologische Rahmenbedingungen

Wenn es das Ziel einer Extensivierung der Grünlandbewirtschaftung ist, Pflanzenbestände in einer floristischen Zusammensetzung wiederzuentwickeln, die vor 20 bis 30 Jahren noch häufiger vorhanden waren, dann müssen zunächst die durch meliorative Maßnahmen veränderten abiotischen Rahmenbedingungen wieder rückentwickelt werden. Im norddeutschen Raum ist fast immer eine Vernässung notwendig. Wenn z.B. auf Niedermoorstandorten auf extensive Nutzung übergegangen wird und keine Maßnahmen zu einer Vergrößerung der Bodenfeuchte erfolgen, entwickeln sich hier meistens *Urtica dioica*-Bestände, die mit kleinen Beständen beginnen und sich nach allen Seiten hin ausdehnen, wenn keine Verdichtungen des Bodens mit gleichzeitiger Anhebung der Bodenfeuchte erfolgen, d.h. wenn die ansteigende Aktivität der Zersetzerkette nicht unterbrochen wird. Die Ausdehnungsgeschwin-

digkeit von *Urtica dioica* liegt dabei etwa bei 0,5 bis 1 m im Jahr.

Oft wird ein verstärkter Nährstoffentzug zur Überführung eutropher Standorte in mesotrophe Bedingungen notwendig sein. Je nach Bodenart und vorhandener Nährstoffsituation wird die Nährstoffzufuhr durch Düngung auf mehr oder weniger lange Zeit zu unterlassen sein. Eine besondere Problematik kann beim Übergang auf extensive Grünlandnutzung dadurch entstehen, daß eine Gülle-Rückführung auf die Grünlandfläche, von der ein Teil des Futters für die Kot und Harn abgebenden Tiere stammt, nicht möglich ist, wenn als Ziel die Entwicklung von inzwischen verdrängten Pflanzengesellschaften verfolgt wird.

Als Folge der Umstellung artenarmer Pflanzenbestände auf artenreiche Bestände wird sich nicht nur die Futtermenge je Flächeneinhalt verändern, sondern auch die Futterqualität. Vor 50 Jahren galt für extensive Wiesen der alte Bauernspruch „Späte Mahd gibt Haufen, stolz, doch merke Dir, Du erntest Holz“.

Die angesprochene Abnahme der Futterqualität beim Übergang auf eine extensivere Grünlandnutzung muß nicht überall eintreten. Durch die Zunahme des Kräuteranteiles kann die Futterqualität durchaus auch beachtlich zunehmen. Eine Abnahme der Futterqualität ist allerdings überall zu beobachten, wo harte und minderwertige, giftverdächtige und giftige Pflanzenarten zur Entwicklung kommen. Die Abnahme der Futterqualität kann schließlich auch mit Werbungsverlusten bei der Heuernte zusammenhängen, wobei diese Werbungsverluste nicht nur von der Witterung und der Werbungsstechnik, sondern auch von der Struktur der Pflanzenarten bestimmt werden, insbesondere vom Blattanteil.

6.2 Technische Rahmenbedingungen

Zu den technischen Rahmenbedingungen für eine erfolgreiche Umgestaltung der Pflanzenbestände des Grünlandes zu ökologisch wertvollen Beständen gehören vor allem die Befahrbarkeit der Narbe sowie die Trittfestigkeit der Narbe. Es kann zweckmäßig oder sogar notwendig sein, zur Nutzung von Pflanzenbeständen der Naßwiesen spezielle Maschinen und Geräte, zumindest aber

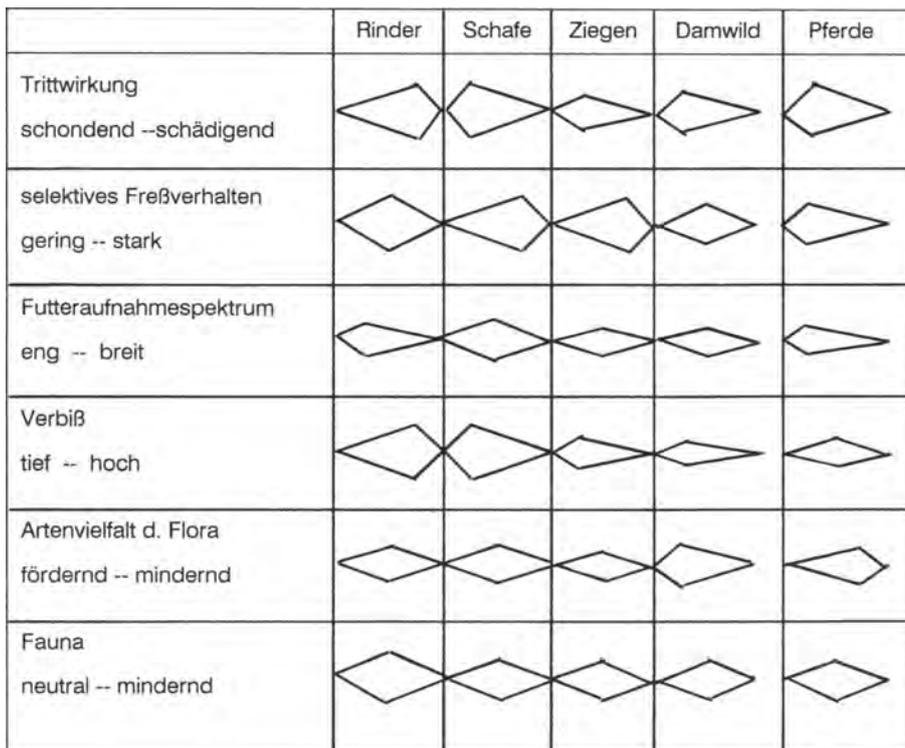


Abb. 5. Einfluß verschiedener Nutztierarten auf das Grünland-Ökosystem bei angemessener Beweidung.

Fahrzeuge mit Breitreifen einzusetzen. Der Einsatz solcher Fahrzeuge kann ähnlich wie bei verschiedenen Techniken auf dem Acker gewisse Mindestflächengrößen für einen optimalen Maschineneinsatz als erstrebenswert erscheinen lassen. Es ist allerdings bisher kaum untersucht worden, ob es für die Grünlandnutzung solche Mindestgrößen gibt.

6.3 Ökonomische Rahmenbedingungen

Kaum ein Landwirt wird freiwillig die Nutzung seines Grünlandes extensivieren, wenn dadurch Mehrkosten entstehen bzw. der Ertrag stärker absinkt als der Aufwand und auf diese Art der Dekungsbeitrag der Grünlandfläche erheblich absinkt. Daher sind seitens der Administration ökonomische Rahmenbedingungen durch ein System von Ausgleichszahlungen, ein System von Prämien für extensive Nutzungen, z. B. die Mutterkuhprämie von 153,- DM je Mutterkuh im Jahre 1991/92, sowie durch die Förderung extensiver Produktionsverfahren und durch Beihilfen für die Umwandlung von Ackerland in extensiv zu nutzendes Grünland gesetzt worden. Das Beispiel „Beihilfe bei Umwandlung in extensiv zu nutzendes Grünland“ zeigt, welche Förderung durch eine der Maßnahmen erfolgt (s. Tab. 11).

Zur Erreichung von ökologischen Zielen, die von der Naturschutzverwaltung beschrieben werden, gibt es eine größere Anzahl von Naturschutzprogrammen, die man als eine Art „Vertragsnaturschutz“ bezeichnen kann. Landwirte schließen mit der Naturschutzverwaltung einen Bewirtschaftungsvertrag ab, in dem sie sich im wesentlichen zur Unterlassung bestimmter früher regelmäßig durchgeführter Maßnahmen verpflichten. Sie erhalten dafür eine vertraglich festgelegte Entschädigung. Der Vorteil dieses Verfahrens für die Landwirte liegt darin, daß sie bei Vertragsabschluß schon genau wissen, was sie tun dürfen oder unterlassen müssen und wie hoch dafür die Entschädigung ist. Ob das Naturschutzziel damit tatsächlich erreicht wird, ist für den einzelnen Landwirt nicht zwingend von Bedeutung.

An dieser Stelle muß hervorgehoben werden, daß der einzelne Landwirt die zentrale Reglerfunktion im Agrar-

Tab. 11. Beihilfe bei Umwandlung in extensiv zu nutzendes Grünland (Mitt. BML Nr. 3/1991)

Gemischtbetrieb	300 Hektar Bezugsfläche	
Mindestumfang der Stilllegung	20 Prozent = 60 Hektar	
Bodenqualität	mittl. EMZ/AZ des Betriebes: 30	
Viehbesatz je ha Gesamtfutterfläche bei Antragstellung	0,6 RGV je Hektar	
	Beihilfe je ha	Gesamtbeihilfe
Basisbetrag bei EMZ/AZ 4	240,— DM	
+ 26 Punkte × 17 DM	442,— DM	
	682,— DM	
Basisabschlag (40 %) + Abschlag für zusätzlich 0,4 RGV/ha (4 × 2 % = 8) = 48 %	327,36 DM	
	354,64 DM	21 278,40 DM

ökosystem übernommen hat, er ist zentraler Bestandteil des Agrarökosystems. Bei der Wahrnehmung seiner Regleraufgaben wird er, so gut sein „Wissen und Können“ es erlaubt, innerhalb des Systemes die einzelnen Rückkoppelungen wahrnehmen. Der Landwirt wird darüber hinaus aber auch von Werten und Normen beeinflusst, und diese Werte und Normen bestimmen auch seine Tätigkeit als Regler im Agrarökosystem. Der Landwirt als Partner im Vertragsnaturschutz hat weder seine Werte und Normen noch sein Wissen und Können den neuen Produktionszielen anpassen müssen. Im Vertrag ist sogar festgehalten, daß er nach Ablauf des Vertrages zur alten Form der intensiven Bewirtschaftung zurückkehren kann. Er wird sich daher auch weiter dafür interessieren, mit welchen Intensivierungsverfahren er sein Einkommen verbessern kann. Aus ökologischer Sicht sollte er

aber verstärkt an der Verbesserung von Extensivierungsverfahren interessiert werden. Für eine erfolgreiche ökologische Veränderung der Agrarlandschaft sollten daher Verfahren gesucht und benutzt werden, die schon im Ansatz davon ausgehen, daß sich die bestimmenden Werte und Normen verändern und das zugehörige Wissen und Können.

Ein System der Honorierung ökologischer Leistungen, wie es von Knauer (1988a, 1988b, 1992) und um agrarpolitische und volkswirtschaftliche Aspekte erweitert von Streit et al. (1989) vorgestellt wurde, ist für die Wiederentwicklung artenreicher Pflanzenbestände des Grünlandes ganz besonders geeignet. Das soll am Beispiel der Entwicklung einer blumenreichen Feuchtwiese demonstriert werden (s. Tab. 12).

Die Methoden zur Erreichung des ökologischen Leistungszieles zeichnen sich durch erwünschte Hauptwirkungen

Tab. 12. Beschreibung der ökologischen Leistung „blumenreiche Feuchtwiese“

Leistungsziel	Grünlandbestand mit hoher Artenvielfalt; Gräser-Kräuter-Verhältnis = < 50 : > 50; Vorkommen von „Rote-Liste-Arten“; Entstehung von Naßstellen des Bodens
Beeinflussung abiotischer Faktoren zur Vorbereitung der ökologischen Leistung	Unterbindung weitgehender Entwässerung; Anstau des Grundwassers auf ca. 60–80 cm unter Flur
Methoden der Produktion der ökologischen Leistung	Anfangs Unterlassung jeglicher Düngung, später keine Stickstoffdüngung; Mahd erst nach dem Abblühen der wichtigsten Pflanzenarten; keine Weidenutzung. Zur Förderung der Umstellung Heublumen-Einsaat von artenreichen Beständen des Gebietes

Tab. 13. Haupt- und Nebenwirkungen von Maßnahmen zur Erbringung von ökologischen Leistungen auf Feuchtgrünland

Methode zur Zielerreichung	Hauptwirkung	Nebenwirkung
Unterlassung der Düngung	Senkung der Wüchsigkeit der Gräser	Verringerung der Futtermenge und der Futterqualität
Relativ späte Mahd	Förderung blühender Kräuter	Abnahme der Futterqualität
Anhebung des Grundwasserstandes	Förderung von Naßwiesenarten, Verbesserung der „Stocheffizienz“ des Bodens und damit der Nahrungsaufnahmemöglichkeit der Wiesenvögel	Abnahme der Befahrbarkeit und der Trittfestigkeit. Zunahme von harten und z. T. von giftigen Pflanzenarten

gen, aber auch durch Nebenwirkungen aus, die für den Landwirt ein Nachteil sind (s. Tab. 13).

Um ökologische Leistungen im Sinne eines marktwirtschaftlichen Verhaltens der Landwirte honorieren zu können, wird ein Maßstab zur Bestimmung des Zielerfüllungsgrades benötigt. Dazu werden in den Tabellen 14 und 15 Vorschläge wiedergegeben.

Auf die Honorarhöhe haben aber nicht nur ökologische Kriterien einen Einfluß, sondern auch verschiedene be-

triebswirtschaftliche Faktoren. Einmal muß mit der Honorarhöhe berücksichtigt werden, daß eine Ertragsenkung auf 50 bis 60 % des allgemein üblichen Ertrages erfolgen und es zu einer erheblichen Senkung der Futterqualität kommen wird. Mit der Zunahme harter und minderwertiger Arten kommt es auch zur deutlichen Verringerung der Verdaulichkeit des Futters. Die Umgestaltung der abiotischen Verhältnisse sorgt für eine Verringerung der Befahrbarkeit der Flächen mit größeren und lei-

Tab. 14. Messung des Grades der Zielerfüllung von ökologischen Leistungen

Methode	Ziel
Bodenuntersuchung auf P und K	Absenkung der Gehalte auf die Versorgungsstufe A oder B
Schätzung der botanischen Zusammensetzung des Pflanzenbestandes	Vorkommen von Nässezeigern; Gras-/Kraut-Verhältnis 40 : 60 bzw. > 40 : < 60; Vorkommen von Seggenarten und von seltenen Naßwiesenarten

Tab. 15. Bewertung der ökologischen Leistung „Streuwiese“ über Ökopunkte

Kriterium	Meßwert	Meßeinheit	Ökopunkte					
			10	8	6	4	2	1
Dimension	Größe der Fläche	ha	> 5	4	3	2	1	< 1
Vegetation	Vielfalt	Artenzahl	> 28	24	20	16	12	< 10
	seltene Arten	Anzahl Arten d. Roten Liste	> 5	4	3	2	1	0
Standortqualität	P-Gehalt	mg P/100g Boden	< 5	< 7	< 9	< 11	< 13	> 14
Seltenheit	Häufigkeit in d. Landschaft	Vorkommen je 100 ha	0	2	4	6	8	10
Gesamtwert			50	40	30	20	10	5

stungsfähigen Maschinen und Transportfahrzeugen. Die notwendige Verschiebung der Mähzeit in die Nachblütenphase der wichtigsten Pflanzenarten bedeutet zumindest für den nordwestdeutschen Raum eine Erschwernis der Futtergewinnung und der Trocknung, was sich erneut in einer Verschlechterung der Futterqualität niederschlagen kann. Das alles muß beim Aushandeln der Honorarhöhe berücksichtigt werden.

Bei der Festlegung der Honorarhöhe muß außerdem bedacht werden, daß Betriebe, die eine solche ökologische Leistung erbringen sollen, in der Regel auf die Haltung von Hochleistungskühen verzichten müssen. Von wirtschaftlicher Bedeutung kann auch die Notwendigkeit einer Umrüstung von Fahrzeugen und Traktoren auf kleinere Einheiten sowie auf bodenschonende Breitreifen sein. Schließlich bedeutet der notwendige Verzicht auf die Gülleverwertung auf den „Ökologieflächen“ eine Umorientierung in der Verwertung betriebseigener organischer Dünger.

Ökologische Leistungen können nur auf freiwilliger Basis erbracht werden. Der einzelne Landwirt muß solche Leistungen erbringen *wollen*. Damit hat er für sich schon neue Werte und Normen gesetzt, und er wird dann auch das für die Erbringung solcher Leistungen notwendige Wissen und Können erwerben. Man kann davon ausgehen, daß Landwirte, die ökologische Leistungen erbringen wollen, die dazu benötigten Methoden selbst entwickeln bzw. die Nutzungsverfahren in Richtung ökologische Leistung optimieren, da schließlich die Höhe des erwirtschaftbaren Honorars davon abhängt.

8. Zusammenfassung

Die stattgefundenene Entwicklung des Grünlandes läßt sich als floristischer Weg von der Vielfalt zur Einfachheit beschreiben. Ziel dieser Entwicklung war neben der Erhöhung des Pflanzenertrages vor allem auch die Verbesserung der Futterqualität.

Die Grünlandextensivierung strebt eine Verringerung der Produktion, eine Verringerung der Umweltbelastung, eine Förderung der floristischen Vielfalt und eine Verbesserung der Lebensbedingungen für die Fauna an.

Verschiedene Formen der Grünland-

nutzung sowie das unterschiedliche Freißverhalten verschiedener Weidengänger müssen bei der Auswahl zieladäquater Nutzungsverfahren berücksichtigt werden.

Die landschaftsökologische Bedeutung der Grünlandextensivierung liegt in der Möglichkeit der Restitution verdrängter Pflanzengesellschaften, der Wiederentwicklung bzw. Erhaltung von Lebensräumen für Wiesenvögel und für andere Tierarten. Notwendig ist dabei die Wiederherstellung von Standortbedingungen für die verschiedenen Pflanzenarten, die Anpassung der Nutzungsmaßnahmen an die Produktionsbiologie der zu fördernden Pflanzenarten und die Herstellung ausreichend großer Lebensräume für verschiedene Tierarten.

Die landwirtschaftliche Nutzung des Grünlandes macht die Einhaltung bestimmter ökonomischer Rahmenbedingungen notwendig. Anstelle der bisher gewährten Ausgleichszahlungen, Prämien und Beihilfen wird ein System der Honorierung ökologischer Leistungen vorgeschlagen, bei dem der einzelne Landwirt durch marktwirtschaftliche Anreize zur möglichst optimalen ökologischen Gestaltung seiner Nutzflächen motiviert wird.

9. Literatur

- Baradziej, E.*, 1974: Net primary production of two marsh communities near Ispina in the Niepotomice Forest (Southern Poland). *Ekol. Polska* 22: 145–172.
- Bechmann, A.*, 1980: Problematik und Lösungsversuche in Erholungsgebieten. In: *Buchwald* und *Engelhardt* (Hrsg.), *Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt*. BLV Verlagsges. München, Wien, Zürich Bd. 3, 317–344.
- Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten*, 1991: Politik für unsere Bauern. Nr. 3/1991.
- Jedicke, E.*, 1990: Biotopverbund. E. Ulmer, Stuttgart.
- Klapp, E.*, 1951: Pflanzengesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes. Als Mskr. der Arb.Gem. für Grünlandsoziologie gedruckt in der FAL Braunschweig-Völkerode.
- Klapp, E.*, 1965: Grünlandvegetation und Standort. Verlag P. Parey, Berlin und Heidelberg.
- Knauer, N.*, 1977: Nutzung nicht maximal entwässerter Grünlandstandorte. *Wasser und Boden* 9: 259–262.
- Knauer, N.*, 1980: Aufgaben der Landwirtschaft im Naturschutz. Schriftenreihe der Agrarwiss. Fak. der Universität Kiel 61: 145–155.
- 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, 1241–1262.
- Knauer, N.*, 1992 (im Druck): Honorierung „ökologischer Leistungen“ nach marktwirtschaftlichen Prinzipien. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 33.
- Knauer, N.; Gerth, H.*, 1980: Wirkungen einiger Landschaftspflegeverfahren auf die Pflanzenbestände und Möglichkeiten der Bestandeslenkung durch Schafweide im Bereich von Grünlandbrachflächen. *Phytocologia* 7: 218–236.
- Köbel, A.; Dierssen, K.; Grell, H.; Voss, K.*, 1990: Zur Veränderung grundwasserbeeinflusster Niedermoor- und Grünlandvegetationstypen des nordwestdeutschen Tieflandes – Konsequenzen für ‚Extensivierung‘ und ‚Flächenstilllegung‘. *Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein und Hamburg* 20: 67–89.
- LÖLF*, 1983: Viele Gelege werden durch weidendes Vieh zertrampelt. *LÖLF-Mitt.* 8: 53–55.
- Stachow, U.*, 1980: Untersuchungen über die Laufkäfer-Fauna genutzter und nicht mehr genutzter Feuchtwiesen. Unveröff. Dipl.-Arb. Agrarwiss. Fak. der Universität Kiel.
- Techow, E.*, 1981: Entwicklung der Vegetations- und Produktionsverhältnisse von Brachflächen und Möglichkeiten zur Restaurierung verdrängter Pflanzengesellschaften als Basis des Ökosystems ‚Feuchtbiotop‘. Diss. Universität Kiel.
- Streit, M. E.; Wildenmann, R.; Jesinghaus, J.* (Hrsg.), 1989: *Landwirtschaft und Umwelt: Wege aus der Krise*. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden.
- De Vries, D. M.*, 1973: Vogelbestand an bodemvruchtbarkeit. *Stikstof* 7: 557–567.

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. N. Knauer
Institut für Wasserwirtschaft
und Landschaftsökologie der
Universität Kiel
Olshausenstraße 40
2300 Kiel 1

Heuvermarktung – ein neuer Weg im Feuchtwiesenschutz

von Frank Neuschulz

Von den zahlreichen Diskussionsbeiträgen am heutigen Tag klang die Frage eines Tagungsteilnehmers besonders flehentlich: „Was machen wir bloß mit dem Mähgut, wenn wir unter Berücksichtigung aller Belange der Floren- und Faunenglieder einer Wiese, spät im Jahr,

6 cm hoch und ohne vorangegangene Düngergaben gemäht haben?“

Bei aller Ironie, jeder Naturschützer, der sich um den Grünlandschutz bemüht, steht vor diesem Dilemma. Ich möchte Ihnen an einem regionalen Beispiel zeigen, wie wir im Landkreis Lü-

chow-Dannenberg versuchen, dieses „Abfallproblems“ Herr zu werden.

Zunächst zur Ausgangslage des Projektes:

In der abgeschiedenen Lage an der ehemaligen Grenze zur DDR, im östlichen Zipfel Niedersachsens, konnte eine kleine Niederungslandschaft entlang des Fließchens Dumme die vergangenen Jahrzehnte abgekoppelt von den üblichen Entwicklungen unserer Kulturlandschaft überdauern. Neben der Abgeschiedenheit waren Ursache hierfür ein extremer Splitterbesitz, ein

hoher Feuchtegrad sowie das glückliche Ausbleiben staatlicher Planungen wie Flurbereinigungen, Entwässerungen und Verkehrsstrassen.

Bei dem ca. 4000 Hektar großen Projektgebiet handelt es sich um die Niederung der Dumme, die am Fuß der osthannoverschen Endmoräne entlangfließt, und um zwei erweiterte Bachtäler, deren Gewässer dem Drawehn entspringen und den Niederungen kalkreiches Wasser zuführen. Die reich gegliederte Landschaft setzt sich aus einem Mosaik von unterschiedlich genutztem Grünland mit hohem Heckenanteil, Bruch- und Auwaldresten sowie Siedlungen im Grenzbereich zwischen Niederung und höher gelegener Geest zusammen. Der Flächenanteil an Feuchtgrünland beträgt ca. 1000 ha. Unter den Feucht-Naßwiesen (*Calthion*) dominieren Kohldistelwiesen (*Angelico-cirsium oleracei*) und Wassergreiskrautwiesen (*Senecioni-brometum racemosi*), die vielfach im direkten Kontakt mit Flutrasen und Kleinseggenriedern wachsen. Schwindendes Bewirtschaftungsinteresse der Landwirte hat in letzter Zeit den Anteil an Groß- und Kleinseggenriedern, Röhrichtgesellschaften und diverser Brachestadien auf trockeneren Standorten deutlich erhöht.

Vor nunmehr 7 Jahren hat die vor Ort tätige BUND-Keisgruppe Lüchow-Dannenberg zunächst begonnen, auf traditionelle Weise den Gebietsschutz einzuleiten. Neben dem Ankauf schutzwürdiger Flurstücke lag der Schwerpunkt auf artenschutzorientierten, „liebvollen“ Pflegearbeiten, um Reliktvorkommen, z. B. der Schachblume (*Fritillaria meleagris*) und der Herbstzeitlose (*Colchicum autumnale*), zu erhalten. Die Chancenlosigkeit dieser Vorgehensweise für den Erhalt einer 4000 ha großen Niederungslandschaft wurde rasch erkannt. Allenfalls ließen sich dadurch kleine „Oasen“ bewahren, die im Gegensatz zur traditionellen Feuchtwiesennutzung jedoch vom wirtschaftlichen Interesse der Flächeneigner abgekoppelt waren.

Bei der Suche nach neuen Pflege- und Entwicklungsstrategien für den Erhalt des Feuchtgrünlandes ließen wir uns von folgenden Überlegungen leiten:

1. Kräuterreiche Mähwiesen sind im norddeutschen Raum höchst selten geworden. Das Heu dieser Wiesen läßt sich

daher nur in begrenztem Umfang gewinnen.

2. In unserem marktwirtschaftlichen System haben im allgemeinen rare Produkte einen relativ höheren Preis. Voraussetzung ist selbstverständlich, Kunden für das Produkt zu finden, die diesen Preis zahlen.

3. Dies dürfte am ehesten erfolgversprechend bei einem Käufer sein, der einen ganz spezifischen Qualitätsanspruch zu schätzen weiß bzw. der auf diesen Qualitätsanspruch direkt angewiesen ist.

4. Sollte es gelingen, einen Kundenkreis für kräuterreiches Heu zu finden und einen höheren Verkaufspreis zu erzielen, der den Betriebsaufwand rechtfertigt, wäre es zu hoffen, daß Landwirte aus wirtschaftlichem Interesse heraus wieder die traditionelle Mähwiesennutzung betreiben.

Nun, welcher Kundenkreis kommt nach unserer Ansicht für die Vermarktung des Produktes „Kräuterheu“ in Frage:

1. Zoologische Gärten, die teilweise für ihre Paarhufer heute schon Bergheu aus Bergregionen der Schweiz und Spanien einführen.

2. Pferde- und Wildtierhalter.

3. Der Kleintiermarkt im weitesten Sinne.

Nach ersten, sehr erfolgversprechenden Vorversuchen, vor allem mit dem Zoologischen Garten in Hannover sowie etlichen Pferdehaltern, ist es der BUND-Kreisgruppe nunmehr möglich, dieses Modell durch ein vom Bundesumweltministerium finanziertes Projekt auf dessen Tauglichkeit zu überprüfen. Da erst Anfang 1991 mit der Arbeit vor Ort begonnen werden konnte, lassen sich derzeit nur erste Ergebnisse und Erfahrungen aufzeigen.

Aus dem Spektrum des wissenschaftlichen Untersuchungsprogrammes zur biologischen Raumbewertung verdeutlichen folgende Einzelergebnisse die überregionale Bedeutung der Dummenniederung (vgl. Abb. 1):

■ Mehr als 15 Pflanzengesellschaften offener Röhrichte und Feuchtwiesen lassen sich unterscheiden. Ein Großteil hiervon ist heute in NW-Deutschland und darüber hinaus hochgradig gefährdet. In der großen Palette bedrohter Feuchtwiesenarten finden sich floristische Besonderheiten. Hierzu zählen u. a. Funde von *Carex appropinquata*,

Carex cespitosa, *Ophioglossum vulgatum*.

■ Unter den 8 vorkommenden Amphibienarten sind die individuenstarken Populationen von Feuersalamander (*Salamandra salamandra terrestris*) und Laubfrosch (*Hyla arborea*) hervorzuheben. Die hohen Wasserstände haben insbesondere für den Grasfrosch (*Rana temporaria*) große Bedeutung, da er überstaute Senken in den Feuchtwiesen als Laichgewässer nutzt.

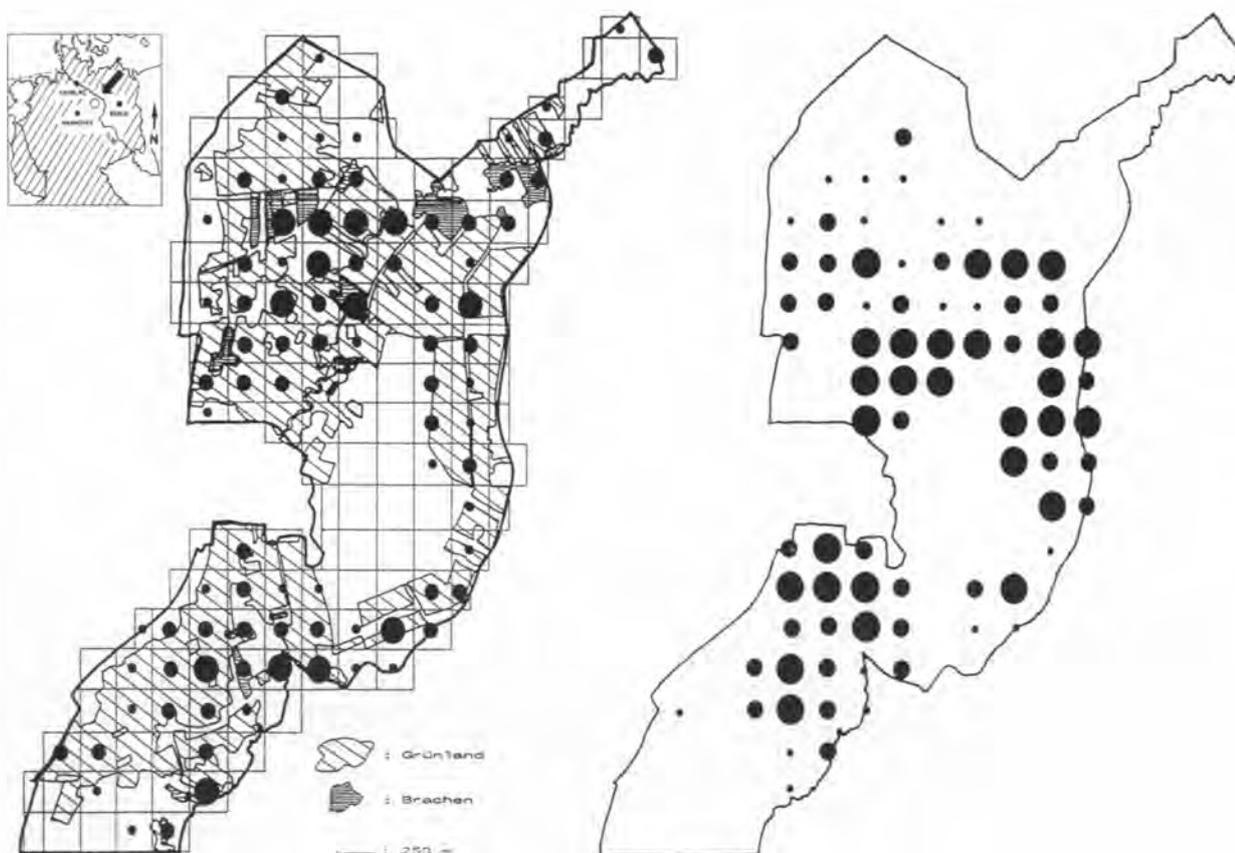
■ Mindestens 109 Vogelarten brüten im Gebiet, darunter Großvögel wie Weißstorch, Kranich und mehrere Greifvogelarten. Im Feuchtwiesensbereich dominieren die Singvögel: Braunkehlchen, Wiesenpieper, Neuntöter und Feldschwirl.

■ Von den 247 festgestellten Schmetterlingsarten gehören 84 zu den in Niedersachsen gefährdeten Spezies, darunter 5 feuchtwiesentypische Schecken- und Perlmutterfalter (Familie Nymphalidae), die in Niedersachsen sehr selten sind.

Schon jetzt lassen sich die Vorzüge des Kräuterheus aus der Dummenniederung folgendermaßen skizzieren:

Im Vergleich zum artenarmen Heu intensiv genutzter Wiesen enthält das Heu der Dummenniederung durchschnittlich 40 Kräuter. Besonders wertvoll ist neben der Artenvielfalt die seit altersher bekannte Heilwirkung vieler Blütenpflanzen. Analysen der Tierärztlichen Hochschule Hannover bestätigten anhand von Heuproben aus dem Sommer 1991 einen günstigen Kalkgehalt, Proteinarmut sowie optimale Rohfaseranteile und wichtige Spurenelemente wie Magnesium und Mangan. Diese Stoffe sind unerläßlicher Nahrungsbestandteil für Pferde und im Intensivgrünland Mangelfaktor. Die Anfälligkeit für Schimmelpilze ist aufgrund später Mahdtermine, guter Trocknung und des vergleichsweise niedrigen Wassergehaltes in den Pflanzenzellen deutlich geringer, so daß Lagerstabilität garantiert werden kann. Besonders günstig wirkt sich dabei die Heufütterung bei Pferden aus, die unter Allergien, Husten und Asthma leiden. Heukunden wiesen bereits darauf hin, daß sich durch eine solche gesunde Ernährung Tierarztkosten sparen lassen.

Faßt man die bisherigen Erfahrungen zur Heuvermarktung zusammen, so lassen sich folgende Punkte festhalten:



PROJEKT: KRAUTERWIESEN UND HEUVERMARKTUNG
 ORNITHOLOGISCHE BESTANDSERFASSUNG 1991
 BLATT: Dummeniederung
 ANZAHL VON INDIKATORARTEN FÜR DIE BIOTOPTYPEN:
 FEUCHTGRÜNLAND, SEGGENRIED UND ROHRRICHE
 im Raster 6,25 ha

● : 1 ● : 2-3 ● : 4 und mehr

Arten: *C. ciconia* (Nahrungsaum), *C. nigra* (Nahrungsaum),
G. grus (Nahrungsaum), *V. vanellus*, *G. gallinago*, *Anthus*
pratensis, *Locustella naevia*, *Acrocephalus palustris*,
Saxicola rubetra, *Lanius collurio*

PROJEKT: KRAUTERWIESEN UND HEUVERMARKTUNG
 FLORISTISCHE BESTANDSERFASSUNG 1991
 BLATT: Dummeniederung
 Wiesen-Schaumkraut – *Cardamine pratensis*

● : < 100 Exp1. ● : 100-1000 Exp1. ● : > 1000 Exp1.

Abb. 1. Ornitho-ökologische Grünlandbewertung und Verbreitungsmuster vom Wiesen-Schaumkraut (*Cardamine pratensis*) im Bereich der engeren Dummeniederung bei Bergen auf der Basis einer Rasterkartierung (Gitternetzfläche: je 6,25 ha).

■ Die Präsentation des Projektes in der Öffentlichkeit (Presse, Funk und Fernsehen, Pferdemesse „Hippologica“ Berlin) zeigte, daß es sehr wohl einen Markt für kräuterreiches Heu extensiv genutzter Feuchtwiesen gibt. Der Qualitätsanspruch ist jedoch sehr hoch und nicht einfach zu erfüllen. Gute Qualität ist jedoch die Grundvoraussetzung für die Erzielung eines überdurchschnittlich hohen Verkaufserlöses.

■ Der personelle und zeitliche Aufwand für die Beratung der Landwirte und Kunden sowie die Organisation der Vermarktung ist (zumindest in der Anfangsphase) außerordentlich hoch und im Rahmen ehrenamtlicher Tätigkeit nicht zu leisten.

■ Die Akzeptanz und Mitarbeit der Landwirte vor Ort ist nur zögerlich zu er-

reichen. Als günstig erwies sich, zunächst nur mit einzelnen Landwirten eine Zusammenarbeit zu beginnen. Dabei ist es vorteilhaft, wenn zur Verminderung des persönlichen Risikos für die Landwirte naturschutzbezogene Flächen zur kostenlosen Nutzung und Heuvermarktung quasi als „Probelauf“ eingebracht werden können.

■ Bezüglich der Bewirtschaftungsaufgaben orientieren wir uns an der regionalen, traditionellen Nutzungsweise der Mähwiesen. Mahdtermine sollten Richtschnur, aber keine starren Vorgaben sein. Gutes Heu kann nun einmal nur bei gutem Wetter eingebracht werden. Ein „Zwangswarten“ auf einen Stichtag kann fatale Folgen haben und wird von den Landwirten zu Recht nicht verstanden. Zumeist bestimmt in den

Naßwiesen der Dummeniederung noch der Feuchtegrad des Bodens den frühesten Mahdtermin.

■ Zugute kommt dem Projekt in der Dummeniederung möglicherweise, daß die Heuvermarktung in der Region bereits eine Tradition hat. Noch um die Jahrhundertwende verkauften die Bauern aus den Niederungen der Dumme ihr würzig riechendes Heu an die Reitergarnison der nahegelegenen Stadt Salzwedel. Diese Tradition gilt es unter neuerzeitlicher Betriebsweise wieder zu beleben.

Anschrift des Verfassers

Dr. Frank Neuschulz
 BUND-Projektbüro Clenze
 Kirchstraße 19, 3132 Clenze

Der Einfluß von Flächenstillegung und Grünlandextensivierung (z. B. Gewässerrandstreifen) auf Grundwasser und oberirdische Gewässer

von Hans-Joachim Schultz-Wildelau

1. Einführung

Zu den Zielen des Gewässerschutzes gehört die Minimierung der Gewässerbelastung. Unabhängig vom Zustand der Gewässer muß Abwasser nach vorgeschriebenen Mindestanforderungen gereinigt werden, bevor es eingeleitet werden darf.

Gewässernutzungen sind daraufhin zu prüfen, ob eine aktuelle Notwendigkeit zur Ausübung besteht – vermeidbare Nutzungen sind zu unterlassen. Im übrigen sind Nutzungen der Gewässer so vorzunehmen, daß von ihnen möglichst geringe Beeinträchtigungen ausgehen.

Trotz Einhaltung dieser Grundsätze kann es vorkommen, daß Eingriffe in den Wasserkreislauf die Gewässerökologie unvertretbar beeinträchtigen. Bei jeder Nutzung ist die spezielle Gewässersituation zu berücksichtigen. Gegebenenfalls muß auf Nutzungen an bestimmten Gewässerstrecken verzichtet werden.

Die Umsetzung dieser Strategien soll wieder zu naturnahen Gewässern in Niedersachsen führen. Die vorzusehenden Maßnahmen müssen sich auf die Abflußdynamik, die Gewässergüte und die Gewässerstrukturen sowohl in den Gewässern als auch ihren Auenbereichen beziehen. Damit sollen Lebensräume für heimische Pflanzen und Tiere erhalten und wiederhergestellt, wasserwirtschaftliches Nutzungspotential gesichert und die Individualität und Ästhetik der Gewässerlandschaft gefördert werden.

2. Zielvorstellungen zur Gewässergüte

Im Grundwasserschutz werden besonders weitreichende Forderungen an die Reinhaltung des Wassers gestellt. Nach § 34 Wasserhaushaltsgesetz darf eine Einleitung von Stoffen in das

Grundwasser nur erfolgen, wenn eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers nicht zu besorgen ist (Besorgnisgrundsatz).

Bei den oberirdischen Fließgewässern ist die Situation insofern anders, als sie die Restschmutzfrachten der in den Kläranlagen gereinigten Abwässer aufnehmen müssen. Trotzdem werden hohe Ansprüche an die Gewässergüte gestellt.

In den Raumordnungsprogrammen wird generell die Wassergüteklasse II (mäßig belastet) gefordert. Dieses Postulat kann durchaus noch spezifiziert werden. Die wasserwirtschaftliche Zielsetzung sieht höhere Ansprüche für Gewässer im Mittelgebirge (Güteklasse I/unbelastet bzw. I-II/gering belastet), in der Lüneburger Heide (Güteklasse I-II) und in der Geest (Güteklasse I-II bzw. II) vor. Im Gebiet der Marschen wird die Güteklasse II wegen der oft sehr geringen Fließgeschwindigkeiten nur äußerst schwer, in einigen Fällen wohl nicht zu erreichen sein.

Für oberirdische Fließgewässer wurden in der niedersächsischen Wasserwirtschaftsverwaltung Orientierungswerte für chemische Gewässergüteparameter zusammengestellt. In Tabelle 1 sind für verschiedene Nutzungsklassen Werte für Summenparameter, ausgewählte Salze und Schwermetalle aufgeführt. Die Nutzungsklassen A, B1 und B2 vereinen Gewässernutzungen mit jeweils vergleichbaren Qualitätsanforderungen an die Wassergüte. Außerdem werden ökologische Anforderungen berücksichtigt.

Die Nutzungsklasse B2 ist als Übergangslösung anzusehen. Als Fernziel werden überall die Nutzungsklassen A und B1 angestrebt. Hinsichtlich der Nährstoffgehalte in niedersächsischen Fließgewässern würde dieses beim Nitrat einer Reduzierung der Frachten auf $\frac{1}{2}$ bis $\frac{1}{3}$ und beim Phosphor auf $\frac{1}{4}$ bis $\frac{1}{5}$ der derzeitigen Werte entsprechen.

3. Belastung der Gewässer mit Nährstoffen (P, N)

Hauptverursacher der Nitratbelastung des Grundwassers ist die Landwirtschaft. *Isermann* (1990) errechnet in seiner Stickstoffbilanz der Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 1986 einen Stickstoffüberschuß von 167 kg N/ha LF (s. Tab. 2). Von den N-Überschüssen wird etwa ein Viertel in das Grundwasser eingewaschen. Die Anteile von Marktfrucht-, Futtermittel- und Veredelungsbetrieben am gesamten N-Überschuß sieht *Isermann* im Verhältnis 1:2:4. Die Statistik zeigt, daß offensichtlich noch erhebliche Defizite bestehen, pflanzenbedarfsgerechte Düngemethoden in der Praxis durchzusetzen. Insbesondere in Gebieten mit Intensivtierhaltung müssen die Nitrateinträge in das Grundwasser durch Reduzierung der Gülleausbringung auf ein pflanzenbedarfsgerechtes Maß erheblich reduziert werden.

Die oberirdischen Gewässer werden aus punktuellen Einleitungen (z. B. Kläranlagen, Regenwasserkanäle) und aus diffusen Quellen belastet. Die diffuse Belastung führt in den einzelnen Landschaften Niedersachsens bereits zu Verschlechterungen der Gewässergüte um ein bis zwei Güteklassen.

Lübbe (1989) nennt für die Bundesrepublik Deutschland Einträge in die oberirdischen Gewässer von 66 000 t/a Phosphor und 610 000 t/a Stickstoff. Aus den Tabellen 3a, b geht hervor, daß rd. $\frac{1}{5}$ der in die Gewässer eingetragenen Phosphatfracht über die Erosion und Abschwemmungen aus dem Bereich der Landwirtschaft dorthin gelangen. Der P-Eintrag über das Grundwasser und Dränwasser spielt eine untergeordnete Rolle. Diffuse Stickstoffeinträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen machen rd. $\frac{1}{3}$ der jährlichen Gesamtfracht aus. Dabei ist der Anteil der natürlichen Grundbelastung einbezogen. Die Stickstoffeinträge gelangen fast vollständig über das Grund- und Dränwasser in die Gewässer.

4. Auswirkung der Belastung in den Gewässern

Die Stickstoffauswaschung in landwirtschaftlichen Gebieten hängt von vielen Faktoren ab, wie Bodenmerkmalen, Düngung, Fruchtfolgen, Bodenbearbei-

Tab. 1. Orientierungswerte für Gewässernutzungsklassen (Schultz-Wildelau, Herbst, Schilling 1990)

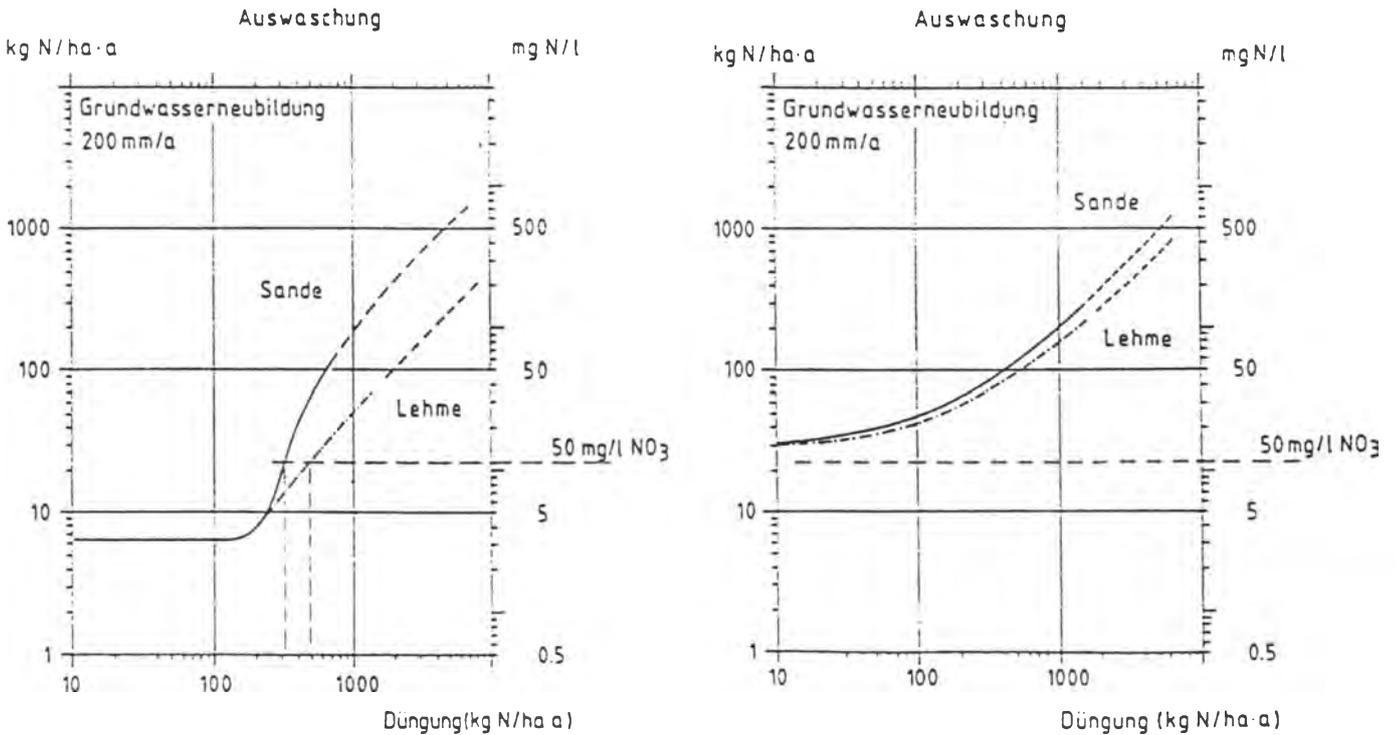
	Ge-wässer-güte-klasse	Sa-pro-bien-index	Sa-er-stoff-sätti-gung	Sa-er-stoff-gehalt	Temperatur		pH-Wert	Colif. Keime	BSB ₅	CSB	Ni-trat NO ₃ -N	Am-mo-nium NH ₄ -N	Chlo-rid Cl	Phos-phor Pges.	Cad-mium Cd	Blei Pb	Queck-silber Hg	Kup-fer Cu	Zink Zn	
					t	Δt														
					°C															
	LAWA	DEV	%	mg/l				~/100 ml			mg/l									
Nutzungsklasse A ökologisch wertvoll Salmonidengewässer Trinkwasserentnahme Baden	≤ I-II	< 1,8	> 80	> 8	≤ 20	≤ 1,5	6,5-8	< 100	< 2	< 10	1-2	< 0,1	< 25	< 0,1	< 1	< 30	< 0,5	< 20	< 300	
Nutzungsklasse B1 ökologische Mindestqualität Wasser- und Naturschutzgebiet Cyprinidengewässer Grundwasseranreicherung Wassersport	II	< 2,3	> 60	> 6	≤ 22	≤ 3	6,5-8,5	< 1000	< 6	< 20	< 3	< 0,3	< 200	< 0,2	< 5	< 50	< 1	< 40	< 1000	
Nutzungsklasse B2 ökologisch bedingt akzeptabel Betriebswasserentnahme Kühlwasserentnahme ufernahe Erholung	II-III	< 2,7	> 50	> 4	≤ 25	≤ 5	6,5-8,5	< 100000	< 10	< 30	< 5	< 1	< 400	< 0,5	< 10	< 100	< 5	< 60	< 2000	

Tab. 2. Stickstoffbilanz der Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland 1986, nach Isermann (1990) in kg N/ha LF (LF = Landwirtschaftliche Fläche = 120 Mio. ha)

Einträge	
Mineraldünger	126
Import-Futtermittel	47
Atmosphäre	30
Sonstiges (z. B. Klärschlamm)	15
Summe	218
Stickstoffüberschuß (218 - 51) = 167	
davon	
N-Immobilisation im Boden	47
Ammoniak-Emission	44
Denitrifikation im Boden	25
Auswaschung in das Grundwasser	41
Sonstiges (Dränung, Erosion usw.)	10
Austräge	
Tierische Verkaufsprodukte	28
Pflanzliche Verkaufsprodukte	23
Summe	51

tung, Klimaverlauf, Grundwasserneubildung und weiterem mehr. Walther und Scheffer (1988) haben die N-Auswaschung bei Grünland und Ackerland in Abhängigkeit von der Düngung gegenübergestellt. Der Abbildung 1 ist zu entnehmen, daß bei Sand- und Lehmböden mit dem derzeit hohen Kultivierungsstand die Stickstoffeinträge in das Grundwasser auch ohne Düngung aufgrund der im Boden stattfindenden Nitrifikation organischer Stickstoffverbindungen schon bei etwa 30 kg N/ha liegt. Dies würde bei einer Grundwasserneubildung von 200 mm/a (Durchschnittswert für Niedersachsen) einer N-Konzentration im Sickerwasser von etwa 65 mg/l NO₃ entsprechen. Der Stickstoffgehalt läge also schon ohne Düngung über dem Trinkwassergrenzwert von 50 mg/l NO₃! Bei der Fruchtfolge Getreide/Hackfrucht und den dafür normalerweise angewendeten Düngemengen käme man auf Stickstoffeinträge von 60-70 N/ha (≅ 135-155 mg/l NO₃).

Beim Grünland ist die Stickstoffauswaschung erheblich niedriger, wenn pflanzenbedarfsgerecht gedüngt wird. Dann liegt sie nach Abbildung 1 deutlich unter 10 kg N/ha. Bei Umwandlung von Ackerland in extensiv genutztes Grünland würde die Stickstoffauswaschung in das Grundwasser auf solchen Flächen längerfristig ganz erheblich – bis zu Raten von 90 % – abnehmen.



GRÜNLAND

ACKER (Fruchtfolge Getreide-Hackfrucht)

Abb. 1. Stickstoffauswaschung in Abhängigkeit von der Düngung (Bodenartenhauptgruppen Sande und Lehme, Grundwasserneubildungsrate 200 mm/a), nach Walther, Scheffer (1988).

Im Gebiet des Bornbachs/Hunte wurden in den Jahren 1986/87 zwei kleine oberirdische Gewässer auf Nährstoffgehalte untersucht. Es handelte sich um Einzugsgebiete mit unterschiedlichen Böden und Bodennutzungen. Im Gebiet mit Mineralböden und intensiver Acker- nutzung hat Poltz zusammen mit dem StAWA Cloppenburg hohe Nitratgehalte von im Mittel über 10 mg/l N (= 45 mg/l NO₃) festgestellt (s. Abbildung 2a). Im

entwässerten Hochmoor mit teilweise extensiver Grünlandnutzung lagen die Nitratwerte um etwa 3/4 niedriger.

Ein grundlegend anderes Bild ergibt sich beim Phosphatgehalt. Beim Hochmoorgewässer lagen die Gesamt-Phosphatkonzentrationen im Mittel bei fast 2 mg/l P – in nassen Perioden sogar bei über 3,5 mg/l P. Damit übertrafen die Phosphatgehalte des Hochmoorgewässers die entsprechenden Werte des

Nachbargewässers mit Mineralböden um etwa das Vierfache. In anderen Gebieten mit Mineralböden können die Phosphatgehalte in den Fließgewässern sogar noch erheblich niedriger liegen als im dargestellten Beispiel. Durch eine Wiedervernässung von entwässerten Hochmoorgebieten könnte eine respektable Senkung der Phosphateinträge in Moorgewässer erreicht werden.

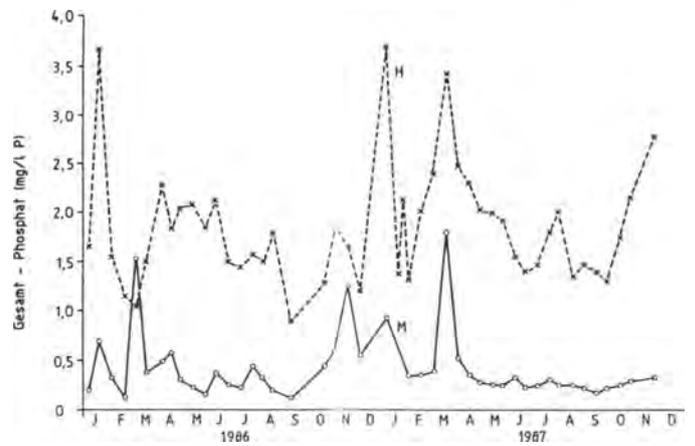
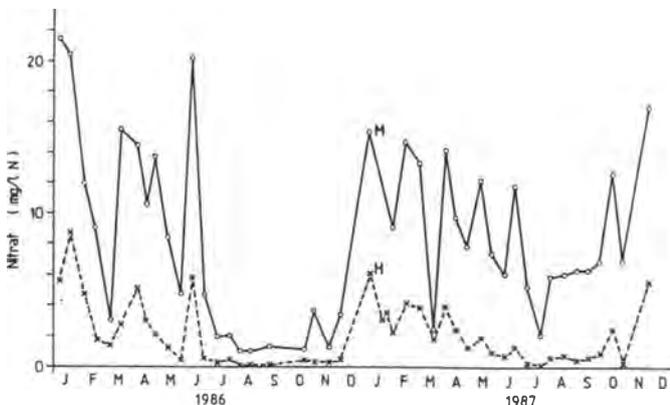


Abb. 2a. Nitratganglinien für Gewässer bei verschiedenen Böden (Bornbachgebiet/Hunte), nach Poltz/StAWA Cloppenburg; M = Mineralböden, intensive Acker- nutzung; H = entwässertes Hochmoor, teilweise extensive Grünlandnutzung.

Abb. 2b. Phosphatganglinien für Gewässer bei verschiedenen Böden (Bornbachgebiet/Hunte), nach Poltz/StAWA Cloppenburg.

Tab. 3a. Geschätzte Phosphor- und Stickstoffeinträge in die oberirdischen Gewässer der Bundesrepublik Deutschland, nach Lübbe (1989)

Herkunfts- bereich	Phosphor (P)			Stickstoff (N)		
	Oberird. Gewässer		Nordsee	Oberird. Gewässer		Nordsee
	t/a	%	t/a	t/a	%	t/a
Haushalte	34700 (35600)	52,6 (52,6)	27800	162000 (162850)	22,8 (23,6)	129600
Gewerbe und Industrie	12200 (12000)	18,5 (17,7)	9800	191000 (191000)	26,9 (27,6)	152800
Landwirtschaft s. auch Tab. 3b	17500 (17500)	26,6 (25,9)	13900	145000* (275500)	20,4* (40,0)	116000*
Sonstige Quellen	1500 (2700)	2,3 (3,8)	1200	112000 (60720)	15,8 (8,8)	89600
Gesamt- eintrag	65900 (67800)	100,0 (100,0)	52700	610000* (690070)	85,9* (100,0)	488000*

Quelle: Fachbereich Düngung im Industrieverband Agrar e.V., 1988.
(...) aus A. Hamm, Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung: Vorbereitung eines Berichtes an den Deutschen Bundestag über die Belastung der Gewässer durch Ammoniumstickstoff und Phosphor.
Nordsee-Angaben ohne Anteil Donau und Binnenseen.
* Ohne düngungsfreie Grundlast (geschätzt: 100 000 t/a = 14,1 %).

Tab. 3b. Geschätzte Phosphor- und Stickstoffeinträge in die oberirdischen Gewässer der Bundesrepublik Deutschland aus der Landwirtschaft, nach Lübbe (1989)

Herkunfts- bereich	Phosphor (P)			Stickstoff (N)		
	Oberird. Gewässer		Nordsee	Oberird. Gewässer		Nordsee
	t/a	%	t/a	t/a	%	t/a
Erosion	6500 (6700)	9,9 (9,9)	5200	17000 (13900)	2,4 (2,0)	13600
Grund- und Dränwasser	2300 (2300)	3,5 (3,4)	1800	100000* (215400)	14,1* (31,0)	80000*
Tierische Aus- scheidungen ¹	5300 (5300)	8,8 (7,8)	4200	19000 (46200)**	2,6 (7,0)	15200
Tierische Aus- scheidungen ²	3400 (3200)	5,2 (5,7)	2700	9000 (s.o.)**	1,3	7200
Gesamt	17500 (17500)	26,6 (25,8)	13900	145000* (275500)	20,4* (40,0)	116000*

Quelle: Fachbereich Düngung im Industrieverband Agrar e.V., 1988.
(...) aus A. Hamm, Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung: Vorbereitung eines Berichtes an den Deutschen Bundestag über die Belastung der Gewässer durch Ammoniumstickstoff und Phosphor.
Nordsee-Angaben ohne Anteil Donau und Binnenseen.
* Ohne düngungsfreie Grundlast (geschätzt: 100 000 t/a).
¹ Über Abschwemmung oder direkt in Gewässer.
² Über Kanalisation und Kläranlage.

5. Lösungsansätze zur Gewässergütekult

Bevor Lösungsansätze zur Verbesserung der Gewässergüte vorgestellt werden, sind einige Zusammenhänge in der Hydrologie zu klären.

Der versickernde Anteil des Niederschlags erreicht die Grundwasseroberfläche und fließt im Aquifer dem nächsten oberirdischen Gewässer zu. Die Strömung im Grundwasserleiter wird in Abbildung 3 qualitativ dargestellt. Je nach Entfernung des nächsten oberirdischen Fließgewässers benötigt das Grundwasser Jahre, Jahrzehnte oder Jahrhunderte für die Untergrundpassage.

Aufgrund der langsamen Strömungsgeschwindigkeit hat sich die seit den 50er Jahren erheblich steigende Belastung aus der landwirtschaftlichen Düngung in den meisten Aquiferen noch nicht bis in die tiefen Bereiche ausgebreitet. Die Kontamination beschränkt sich häufig auf das oberflächennahe Grundwasser. Aus dem tiefen Grundwasser fließt den oberirdischen Gewässern noch unbelastetes Grundwasser zu. Selbst bei Beibehaltung der derzeitigen Belastung an der Erdoberfläche werden sich die diffusen Nitratreinträge in die Flüsse aus dem Grundwasser also noch erhöhen. Erst wenn im Aquifer ein Gleichgewichtszustand erreicht ist, die Kontamination also den ganzen Grundwasserleiter erfaßt hat, ist mit konstant bleibenden diffusen Stoffeinträgen in die oberirdischen Gewässer zu rechnen.

In Abbildung 4 wird versucht, die Erwartungen an Lösungsansätze und Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoff- und Phosphoreinträgen in die oberirdischen Gewässer zu verdeutlichen. Der Abbildung liegt eine grobe Abschätzung zugrunde – die einzelnen Angaben sind noch zu bestätigen. Für die Hunte läuft derzeit ein Forschungsvorhaben (Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzepts für kleine Fließgewässer am Beispiel der Hunte, Forschungsträger: BMFT), in dem unter anderem Nährstoffbilanzen aufgestellt werden sollen.

In den äußeren Säulen der Abbildung 4 sind die derzeitigen Stickstoff- und Phosphatreinträge in die oberirdischen Gewässer entsprechend den Rela-

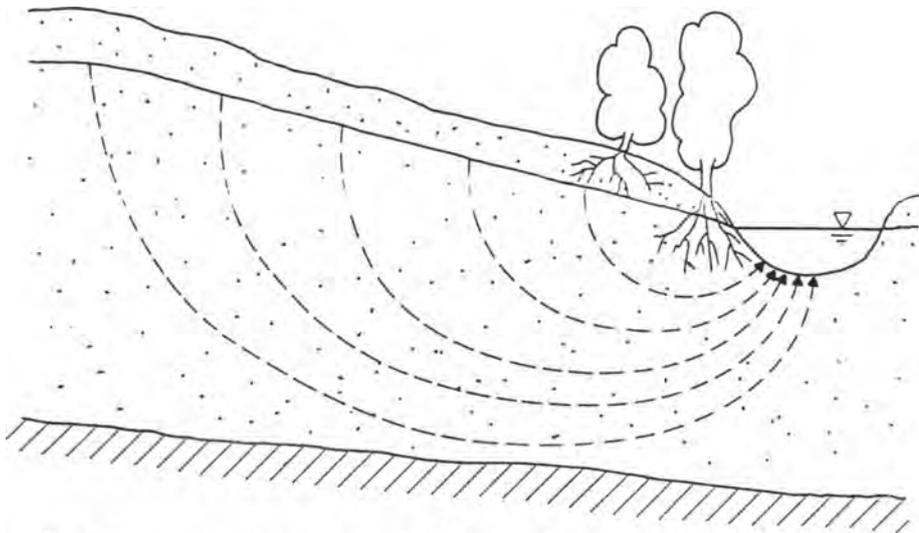


Abb. 3. Grundwasserströmung (qualitative Darstellung).

tionen in der Tabelle 3a, b aufgetragen. Beim Stickstoff ist die zu erwartende Erhöhung der diffusen Stoffeinträge bis zum Erreichen eines Belastungsgleichgewichts im Aquifer angedeutet. Die beiden Innensäulen geben die angestrebte bzw. für möglich gehaltene Reduzierung der Nährstoffeinträge an.

Die punktuellen Einträge können in erster Linie durch eine weitere Verbesserung der Abwasserreinigung und durch eine zumindest stellenweise durchzuführende Behandlung des Nieder-

schlagswassers aus der Regenkanalisation gemindert werden. Beim Phosphor werden die derzeitigen Strategien und Techniken der Abwasserbehandlung vermutlich noch weiterentwickelt sein, um die langfristig gesetzten Ziele voll zu erreichen.

Die diffusen Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die oberirdischen Gewässer können erheblich reduziert werden, wenn die landwirtschaftliche Bodennutzung künftig konsequent nach den Regeln einer gewässerscho-

nenden ordnungsgemäßen Landwirtschaft betrieben wird. Schwerpunkte sind die pflanzenbedarfsgerechte Düngung, standortgerechte Fruchtfolgen, die sachgerechte Gülleverwertung, der integrierte Pflanzenschutz und der Erosionsschutz.

Die Reduzierung diffuser Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die oberirdischen Gewässer muß selbstverständlich auch außerhalb des landwirtschaftlichen Bereiches erfolgen. In erster Linie ist an die Minderung der Belastungen aus Altablagerungen, undichter Kanalisation und aus der Atmosphäre zu denken. Die Stickstoffzufuhr aus der Luft ist bereits so hoch, daß sie in Wäldern zur Nitratanreicherung im Grundwasser führen kann. Zu den hauptsächlichsten Belastungsursachen zählen die NO_x -Emissionen aus Verbrennungsmaschinen und die Ammoniakverflüchtigung bei der Gülleausbringung.

Von Gewässerrandstreifen wird allgemein eine positive Wirkung auf die Reduzierung von Nährstoffeinträgen in die oberirdischen Gewässer erwartet. Aus der Abbildung 3 geht jedoch hervor, daß Uferstrandstreifen mit ihren im Vergleich zu den Aquifermächtigkeiten relativ flach wurzelnden Pflanzen nicht zu einer nennenswerten Minderung der mit dem Grundwasser aus dem „Hinterland“ zugeführten Nitratfrachten beitragen können. Allerdings kann die Oberflächenerosion durch Gewässerrandstreifen gehemmt und so zur Reduzierung der Phosphateinträge beigetragen werden. Wichtig ist dabei, daß Uferstrandstreifen durchgehend entlang der Gewässer eingerichtet werden und daß auch an den zeitweise trockenfallenden Entwässerungsgräben ungenutzte Gewässerrandstreifen von etwa 2 bis 3 m freigelassen werden.

Es ist abzusehen, daß sich die in Kapitel 2 aufgeführten Ziele der Reduzierung diffuser Nährstoffeinträge in die oberirdischen Gewässer noch nicht allein mit der Einrichtung von Gewässerrandstreifen, einer ordnungsgemäßen Landwirtschaft und der Minderung von Stoffeinträgen aus Quellen außerhalb der Landwirtschaft erreichen lassen. Dazu wäre eine fortschreitende Extensivierung der landwirtschaftlichen Bodennutzung in Gebieten erforderlich, die in Hinsicht auf diffuse Stoffeinträge eine besondere Rolle spielen. Dies sind die

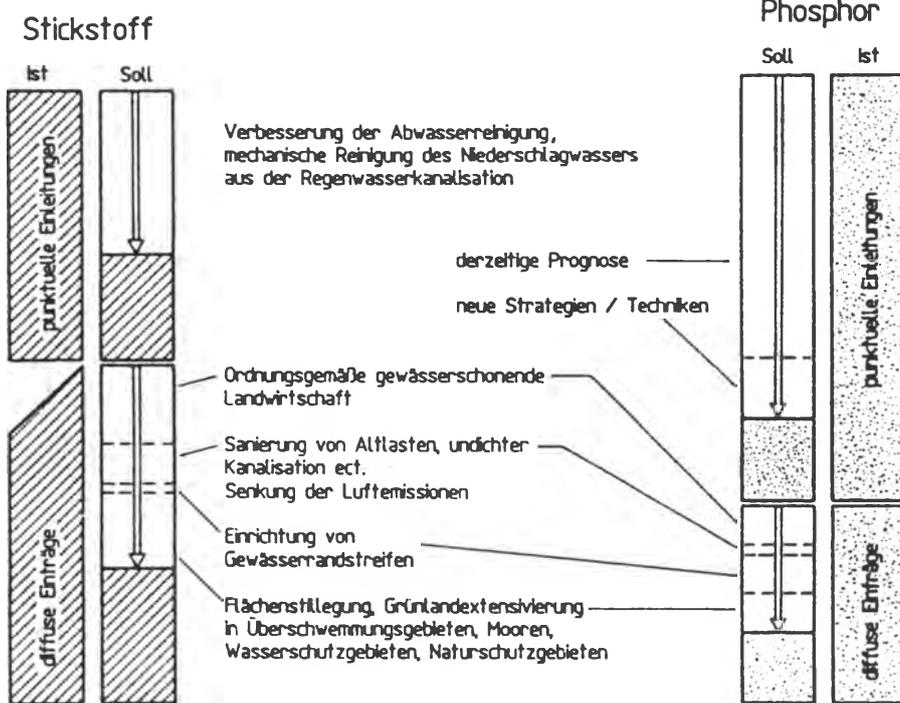


Abb. 4. Erwartungsprofil zu Maßnahmen zur Minderung des Nährstoffeintrages in oberirdische Gewässer (grobe Abschätzung).

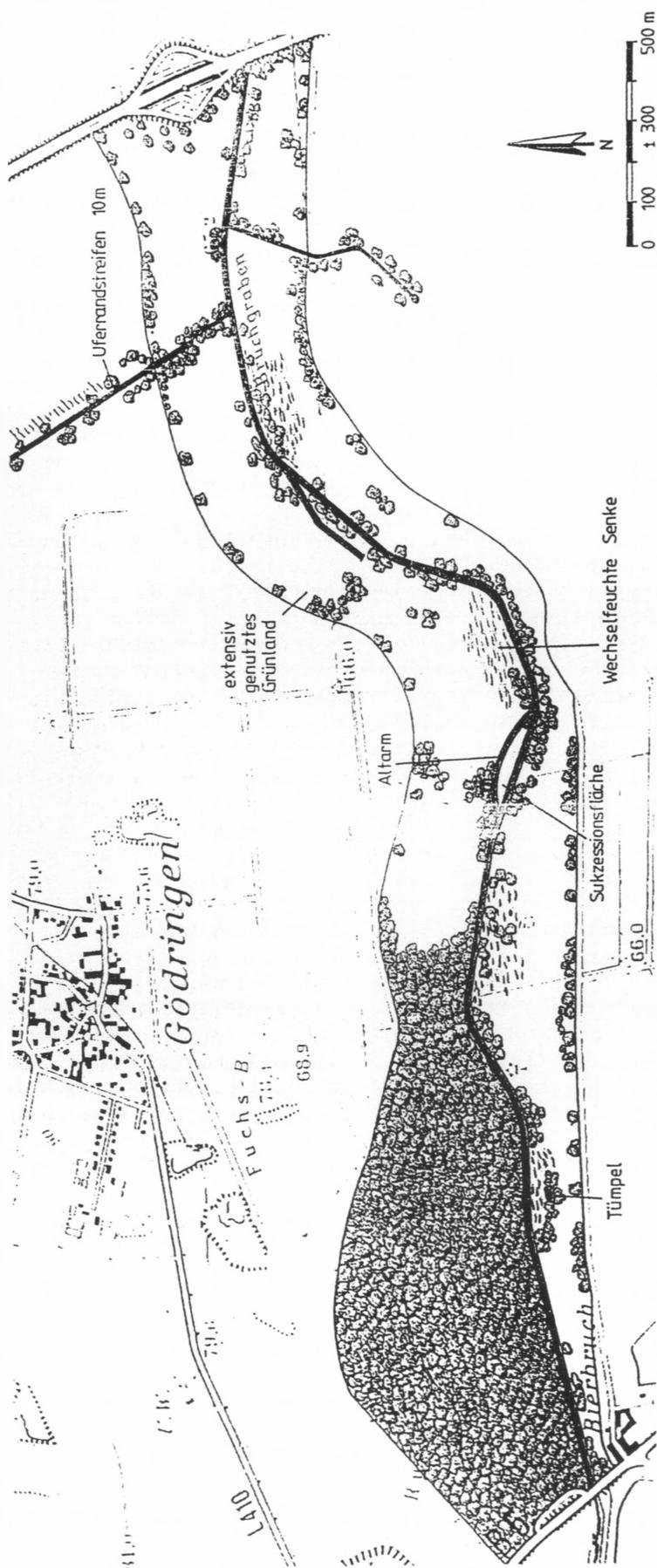


Abb. 5. Leitbild Gewässerlandschaft, Beispiel Bruchgraben/Leine (Schultz-Wildelau 1991).

Überschwemmungsgebiete der Flüsse, in denen aus Gründen des Erosionsschutzes keine Ackernutzung mehr betrieben werden sollte, und – wie bereits ausgeführt – die Hochmoore. Weitere Maßnahmen der landwirtschaftlichen Extensivierung sind in Wasser- und Naturschutzgebieten zu erwarten.

6. Gewässerlandschaften, Uferrandstreifen

Die Gewässer müssen künftig ihre natürlichen Funktionen wieder besser erfüllen können. Die Gestaltung von Gewässerlandschaften hat insbesondere bei der Schaffung neuer Lebensräume für heimische Pflanzen und Tiere hohe Bedeutung. Die Reduzierung diffuser Stoffeinträge ist somit als eine von vielen positiven Auswirkungen von Flächenstilllegung und Grünlandextensivierung in Überschwemmungsgebieten anzusehen. Die Wiederherrichtung von Gewässerlandschaften ist ein langfristiges Ziel, das in Zusammenarbeit zwischen Wasserwirtschaft und Naturschutz angestrebt wird. Abbildung 5 zeigt ein Leitbild aus einer Planung für den Bruchgraben/Leine.

Die Schaffung von Gewässerrandstreifen ist ein wichtiger erster Schritt in Richtung von Gewässerlandschaften. Die Feststellung im Kapitel 5, daß Randstreifen in Hinsicht auf die Reduzierung diffuser Stoffeinträge in die oberirdischen Gewässer nicht überbewertet werden dürfen, darf keineswegs zur Abwertung von Gewässerrandstreifen führen. Uferrandstreifen dienen nämlich ferner folgender Zweckbestimmung:

- Sofern Gewässerrandstreifen im öffentlichen Eigentum stehen, brauchen Uferabbrüche unter Umständen nicht zurückgebaut zu werden. Auf diese Art können sich durch die Eigendynamik der Gewässer nach und nach individuelle Gewässerläufe und -querschnitte entwickeln.
- Gehölze am Uferand sorgen für die Beschattung der Gewässer. Die Verringerung des Lichteinfalls und die Temperatursenkung wirkt sich positiv auf die Gewässergüte aus und begrenzt den Krautwuchs. Entkrautungsmaßnahmen im Rahmen der Gewässerunterhaltung werden erleichtert.
- Uferrandstreifen erhöhen den landschaftlichen Reiz und Erholungswert einer Region.

7. Zusammenfassung

Infolge diffuser Belastung verschlechtert sich die Gewässergüte um eine, teilweise sogar zwei Gewässergüteklassen. Die Nährstoffgehalte liegen in den Gewässern erheblich zu hoch. Die Nitratgehalte müssen auf $\frac{1}{2}$ bis $\frac{1}{3}$, die Phosphatgehalte auf $\frac{1}{4}$ bis $\frac{1}{5}$ gesenkt werden. Die Phosphatfrachten aus entwässerten Hochmoorgebieten liegen ganz erheblich über denen anderer Gewässer. Die Nitratauswaschung bei intensiver Ackernutzung liegt im allgemeinen um ein Vielfaches über der Auswaschung bei pflanzenbedarfsgerecht gedüngtem Grünland.

Maßnahmen können nur als Gesamtpaket zu den angestrebten naturnahen Gewässerzuständen führen. Im wesentlichen sind zu nennen: Verbesserung der Abwasserreinigung, Vorbehandlung von Regenwasser, Einführung einer gewässerschonenden ordnungsgemäßen Landwirtschaft, Sanierung von Altlasten und undichter Kanalisation, Begrenzung der Emissionen in die Atmosphäre, Einrichtung von Ufer-

randstreifen, Flächenstilllegung/Grünlandextensivierung in Überschwemmungsgebieten und Hochmooren.

8. Literatur

Isermann, K., 1990: Die Stickstoff- und Phosphor-Einträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland durch verschiedene Wirtschaftsbereiche unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoff- und Phosphor-Bilanz der Landwirtschaft und der Humanernährung. – DLG-Forschungsberichte zur Tierernährung, 1990.

Lübbe, E., 1989: Möglichkeiten zur Reduzierung des Stickstoff- und Pflanzenschutzmittelaustrags auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. – Wasser Berlin 1989. Bonn, Berlin.

Poltz, J.; *StAWA Cloppenburg*, (unveröffentlicht): Sondermeßprogramm Obere Hunte 1986/87.

Schultz-Wildelau, H.-J.; *Herbst, V.*; *Schilling, J.*, 1990: Gewässergüte in den verschiedenen Landschaften Niedersachsens und Möglichkeiten der Be-

einflussung durch Randstreifen. Kulturtechnik und Landentwicklung, Heft 31, 1990.

Schultz-Wildelau, H.-J., 1991: Gewässerschutz am Bruchgraben – Rahmenplan zur wasserwirtschaftlichen Bewirtschaftung und naturnahen Gestaltung des Bruchgrabens und seiner Zuflüsse. – Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Landesamt für Wasser und Abfall, Heft 2, 1991, Hildesheim.

Walther, W.; *Scheffer, B.*, 1988: Ergebnisse langjähriger Versuche zur Stickstoffauswaschung, landbaulich benutzter Böden und Bedeutung für die Anlieferung an das Grundwasser. – Gas- und Wasserfach, Wasser – Abwasser, Heft 12, 1988.

Anschrift des Verfassers

Baudirektor Dr. Ing.
Hans-Joachim Schultz-Wildelau
Niedersächsisches Landesamt
für Wasser und Abfall
An der Scharlake 39
3200 Hildesheim

Buchbesprechung

Schmidt, Frank-Ulrich, 1990: *Island* – Naturkundlicher Reiseführer Nr. 1. 436 Seiten mit 59 Farb- und 15 s/w-Fotos und vielen Zeichnungen, Format 21,5 × 15 cm, Paperback. Verlag Natur-Studienreisen, Northeim. DM 44,80. ISBN 3-926252-006.

Inseln haben immer eine Faszination auf Menschen ausgeübt, und je weiter und mühsamer sie vom Festland zu erreichen sind, desto größer ist oft diese Faszination. Island ist auch in unserer reisefreudigen Zeit kein Ausflugsort für den Massentourismus, eher ein Ziel für

Individualisten, naturverbundene Urlauber und Kenner. Für diese Gruppen hat F.-U. Schmidt seinen Reiseführer geschrieben. Im allgemeinen Teil werden: Entdeckung und Geschichte, Geologie und Geographie, Klima, Flora, Fauna und Naturschutz ausführlich, umfangreich und mit guten Zeichnungen behandelt.

Der spezielle Teil beschäftigt sich mit 15 naturkundlich interessanten Gebieten, ein Teil ist leicht, der andere sehr zeitaufwendig zu erreichen. In jedem Fall sind die Informationen von F.-U. Schmidt genau und sehr anschaulich

dargestellt. Wichtige Adressen vor Ort fehlen genauso wenig wie Öffnungszeiten und Telefonnummern.

Immer wieder weist der Autor auf die Empfindlichkeit der Natur Islands hin. Gerade naturliebende Touristen müssen sich auch dem Schutz der Natur verpflichtet fühlen. Nur was der Mensch kennt und liebt, wird er schützen, und dieses Buch führt den Reisenden fachkundig, doch mit Gefühl.

Ein Reiseführer, der dem Anspruch – naturkundlich zu sein – gerecht wird; daher ist er sehr zu empfehlen.

E. Vauk-Hentzelt

Veröffentlichungen aus der NNA

NNA-Berichte*

Band 1 (1988)

Heft 1: Der Landschaftsrahmenplan · 75 Seiten

Heft 2: Möglichkeiten, Probleme und Aussichten der Auswilderung von Birkwild; Schutz und Status der Rauhfußhühner in Niedersachsen · 60 Seiten

Band 2 (1989)

Heft 1: Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz? · 70 Seiten

Heft 2: 1. Adventskolloquium der NNA · 56 Seiten

Heft 3: Naturgemäße Waldwirtschaft und Naturschutz · 51 Seiten

Band 3 (1990)

Heft 1: (vergriffen)
Obstbäume in der Landschaft / Alte Haustierrassen im norddeutschen Raum · 50 Seiten

Heft 2: (vergriffen)
Extensivierung und Flächenstilllegung in der Landwirtschaft / Bodenorganismen und Bodenschutz · 56 Seiten

Heft 3: Naturschutzforschung in Deutschland · 70 Seiten

Sonderheft

Biologisch-ökologische Begleituntersuchung zum Bau und Betrieb von Windkraftanlagen – Endbericht · 124 Seiten

Band 4 (1991)

Heft 1: Einsatz und unkontrollierte Ausbreitung fremdländischer Pflanzen – Florenverfälschung oder ökologisch bedenkenlos?/Naturschutz im Gewerbegebiet · 88 Seiten

Heft 2: Naturwälder in Niedersachsen – Bedeutung, Behandlung, Erforschung · 80 Seiten

Band 5 (1992)

Heft 1: Ziele des Naturschutzes – Veränderte Rahmenbedingungen erfordern weiterführende Konzepte · 88 Seiten

Heft 2: Naturschutzkonzepte für das Europareservat Dümmer – aktueller Forschungsstand und Perspektive · 72 Seiten

Heft 3: Naturorientierte Abwasserbehandlung · 66 Seiten

Heft 4: Extensivierung der Grünlandnutzung – Technische und fachliche Grundlagen · 80 Seiten

Sonderheft (vergriffen)

Betreuung und Überwachung von Schutzgebieten

Mitteilungen aus der NNA*

1. Jahrgang (1990)

Heft 1: 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: Kunstausstellung „Integration“

Heft 5: 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: Beiträge aus den Seminaren
– Obstbäume in der Landschaft
– Biotopkartierung im besiedelten Bereich
– Sicherung dörflicher Wildkrautgesellschaften
Einzelbeiträge zu besonderen Themen
– Die Hartholzaue 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 Alloethie 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: 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
– Ornithopoese
– Vergleichende Untersuchung der Libellenfauna im Oberlauf der Böhme

* Bezug über NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 15,- DM).

