

Zeitschrift: Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich

Herausgeber: Geobotanisches Institut, Stiftung Rübel (Zürich)

Band: 89 (1986)

Artikel: Auswirkungen und Beseitigung von Düngungseinflüssen auf Streuwiesen : Eutrophierungssimulation und Regenerationsexperimente im nördlichen Schweizer Mittelland = Effects and elimination of fertilization influences on litter meadows : simulation of eutrop...

Autor: Egloff, B.

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-308823>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 27.03.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

**Auswirkungen und Beseitigung
von Düngungseinflüssen auf Streuwiesen**

Eutrophierungssimulation und Regenerationsexperimente
im nördlichen Schweizer Mittelland

Effects and elimination
of fertilization influences on litter meadows

Simulation of eutrophication and regeneration experiments
in the northern Swiss midlands

von Thomas B. EGLOFF

Mit dem Wissen wächst der Zweifel (Goethe).

Den Lebewesen der Rieder und Moore gewidmet.

INHALT

Vorwort	5
1. Einleitung und Problemstellung	7
2. Untersuchungsgebiete	9
2.1. Lunnerallmend, Reusstal	9
2.2. Flughafengelände Kloten	11
3. Versuchsanlage und Methoden	13
3.1. Düngungsversuch Lunnerallmend	13
3.2. Regenerationsexperiment Lunnerallmend	18
3.3. Düngungsversuch Kloten	20
3.4. Regenerationsexperiment Kloten	24
3.5. Vegetationsaufnahmen	25
3.6. Individuenzählungen	25
3.7. Statistische Auswertung der Vegetationsdaten	27
3.8. Produktionsmessungen	31
3.9. Mineralstoffanalyse des Schnittguts	31
3.10. Bodenkundliche Methoden	31
3.11. Photographische Aufnahmen	32
4. Ergebnisse	33
4.1. Untersuchungen an nicht experimentell beeinflusster Riedvegetation auf der Lunnerallmend	33
4.1.1. Ausmass der jährlichen Schwankungen bei der Individuen- bzw. Halmzahl von Streuwiesenpflanzen	33
4.1.2. Mineralstoffgehalt der Vegetation und Biomasse im Verlauf der Vegetationsperiode	33
4.2. Düngungsversuch Lunnerallmend	45
4.2.1. Vegetationsveränderungen auf den NPK-Parzellen	45
4.2.2. Die PK-Parzellen im Vergleich zu den NPK-Parzellen	58
4.2.3. Ertragsentwicklung	60
4.2.4. Zusammenfassung der Düngungseffekte	70
4.2.5. Photographische Dokumentation der Düngungseffekte	72
4.3. Düngungsversuch Kloten	74
4.3.1. Zum Ausgangspflanzenbestand	74
4.3.2. Die Düngungseffekte	74
4.4. Regenerationsexperiment Lunnerallmend	77
4.4.1. Produktionsvergleich der Bewirtschaftungsvarianten	77
4.4.2. 2 Jahre Oligotrophierung durch Schnitt	84
4.4.3. Die Reaktion der Vegetation auf das Schnittregime	92
4.4.4. Verschiebungen bei den Ertragsanteilen von 1981 zu 1982	102
4.4.5. Die Reaktion einzelner Arten auf den Frünschnitt	108
4.4.6. Zusammenfassung der Frünschnitteffekte	112
4.4.7. Der Zweitaufwuchs der Frünschnittvarianten	116
4.4.8. Photographische Dokumentation der Frünschnitteffekte	117
4.5. Regenerationsexperiment Kloten	122
4.5.1.- Vegetationsveränderungen auf den einzelnen Versuchsflächen	122
4.5.6. Zusammenfassung der Bewirtschaftungseffekte	130

5. Diskussion und Schlussfolgerungen	132
5.1. Düngung von Molinia-Gesellschaften	132
5.2. Warnarten bei Düngungseinflüssen (Eutrophierungs- indikatoren)	135
5.3. Welcher Nährstoff ist in Riedern und Mooren primär limitierend?	137
5.4. Einige Bemerkungen zur Pufferzonenproblematik	143
5.5. Zur floristischen Ueberwachung von geschützten Riedern und Mooren	148
5.6. Wann sollen Streuwiesen geschnitten werden?	150
5.7. Zur Wahl des Schnittregimes bei Oligotrophierungs- massnahmen	154
5.8. Schnittregime und einzelne Art	157
5.9. Lassen sich Streuwiesen überhaupt regenerieren?	162
6. Schlusswort mit Richtlinien zur Erhaltung artenreicher Riedwiesen	166
Zusammenfassung - Summary - Résumé	167
Literatur	173

VORWORT

An der vorliegenden Dissertation, die am Geobotanischen Institut der ETH Zürich unter der Leitung der Herren Prof.Dr. F. Klötzli und Prof.Dr. E. Landolt entstand, arbeitete ich ab Frühling 1981; sie schliesst an meine im Sommer 1979 ausgeführte Diplomarbeit an. Ihr Abschluss wurde durch Unterrichtstätigkeit und einen ganzjährigen Unterbruch etwas verzögert.

Es war mir von Anfang an sehr wichtig, Themen bearbeiten zu können, bei denen direkt in der Naturschutzpraxis verwendbare Ergebnisse erwartet werden konnten. Der Vegetationstyp, den ich untersuchte, sprach mich immer stärker auch emotional an (und wird dies weiterhin tun).

Herrn Prof. Klötzli, dem Referenten dieser Arbeit, danke ich in erster Linie für die grosse Freiheit, die ich bei der Bearbeitung des Themas hatte. Besonders wertvoll war in der Anfangsphase der Niederschrift sein Hinweis auf ein paar stilistische Mängel. Herr Prof. Landolt, Korreferent, hatte für die verschiedensten Anliegen stets ein offenes Ohr. Ihm möchte ich zudem besonders für seine Hinweise auf einige unklare Aussagen in meinem Manuskript danken.

Von den vielen, ohne deren Unterstützung diese Arbeit nicht zustanden gekommen wäre, möchte ich folgende erwähnen:

- Erwin Schäffer leitete nicht nur die Laboranalysen, sondern "chrampfte" auch im Feld mit.
- Auch Käthi Rentsch und Markus Hofbauer genossen beim Mähen, Biomasse-schneiden und -sortieren morgendlichen Tau, Minzenduft etc.
- René Graf erfüllte viele Materialwünsche und machte die in dieser Arbeit publizierten Schwarzweissabzüge von Dias.
- Frau A. Honegger übernahm die Reinschrift eines Teils der Tabellen und gab mir Tips für die Benützung des Textverarbeitungsgerätes.
- Erika Wohlmann nahm mir die Reinzeichnung der zahlreichen Stab- und Ordinationsdiagramme ab und trägt so wesentlich zur "optischen Wirkung" dieser Arbeit bei.
- Andreas Grünig gab mir manchen wertvollen Hinweis. Auf ihn und Otto Wildi, der mich in "seine" statistischen Analysen einführte, geht die Idee des Düngungsexperiments zurück.
- Hansruedi Binz löste viele Computer"problemchen".
- Brigitte Egger schliff am Stil der französischen Zusammenfassung und Frau S. Türler begutachtete die englischen Texte.
- Meine Frau Anita hatte sich damit abzufinden, dass ich, obwohl mehr oder weniger mein eigener Herr, recht streng mit mir war. Auch sie gehörte bei den Feldarbeiten zu den Helfern.

Ihnen und allen hier unerwähnt bleibenden Mitarbeitern danke ich herzlich. Danken möchte ich zuletzt auch den Bauern der Holzkorporation Unterlunnern (hauptsächlich deren Präsidenten H. Blum und M. Meier), die mich auf ihrem Streuland arbeiten liessen.

Finanziell wurde diese Arbeit aus dem Forschungskredit der ETH Zürich unterstützt.

1. EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

"Pfeifengraswiesen ausserhalb der reinen Grünlandgebiete sind landwirtschaftliche Fossilien ohne Daseinsberechtigung" (STÄHLIN und SCHWEIGHART 1960, S. 20).

Die Riedstreu wird zweifellos da überflüssig, wo genügend Getreidestroh vorhanden ist, der Zukauf von Stroh billiger ist als die Bewirtschaftung der eigenen Streuwiesen oder wo infolge der Schwemmentmistung der Ställe keine Streu mehr gebraucht wird. Das Zitat bedarf jedoch einer wichtigen Ergänzung: Nur rein landwirtschaftlich betrachtet, oder noch besser: nur aus rein produktionsorientierter Sicht (s. dazu EGLOFF 1986) darf man den Streuwiesen, unter Umständen auch in Grünlandgebieten (s. BAUER 1982, S. 23), die Daseinsberechtigung absprechen. Doch muss auch erwähnt werden, dass gerade die Streu der Pfeifengraswiesen von den Bauern besonders geschätzt wird.

Es brauchen aber nicht immer ökonomische Ueberlegungen im Vordergrund zu stehen: "Viele Landwirte pflegen und erhalten attraktive (blumenreiche) Feuchtflächen ausserhalb jeder Naturschutz-Bevormundung ohne wirtschaftlichen Bedarf", bemerkt RINGLER (1982, S. 111/112) für das Allgäu. Und in einer von STEGMAIER (1982) im Ammergauer Alpenvorland (Bayern) durchgeführten Umfrage "gaben einige wenige Bauern an, die Streuwiesen aus optischen Gründen zu mähen, da sie die braunen verschilften Flächen nicht mit ansehen könnten, wo keine Enziane und Primeln mehr gedeihen" (S. 88).

Pfeifengraswiesen besitzen also allein schon aus landschaftsästhetischen Gründen, wegen ihres Beitrages zum Erholungswert einer Landschaft eine Daseinsberechtigung. Geradezu poetisch klingen die Beschreibungen von KOCH (1926); ein Beispiel: "In der Glut des Hochsommers wächst Molinia auf und breitet mit ihren erblühten Rispen ein düsterviolettes Wogen über das Riet. Sie wirkt der Rietwiese das Sterbekleid" (S. 104). Auf ELLENBERG (1978) wirken die Streuwiesen im Spätsommer als "eine prächtige Farbensymphonie", später "wetteifern (sie) mit dem Herbstbunt der Laubmischwälder" (S. 757). (Mehr zu ihrer "Daseinsberechtigung" bei EGLOFF 1986.)

Streu-, Riedwiesen sind ungedüngte, nur einmal jährlich im Herbst zur Streugewinnung gemähte Feuchtwiesen, denen auch heute noch die Intensivierung durch Düngung und mehrmaligen Schnitt oder durch Umbruch, mit oder ohne vorangehender Entwässerung, droht. In den letzten Jahren traten jedoch andere Gefahren in den Vordergrund (s. Zusammenstellung bei KLÖTZLI 1979, S. 453/454). Drei wesentliche davon, die auch vor geschützten Riedern nicht halt machen, bildeten den Ausgangspunkt für unsere Untersuchungen:

- 1) Indirekte Düngung (vor allem der Randzone) durch unter- und oberirdische Nährstoffeinschwemmung sowie -einwehung aus dem umgebenden Intensivkulturland.
- 2) Auteutrophierung von Riedwiesen infolge Brachfallens oder mangelnder Bewirtschaftung, die sich in einer Verhochstaudung oder Verbuschung äussert.
- 3) Widerrechtliche Düngung geschützten Streulandes, kurzfristige Intensivierung der Nutzung.

Sämtliche Gefahren äussern sich gleich: Typische Streuwiesenpflanzen werden durch Arten verdrängt, die das erhöhte Mineralstoffangebot besser verwerten können, die Streuwiese eutrophiert. Da das Potential an wert-

vollen Streuwiesen trotz vermehrter Schutzgebietsausscheidungen sinkt, drängt sich der Versuch auf, eutrophierte Streuwiesen wieder auf ein nährstoffarmes Niveau zu bringen (s. auch PFADENHAUER 1981). Dasselbe Ziel könnte auch für ehemalige Streuwiesenflächen, z.B. für Fettwiesenparzellen innerhalb von Schutzgebieten gelten.

Mit Oligotrophierungs-, Regenerationsmassnahmen auf Grünland beschäftigen sich bisher nur wenige Arbeiten: Die Niederländer VAN DER MAAREL (1980), VAN DUUREN et al. (1981) und OOMES und MOOI (1981) gehen von ehemaligem Intensiv(st)grünland aus: VAN DER MAARELs Ziel, ausgehend von nährstoffreichen Hochstaudenfluren (Aegopodion podagrariae) unter Obstbäumen, sind Glatthaferwiesen (Arrhenatherion elatioris), VAN DUUREN et al. streben die Entwicklung von Intensivgrünland (Agropyro - Rumicion crispi und Cynosurion cristati) zu ungedüngten Feuchtwiesen (Juncion acutiflori) an, ohne jedoch die Kulturform "Streuwiese" zu berücksichtigen und OOMES und MOOI, die mit einer feuchten Glatthaferwiese (Arrhenatheretum elatioris alopecuretosum) experimentierten, geht es um die Erhaltung dieses Wiesentyps sowie um seine Regeneration, ausgehend von intensiver genutztem Grünland. TECHOW (1981) schliesslich führte u.a. auf brachgefallenen Pfeifengraswiesen Pflegemassnahmen durch, doch für die Versuchsfläche mit einem Streuwiesenschnittregime liegen nur Daten von einem Jahr vor.

Handelt es sich um stark gestörte Flächen, bei denen eine Rückführung in den "ursprünglichen Zustand" illusorisch erscheint, spricht man statt von Regeneration oder Restauration (TECHOW 1981; restoration, BRADSHAW und CHADWICK 1980) wohl besser von Renaturierung oder "rehabilitation" (BRADSHAW 1984 braucht diesen Begriff im Zusammenhang mit "land reclamation"). Auch bei Massnahmen auf gestörten (ehemaligen) Hochmooren wird zwischen eigentlicher Regeneration und Renaturierung unterschieden (z.B. NICK 1985). - Da eine wirkliche Regeneration in (sehr?) vielen Fällen wohl kaum möglich sein wird und die Massnahmen in den meisten Fällen über längere Zeit durchgeführt werden müssten, sollten sich die Schutzbestrebungen in erster Linie auf die Vermeidung einer Eutrophierung konzentrieren. Für SCHIEFER (1984) ist "die Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen und Brachflächen in den Regionen eine erwägenswerte Massnahme, wo Magerrasen bereits verschwunden sind". Er ist gleicher Meinung wie wir, wenn er äussert, dass solche Massnahmen "wegen der langsamen und unvollkommenen Umwandlung von Fettwiesen in Magerrasen als äusserster Notbehelf gelten" müssten. "Besser und wirkungsvoller ist es statt dessen, biologisch wertvolle Flächen streng zu schützen. Denn bei ihrem Verlust geht einiges unwiederbringlich verloren, und eine nachträgliche Restaurierung wird oft unbefriedigend sein" (S. 59).

Die unter 1) erwähnte Gefahr war Ausgangspunkt für die Untersuchungen von BOLLER-ELMER (1977) in Uebergangszonen zwischen Fett- und Streuwiesen. Da BOLLER-ELMER (s. S. 41) von den Bauern keine befriedigenden Auskünfte zur Bewirtschaftung der an die Streuwiesen angrenzenden Intensivwiesen und Aecker erhielt, drängte sich zur Simulation die Düngung ungestörter Parzellen im Riedinnern auf. Die Ziele dieser **Eutrophierungssimulation**, dem ersten Untersuchungsbereich dieser Arbeit, können mit folgenden Fragen umschrieben werden:

1. Welche Mineralstoffe führen zu Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung? Oder, im Hinblick auf die Erhaltung von Streuwiesen ausgedrückt: Welches ist für sie der gefährlichste, d.h. primär limitierende Mineralstoff? Daran anschliessend liesse sich die Frage beantworten, welchen Einschränkungen die Düngung des angrenzenden Intensivkulturlandes, der Umgebungszone des geschützten Riedes unterliegen müsste.

2. Welcher Art sind (in Abhängigkeit von der gedüngten Mineralstoffkombination) die floristischen (und phänologischen) Veränderungen? Wie rasch kommt es zu Veränderungen? Anwendungsorientiert formuliert: Welche Pflanzen eignen sich bei der Ueberwachung der Schutzgebietsrandzonen als "Warnarten" für Düngungseinflüsse? Welche andere(n) Methode(n) empfiehlt/-fehlen sich für die Ueberwachung der Randzone? Eine Teilbeantwortung dieser Fragen erfolgte bereits 1983 (EGLOFF 1983).

Der zweite Untersuchungsbereich hatte zum Ziel, Hinweise zur **Regeneration** eutrophierter Streuwiesen zu geben. Getestet wurde die oligotrophierende Wirkung eines zusätzlichen Schnitts im Frühsommer auf Vegetation und Boden von eutrophierten und ehemaligen Streuwiesen. Erste Ergebnisse wurden ebenfalls schon 1983 vorgestellt (EGLOFF 1985).

Eine ähnliche Arbeit führt seit 1982 Alois KAPFER vom Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München - Weihenstephan im württembergischen Allgäu (Landkreis Ravensburg) durch: Er unternimmt Renaturierungsversuche vor allem auf zu Futterwiesen umgewandelten ehemaligen Niedermoor-Streuwiesen.

Für beide Untersuchungsbereiche lag das Schwergewicht auf den Pfeifengraswiesen (Molinion); die basischen Kleinseggenrieder (Caricion davallianae) wurden nur am Rande berücksichtigt. - Der Untersuchungsbereich "Eutrophierungssimulation" ist ein Beitrag zur Lösung der Pufferzonenproblematik. Die Ergebnisse der Regenerationsexperimente sollen eine in den letzten Jahren aktuell gewordene Erfahrungslücke bei der praktischen Naturschutzarbeit füllen helfen.

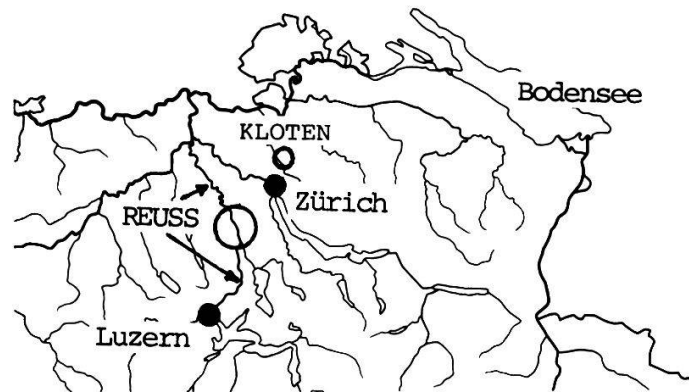


Abb. 1. Lage der Untersuchungsgebiete im nördlichen Schweizer Mittelland
Fig. 1. Location of the investigation areas in the northern Swiss midlands

2. UNTERSUCHUNGSGEBIETE

Abbildung 1 orientiert über die Lage der beiden Untersuchungsgebiete im Schweizer Mittelland.

2.1. LUNNERALLMEND, REUSSTAL

2.1.1. Lage

Die ca. 12 ha grosse Streuwiese, auf der unsere Untersuchungen durchgeführt wurden, gehört zur Lunnerallmend und befindet sich im unteren Reusstal auf dem Boden der Gemeinde Obfelden (Kanton Zürich; Koordinaten 632/234 auf der Schweiz. Landeskarte). Sie liegt auf einer Alluvion direkt hinter dem Reussdamm. Bei Hochwasser steigt das Grundwasser in den Bereichen mit nassen Pfeifengraswiesen, Klein- und/oder Grossegegenriedern über die Bodenoberfläche. Ein Weg und ein Graben bilden die Grenzlinien gegen Fettwiesen und Aecker (Abb. 2).

Eine knappe Beschreibung der klimatischen Verhältnisse gibt WOYWOD (1978, Kap. 2.3.); s. auch Kap. 2.2.1.

2.1.2. Boden

Der Boden ist nach den von SCHROEDER (1972) aufgeführten Typen als Auenboden (Kalk-Aue, Borowina), nach der FAO-Klassifikation als "calcaric fluvisol" zu bezeichnen. Gemäss LANFRANCHI (1983) "ist (er) schwierig anzusprechen, am ehesten ... mit Auengley" (S. 21). Der Humus-/A_n-Horizont umfasst etwa die oberen 10 cm (an den etwas tiefer gelegenen, bisweilen überschwemmten Stellen nur etwa die Hälfte) und ist aufgrund seines hohen Kalziumkarbonatgehalts als "kalkreich bis schwach mergelig" zu bezeichnen (nach SCHLICHTING und BLUME 1966); er ist schwach alkalisch: Der pH liegt über 7.5(H₂O) bzw. 7.0(CaCl₂). Die obersten 5 cm sind anmoorig, der übrige Oberboden ist "stark humos" bis "humusreich" (nach SCHROEDER 1972).

2.1.3. Besitzer und Bewirtschaftung

Das in Parzellen unterteilte Streuland gehört der Holzkorporation Unterlunnern und wird alljährlich ab dem 15. September zur Streugewinnung gemäht. Je nach den Witterungsverhältnissen kann es vorkommen, dass erst im darauffolgenden Frühjahr geschnitten wird oder dass auf einzelnen Parzellen das Schnittgut über den Winter liegenbleibt.

2.1.4. Vegetation

Die Vegetation setzt sich hauptsächlich aus Pfeifengraswiesen (Molinion) und Kleinseggenriedern basenreicher Standorte (Caricion davallianae) zusammen. Einen geringen Anteil haben die hauptsächlich im Randbereich liegenden Hochstaudenrieder (Filipendulion) sowie Streifen mit der Stei-

fen Segge (*Carex elata*) und einige Flecken im Kleinseggenbereich mit dominierender Knotenbinse (*Juncus subnodulosus*). Tabelle 2 charakterisiert die Vegetation auf den Versuchsflächen vor dem Beginn unserer Untersuchungen.

Im "Inventar der Feuchtgebiete des Kantons Zürich" (BURNAND und ZÜST 1977) erhielt die Lunnerallmend das Prädikat "sehr wertvoll"; sie ist unterdessen ein Schutzgebiet von kantonaler Bedeutung geworden.

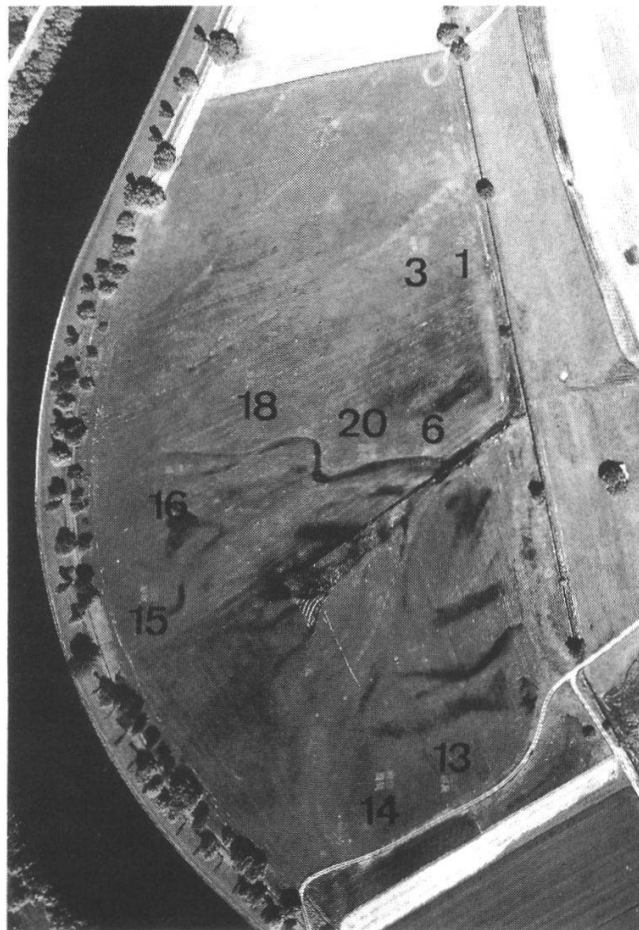


Abb. 2. Luftaufnahme der Lunnerallmend (unteres Reusstal) mit den durch Nummern bezeichneten Düngungsflächen (Abzug einer Infrarotaufnahme vom 12. Juni 1980; publiziert mit Bewilligung Nr. 3206 vom 14.7.1986 des Bundesamtes für Landestopographie)

Fig. 2. Aerial photograph of Lunnerallmend (lower valley of the Reuss) with the fertilized plots, marked with numbers (copy of an infrared picture from June 12, 1980)

2.2. FLUGHAFENGELAENDE KLOTEN

2.2.1. Lage

Im Osten des Flughafengeländes, eingeklemmt zwischen der Piste 14-32 und dem Himmelbachgraben, liegen, umgeben und bedrängt von Fettwiesen, fünf kleinere Riedflächen von ca. 1.5-5 ha Grösse (Abb. 3), von denen jedoch heute, streng nach der Vegetation beurteilt, nur noch zwei, allenfalls drei die Bezeichnung Ried verdienen. Diese Parzellierung ist eine Folge der Flughafenerweiterung anfangs der Siebzigerjahre. Der grösste Rest des Klotener Riets liegt heute zwischen den Pisten. Die fünf Flächen werden im folgenden als Nr. 1 (südlichste) bis Nr. 5 (nördlichste) bezeichnet (Abb. 3). Auf den Flächen 2-4 errichtete ich Versuchsflächen.

Die jährlichen Niederschlagsmengen (1000-1100 mm), die mittleren Temperaturen sowie die Häufigkeit von Nebeltagen (jährlich 25-55) sind denen des Reusstals vergleichbar (LEON 1968).

2.2.2. Boden

Der Untergrund besteht aus fluvio-glazialen Ablagerungen (nähere Informationen, vor allem nach JÄCKLI 1964, bei KLÖTZLI 1969, S. 204/205). Die Riedfläche Nr. 2 liegt auf vererdetem Nierdermoortorf, die anderen auf Mineralböden. Nähere Auskünfte zu den Bodenverhältnissen unserer Versuchsflächen gibt Tabelle 6.

2.2.3. Bewirtschaftung

Nach dem Bau der Piste 14-32 (1971-1973) wurden die Flächen bis 1981 jeweils Mitte August vom Unterhaltsdienst des Amtes für Luftverkehr gemulcht. Seit 1982 werden sie von der Unterhaltsequipe der Fachstelle für Naturschutz (Amt für Raumplanung des Kantons Zürich) etwa alle zwei Jahre gemäht. Die Bewirtschaftung der Versuchsflächen erfolgt durch das Geobotanische Institut ETHZ (s. Kap. 3.4.4.).

2.2.4. Vegetation

Einen Eindruck von der Zusammensetzung der Vegetation gibt Abbildung 3 mit der Vegetationskarte von BURNAND (1978). Die Vegetation der verschiedenen Versuchsflächen weist kaum Gemeinsamkeiten auf. Sie wird deshalb bei der Vorstellung der Versuchsanlage charakterisiert (Kap. 3.4.2., Tab. 6).

3. VERSUCHSANLAGE UND METHODEN

3.1. DÜNGUNGSVERSUCH LUNNERALLMEND

3.1.1. Verteilung der Versuchsflächen auf die Vegetationseinheiten

Die pflanzensoziologische Kartierung von BURNAND und ZÜST (1976) bildete die Grundlage für die stratifizierte Zufallsverteilung der Versuchsflächen, die mittels eines Rasternetzes, das über die Karte gelegt wurde, und einer Zufallszahlentabelle erfolgte. Die Vegetationseinheiten bildeten die "Straten". Die Anzahl der Düngungs- und Kontrollflächen pro Vegetationseinheit richtet sich nach deren Flächenanteil (ausführliche Angaben bei MIJNSSEN 1979, S. 44 und bei EGLOFF 1979, S. 50ff). Beim Einmessen wurden die Grenzsteine am Rande der Allmend als Fixpunkte verwendet. Einen Eindruck von der Lage der Flächen geben die Abbildungen 2 und 4.

Die Kartierung (BURNAND und ZÜST 1976) wurde ohne Luftbilder durchgeführt, was zur Folge hatte, dass nicht alle Versuchsflächen in die vorgesehene Vegetationseinheit zu liegen kamen. Ausserdem unterschied sich die Vegetation der einzelnen Versuchsflächen aus derselben Vegetationseinheit zum Teil deutlich, weshalb es sich aufdrängte, alle Flächen als Individuen zu behandeln. Nur benachbarte Düngungs- und Kontrollflächen können direkt miteinander verglichen werden. Zwei der 1 Are grossen Düngungsflächen (s. Tab. 2) waren etwas heterogen. Da es nicht mehr möglich war, sie zu verschieben, wird die besonders heterogene Fläche Nr. 16 in der Folge nur am Rande besprochen. Eine Sonderbehandlung musste die Fläche 6 erfahren (s. Tab. 2).

3.1.2. Versuchsanlage

Mittels der im vorangehenden Abschnitt beschriebenen Zufallsverteilung wurden insgesamt 10 Düngungs- und 14 Kontrollflächen festgelegt. Neben ihrer Aufgabe als Referenzflächen für den Düngeversuch dienen die 25 m² grossen Kontrollflächen auch zur Ermittlung der jährlichen Bestandeschwankungen.

Die Düngungsflächen setzen sich aus vier 25 m² grossen Parzellen zusammen (Abb. 5A). Tabelle 1 orientiert über die verwendeten Mineraldünger. Die NPK-Voll- und die PK-Grunddüngung sind die in der Landwirtschaft am häufigsten verwendeten Mineralstoffkombinationen. Die ausgebrachten Mengen entsprechen den Höchstansätzen für Heuwiesen in der "Anleitung zu einer umweltgerechten Anwendung von Düngemitteln" (EIDG.LANDW.FORSCHUNGSANSTALTEN et al. 1974). Die Düngerportionen wurden von Hand ausgestreut.

Tabelle 2 charakterisiert die Vegetation vor der Düngung und orientiert über das Düngungsregime auf den einzelnen Versuchsflächen.

Im Jahre 1980 wurde generell auf die zweite Düngung der N2- und P2-Parzellen verzichtet. Ob die im Jahr zuvor am 4. Juli ausgeführte Düngung im gleichen Jahr noch floristische Veränderungen hervorzurufen vermochte, musste doch sehr bezweifelt werden, weil in geschlossene Bestände hinein gedüngt werden musste. Es war deswegen auch zu leichten Verbrennungserscheinungen an der Vegetation gekommen.

Tabelle 2 bedarf einiger zusätzlicher Bemerkungen:

1. Wurde eine Parzelle zweimal gedüngt, so erhielt sie insgesamt 240 kg N, 70 kg P und 418 kg K pro Hektare. Bei dreimaliger Düngung betrug die Mineralstoffgabe pro ha 360 kg N, 105 kg P und 672 kg K.
2. Die Flächen 13 (nur N1, P1) und 14 erhielten 1980 irrtümlicherweise die doppelten P- und K-Mengen; insgesamt somit 140 kg P und 836 kg K.
3. Auf den heterogenen Flächen 6 und 16 wurde 1979 auf die zweite Düngung der N2- und P2-Parzellen verzichtet.
4. Fläche 23 wurde 1980 nicht mehr gedüngt, weil die Allmend in diesem Bereich nicht alljährlich geschnitten wurde.
5. Auf vier Flächen (1, 13, 15, 20) unterblieb 1980 die Düngung der N2- und P2 Parzellen aus folgenden Gründen:
 - Das Mineralstoffpotential sollte nicht noch weiter erhöht werden.
 - Der Totalinput auf sämtlichen Parzellen einer Versuchsfläche war damit identisch. Deshalb lässt sich untersuchen, ob sich die 1979 und 1980 je einmal floristisch und ertragsmässig von den 1979 zweimal gedüngten Parzellen unterscheiden.
 - Bei den vom Standort her identischen und daher besonders gut vergleichbaren Flächen 13 und 14 schafft der Entscheid, 13N2 und 13P2 1980 nicht mehr zu düngen, eine zusätzliche Variante.

Der linke Teil der Tabelle 3 gibt eine Uebersicht über die durchgeführten Erhebungen. Nach Beendigung der Eutrophierungssimulation wurden die Volldüngungsparzellen zu Testflächen eines Regenerationsexperimentes (siehe Kap. 3.2.). Da weitere Bestandesveränderungen erwartet werden konnten (EGLOFF 1983), wurden die ehemaligen PK-Parzellen weiterhin beobachtet.



A Luftaufnahme der Lunnerallmend mit den durch Nummern bezeichneten Düngungs- (13, 14) und Kontrollflächen (7, 9-12) vom 16. Juli 1979

Fig. 4. Aerial photograph of some fertilized (no. 13, 14) and control plots (no. 7, 9-12) on the Lunnerallmend, taken on July 16, 1979

Tab. 1. Düngerform und Düngergabe
Table 1. Type and amount of fertilizer

Nährstoff	Menge pro Düngungstermin kg/ha	Mineraldüngertyp
Stickstoff	120	Ammonsalpeter, 26% N
Phosphor	35	Superphosphat, 19% P_2O_5
Kalium	209	Kalisalz, 60% K_2O

Tab. 2. Uebersicht über die Vegetationsverhältnisse vor der Düngung und das Düngungsregime
Table 2. General view of the vegetation before fertilization and of the fertilization regimen

Fläche Nr. 1)	Vegetation vor der 1. Düngung		Düngungsregime x = Düngung, - = keine Düngung			
	Vegetationstyp	Dominierende Arten	Parzellen	11.4.79	4.7.79	20.4.80
1	Hochstaudenried (liegt in der Randzone des Rieds)	Phragmites communis	N1/P1: N2/P2:	x x	- x	x -
3	trockene, hochstaudenreiche Pfeifengraswiese	Molinia coerulea Phragmites communis	N1/P1: N2/P2:	x x	- x	x x
6,N1/P1	Kleinseggenried	Phragmites communis, Carex lasiocarpa, C. hostiana, Heleocharis palustris		x	-	x
6,N2/P2	trockene, hochstaudenreiche Pfeifengraswiese	Molinia coerulea		x	-	x
13	Kopfbinsenreiche Pfeifengraswiese	Molinia coerulea Schoenus nigricans	N1/P1: N2/P2:	x x	- x	x -
14	Kopfbinsenreiche Pfeifengraswiese	Molinia coerulea Schoenus nigricans	N1/P1: N2/P2:	x x	- x	x x
15	Kopfbinsenreiche Pfeifengraswiese, doch nasser ²⁾ als 13+14	Molinia coerulea Schoenus nigricans	N1/P1: N2/P2:	x x	- x	x -
16	nasse ²⁾ Pfeifengraswiese	Molinia coerulea Carex hostiana	N1/P1: N2/P2:	x x	- -	x x
18	nasse ²⁾ Pfeifengraswiese	Molinia coerulea Carex hostiana	N1/P1: N2/P2:	x x	- x	x x
20	trockene, hochstaudenreiche Pfeifengraswiese	Molinia coerulea Phragmites communis	N1/P1: N2/P2:	x x	- x	x -
23	Kleinseggenried	Phragmites communis, Carex hostiana, C. panicea, C. lasiocarpa, Heleocharis palustris	N1/P1: N2/P2:	x x	- x	- -

1) Die "fehlenden" Nummern gehören den Kontrollflächen

2) Auf den als "nass" bezeichneten Pfeifengraswiesen steht das Grundwasser u.a. im Frühsommer über Flur

Tab. 3. Uebersicht über die auf der Lunnerallmend durchgeführten Untersuchungen
Table 3. General view of the investigations carried out on the Lunnerallmend

Jahr	Düngungsversuch	Regenerationsexperiment
1978 ¹⁾	V auf späteren Kontrollflächen und N1-Parzellen (s.Abb.5A)	(mit den ehemaligen NPK-Parzellen, ab 1981; s. auch Abb. 5B)
1979 ¹⁾	<u>1. Düngungsjahr</u> V, B, Grundwasserstandsmessungen ²⁾ P, Ph, phänologische Aufnahmen	
1980	<u>2. Düngungsjahr</u> V (ohne Kontrollflächen)	
1981	ehem. N-Parzellen (s.Abb.5): s. → ehem. P-Parzellen: V, Z, P Kontrollflächen: V, Z	<u>1. Regenerationssaison</u> V, Z, P, I, Ph
1982	-	<u>2. Regenerationssaison</u> V, Z, P, I, Ph (wie 1981)
1983	ehem. P-Parzellen+Kontrollflächen: V, Z, P (wie 1981) Auf Parzelle PK 2 von Fläche 14: Bodenphosphor: Verteilung ₃₎ im Profil und Methodenvergleich; B ⁴⁾	Abschliessende Erfassung der Effekte: V, Z. Auf Flächen 13+15: Vegetationsstruktur, B, I ⁴⁾

1) EGLOFF 1979, 2) EGLOFF und NAEF 1982, 3) LANFRANCHI 1983,

4) BOCHERENS 1983

B = Bodenchemische Analysen - chemical soil analyses

I = Pflanzeninhaltsstoffanalysen (s. Kap. 3.9.) - analyses of mineral content of plant

P = Produktionsmessungen (s. Kap. 3.8.)* - measurements of standing crops

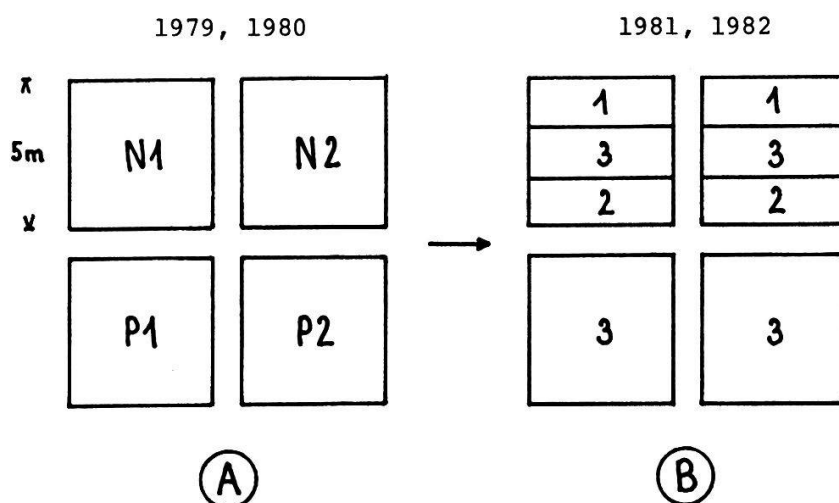
Ph = Photographische Aufnahmen (s. Kap. 3.11.) - takings of photographs

V = Vegetationsaufnahmen (s. Kap. 3.5.) - relevés

Z = Individuenzählungen (s.Kap. 3.6.) - countings of individuals

* Hinter den Produktionsmessungen standen folgende Ziele:

1. Die Dokumentation der Ertragsentwicklung auf den ehemaligen Düngungsparzellen (Abb. 5) und ihr Vergleich mit den 1979 festgestellten Werten (EGLOFF 1979).
2. Biomassewerte und Mineralstoffgehalte (Kap. 3.9.) ermöglichen die Berechnung des flächenbezogenen Mineralstoffentzugs durch das Schnittgut; wir erhalten Hinweise für den Erfolg unserer Oligotrophierungsmassnahmen.
3. Die Werte der Biomasse-Fraktionen unterstützen die Daten der Vegetationserhebungen in der Frage nach der fördernden bzw. unterdrückenden Wirkung des Frünschnitts auf einzelne Arten.



N1: 1x jährlich Düngung mit NPK - fertilized once a year with PKN
 N2: 2x jährlich Düngung mit NPK - fertilized twice a year with PKN
 P1: 1x jährlich Düngung mit PK - fertilized once a year with PK
 P2: 2x jährlich Düngung mit PK - fertilized twice a year with PK

- 1: Frührschnitt im Juni und herbstlicher Streuschnitt (Juni-Variante)
 early mowing in June and litter mowing in autumn (June-treatment)
- 2: Frührschnitt im Juli und Herbstschnitt (Juli-Variante)
 early mowing in July and mowing in autumn (July-treatment)
- 3: nur Herbstschnitt (Mittelstreifen auf ehemaligen N-Parzellen: Herbst-Variante) - only mowing in autumn (autumn-treatment)

Die NPK-Varianten werden in der Folge auch Volldüngungs-, N- oder Stickstoff-Parzellen, die PK-Varianten Grunddüngungs-, P- oder Phosphor-Parzellen genannt.

The PKN-treatments are subsequently also called complete fertilization-, N- or nitrogen-plots, the PK-treatments are also called basic fertilization-, P- or phosphorus-plots.

Abb. 5. Anlage der Versuchsflächen der Lunnerallmündung

Fig. 5. Arrangement of the experimental plots on the Lunnerallmündung

3.2. REGENERATIONSEXPERIMENT LUNNERALLMEND

3.2.1. Veranlassung

Im Sommer 1980, im zweiten Düngungsjahr, wurden gegenüber 1979 noch drastischere Düngungseffekte festgestellt, was eine Fortsetzung des Eutrophierungssimulationsexperimentes als sinnlos erscheinen liess (s. Fragestellungen in Kap. 1 und Kap. 3.3.1.). Die Düngungsflächen stachen nämlich im Juli 1980 noch deutlicher aus der Umgebung heraus und wirkten teilweise als störende Inseln (Abb. P3, Kap. 4.2.5.). Dieser Eindruck führte zur Idee, ihre (Teil-)Rückführung anzugehen. Weil genaue Angaben zu den eingebrachten Mineralstoffmengen vorlagen, waren die Parzellen für ein Regenerationsexperiment besonders günstig.

3.2.2. Versuchsanlage und Ziele

Die ehemaligen Volldüngungsparzellen wurden in drei Streifen unterteilt (Abb. 5B) und wie folgt bewirtschaftet:

Variante 1 (Juni-Variante): Frühschnitt erste Hälfte Juni und Herbstschnitt

Variante 2 (Juli-Variante): Frühschnitt Mitte Juli und Herbstschnitt

Variante 3 (Herbst-Variante): nur herbstlicher Streuschnitt

Nebst seiner oligotrophierenden Wirkung hat der zusätzliche Schnitt im Frühsommer - es werden zwei Zeitpunkte getestet - zum Ziel, die unerwünschten, durch die Düngung geförderten Arten, die zum Schnittzeitpunkt in ihrer Entwicklung weiter sind als die sich spät entwickelnden Streuwiesenpflanzen, möglichst stark zu schädigen. Letztere haben zum Zeitpunkt der Mahd weniger Reserven mobilisiert und sollten von der Verbesserung der Licht- und eventuell auch der Raumverhältnisse profitieren können. Die Variante 3 soll zeigen, ob bei Herbstschnitt allein bereits Rückentwicklungstendenzen auftreten, oder ob die durch die Düngung ausgelösten Bestandesumschichtungen weiterlaufen. Referenz für den Erfolg der Massnahme ist die nie gedüngte und weiterhin nur im Herbst geschnittene unmittelbare Umgebung der Versuchsflächen. Das Schnittregime wurde während zwei Vegetationsperioden durchgeführt; im dritten Jahr erfolgte die abschliessende Erfassung der Auswirkungen.

Zwei mit viel Solidago bestandene Kontrollflächen (Nr. 2 und 8) wurden ebenfalls dem Regenerationsschnittregime unterworfen, indem sie gleich wie die ehemaligen N-Parzellen aufgeteilt wurden (Abb. 5B).

Der rechte Teil der Tabelle 3 orientiert über die durchgeführten Untersuchungen.

3.2.3. Bewirtschaftung

Vor dem Frühschnitt wurde zur Umschreibung des Schnittzeitpunkts die Phänologie der auffälligeren Arten kontrolliert. Da die Skala von DIERSCHKE (1972) dem Ueberlappen verschiedener phänologischer Phasen innerhalb derselben Art zu wenig gerecht wird, wurde sie modifiziert. In die Tabelle 4 wurden seltene Arten, Arten mit breitem phänologischen Spektrum (Cirsium arvense z.B. trägt auf demselben Individuum Knospen, offene und verwelkte Blüten) sowie schwierig zu beurteilende Arten (z.B. kleinblütige Kräuter) nicht aufgenommen.

Was der Vergleich der Schnittdaten vermuten lässt, bestätigen die phänologischen Kennwerte vom Juni 1982: Die Vegetation war in ihrer Entwicklung weiter fortgeschritten als 1981, der Schnitt erfolgte gegenüber 1981 zu spät. Nach einem anfänglichen Rückstand im Frühling hatte die Vegetation rasch aufgeholt. Auch im Juli 1982 wies sie gegenüber 1981 einen kleinen Vorsprung auf. (Die phänologische Aufnahme war jeweils zum gleichen Zeitpunkt erfolgt.)
Gemäht wurde mit einem Einachs-Motormäher. Das Schnittgut wurde unmittelbar nach der Mahd entfernt.

Tab. 4. Phänologische Umschreibung der Schnittzeitpunkte auf der Lunnerallmend

Table 4. Phenological characterization of times of mowing on the Lunnerallmend

Datum der phänolog. Aufnahme (Schnittzeitpunkt)	Phänologische Kennwerte einiger Pflanzenarten						
	Gräser				Kräuter		
	Molinia coerulea	Agrostis gigantea	Calamagrostis epig.	Festuca arundinacea	Inula salicina	Mentha aquatica	Valeriana officin.
1.6.1981 (2./3.6.1981)	1	1	1	4	1	1	3/4
11.6.1982 (15.6.1982)	1 (/5)	1	3	4-5	2	1	4
7.7.1981 (10.7.1981)	6	4	4/6	6/8	3 (/4)	2	6/7
7.7.1982 (14.7.1982)	5-7	4	4-8	9	3/4	2	7

Gräser:

- 1 ohne Blütenstand
- 2 Blütenstand erkennbar, doch noch umhüllt
- 3 Blütenstand fast vollständig sichtbar, z.T. noch umhüllt
- 4* Blütenstand frei, doch noch nicht entfaltet
- 5* Blütenstand entfaltet
- 6 erste blühende Aehrchen
- 7 voll aufgeblüht
- 8 verblüht (Antheren leer)
- 9 Halme verwelkt

* für Molinia coerulea zusammengefasst: 5

Kräuter:

- 1 ohne Blütenknospen
- 2 mit Blütenknospen
- 3 erste blühende Individuen, knospende jedoch noch dominierend
- 4 nur noch wenige Individuen mit Knospen
- 5 erste verblühte Individuen
- 6 blühende und verblühte Individuen, letztere dominierend
- 7 alle verblüht, fruchtend

3.3. DÜNGUNGSVERSUCH KLOTEN

3.3.1. Ausgangspunkt

Dieses Düngungsexperiment war als Ergänzung des Versuches auf der Lunnerallmend gedacht, weshalb sich seine Planung nach den dabei gemachten Erfahrungen richtete.

1. Auf den NPK-Parzellen der Lunnerallmend war es wegen der hohen Nährstoffgaben bereits in der ersten Vegetationsperiode zu überaus starken Veränderungen gekommen. Ziel wäre die Erfassung der ersten kleinen Verschiebungen gewesen.
2. Da sich die verabreichten Nährstoffkombinationen nicht nach dem Verhalten der einzelnen Nährstoffe im Boden richteten, ist die Simulation zum Teil als ungenügend zu bezeichnen. Weil Phosphat und Kalium in Mineralböden grundsätzlich gut zurückgehalten werden (s. EGLOFF 1983, Kap. 4.5.), kann die PK-Düngung nur für die oberflächliche Abschwemmung von Humuspartikeln (bei Riedern in Muldenlage mit Aeckern als Nachbarn) und bei angrenzenden organischen Böden als Simulation bezeichnet werden. Trotzdem brachten gerade die PK-Parzellen wertvolle Ergebnisse (EGLOFF 1983, Kap. 4.2.).

Diesen Lücken versuchte ein 1982 und 1983 auf dem Flughafengelände Kloten durchgeführter Versuch Rechnung zu tragen (Kap. 3.3.2.). Ueber die Boden- und Vegetationsverhältnisse orientiert Tabelle 6 (s. Riedfläche Nr. 2). Die Abbildung 6 zeigt den Düngungsversuch und seine unmittelbare Umgebung.

Da die Nullaufnahme verunmöglicht wurde (s. Kap. 3.4.1.), machte ich mir Ende September Notizen über die auffälligen Arten (z.B. Calamagrostis) und zum Zweitaufwuchs.



Abb. 6. Klotener Düngungsfläche (N, NK, NPK: s. Abb. 7)

Fig. 6. Fertilized plot near Kloten (N, NK, NPK: s. fig. 7)

3.3.2. Versuchsanlage

Mittels Mineraldüngergaben wurden drei Fälle von indirekter Düngung simuliert:

1. Stickstoffeintrag durch die Niederschläge: Verstärkung durch N-Gaben.
2. Einschwemmung von Harngülle (Jauche): NK-Düngung.
3. Einschwemmung von Vollgülle: NPK-Düngung.

Jeder Fall wurde in zwei Konzentrationsstufen getestet. Die Ausbringung der Mineralstoffe erfolgte in drei Portionen jeweils anfangs April, Mai und Juni. Ueber die Düngermenge gibt Abbildung 7 Auskunft. Für die Stickstoff- und Kaliumgaben wurden dieselben Mineraldünger wie auf der Lunnerallmend verwendet (Tab. 1). Die Auswahl des P-Düngers erfolgte aufgrund der Angaben von HASLER und HOFER (1979). Entleimtes Knochenmehl (30% P, 30% Ca, 10% org.C, 1% N) wurde dem in der Landwirtschaft gebräuchlicheren Thomasmehl vorgezogen, da dessen Phosphatgehalt Schwankungen unterworfen ist. Ammonsalpeter und Kalisalz wurden von Hand ausgestreut; das Knochenmehl, das auch bei scheinbarer Windstille verfrachtet wird, wurde mit Hilfe von Zitronensäure in Wasser aufgelöst und mit der Giesskanne verteilt.

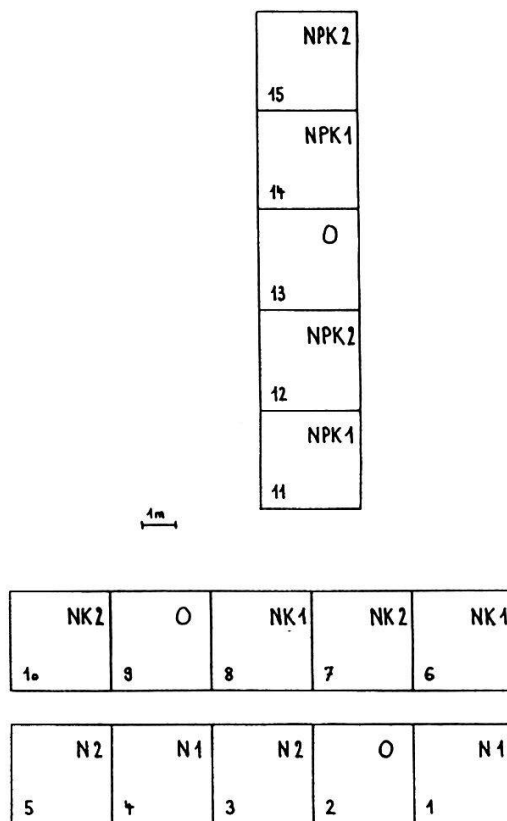


Abb. 7. Anlage des Klotener Düngungsversuchs

Fig. 7. Arrangement of the fertilization test near Kloten

O = ungedüngte Kontrollfläche (Nullparzelle) - unfertilized control plot

Jährliche Nährstoffgaben (in kg/ha) - yearly amount of nutrients:

N1: 20, N2: 40; NK1: 20 N, 35 K; NK2: 40 N, 70 K;

NPK1: 20 N, 7.5 P, 25 K; NPK2: 40 N, 15 P, 50 K

Tab. 5. Erhebungen im Rahmen der Klotener Versuche
Table 5. Investigations of the experiments near Kloten

Jahr	Düngungsversuch	Regenerationsexperiment
1982	<u>1. Düngungsjahr</u> V, Z, P	<u>1. Regenerationssaison</u> Herbst-Variante: V, Z Frühschnittvarianten: Z vor Schnitt, V und Z vom Zweitaufwuchs alle: P
1983	<u>2. Düngungsjahr</u> V, Z, P (wie 1982)	<u>2. Regenerationssaison</u> Herbst-Variante: V, Z Frühschnittvarianten: V und Z vor Schnitt und vom Zweitaufwuchs alle: P
1984	-	<u>3. Regenerationssaison</u> alle Varianten: V und Z vor Schnitt

P = Photographische Aufnahmen (Kap. 3.11.) - takings of photographs
V = Vegetationsaufnahmen (Kap. 3.5.) - relevés
Z = Individuenzählungen (Kap. 3.6.) - countings of individuals

(Tab. 6 s.S. 23)

Tab. 7. Phänologischer Zustand einiger Pflanzenarten zum Schnittzeitpunkt in Kloten

Table 7. Phenological characterization of times of mowing near Kloten

Fläche Nr.	Zeit- punkt	Pflanzenarten						
		Bromus erectus	Calama- grostis epig.	Descham- psia caesp.	Holcus lanatus	Poa praten- sis	Fili- pendu- la ulm.	Galium album
3.1 4	Juni	8	1	1	4-8	8	1	3/4
3.2 5	Juli	9	7/8	8	9	9	3/4	7
2	Juni* Juli	Agrostis gigantea	Molinia coerulea	Juncus subnodu- losus	Centaurea angusti- folia	Prunella vulgaris	Succisa praten- sis	
		1 7	1 7	1 7	1 4	1 4	1 2	

* Fruchtschläuche der Kleinseggen zum grössten Teil abgefallen
(Legende s. Tab. 4, S. 19)

Angaben zu den Stickstoffeinträgen durch die Niederschläge aus den Hydrologischen Jahrbücher der Schweiz (LANDESHYDROLOGIE 1979-1981) bildeten die Grundlage für die Festlegung der Stickstoff-Konzentrationsstufen. Die Werte der Stationen SMA Zürich, Dübendorf und Hausen a.A. liegen zwischen 10 und 30 kg pro Hektare und Jahr; rund zwei Drittel der Werte liegen zwischen 15 und 20 kg. Für die Berechnung der entsprechenden P- und K-Anteile wurden die Gehaltswerte für Harn- und Vollgülle von HASLER und HOFER (1979) herangezogen, wobei der Anteil an Phosphor, dem (bei der Planung dieses Versuchs erst vermuteten) Minimumnährstoff, verdoppelte wurde. Durch den Vergleich der NK- und NPK-Parzellen wird auf die Phosphoreffekte geschlossen werden können.

Da ich den Knotenbinsen aus dem Wege gehen wollte, war es nicht möglich, alle drei Streifen parallel zu legen (Abb. 7).

Die Versuchsfläche wurde wie auch die in Kap. 3.4. vorgestellten Regenerationstestflächen von Fixpunkten aus eingemessen und bodeneben markiert. Ueber die durchgeführten Erhebungen orientiert Tabelle 5. Im Herbst wurde die Fläche zusammen mit den Regenerationsflächen gemäht; das Schnittgut wurde unmittelbar nach der Mahd abgeführt.

Tab. 6. Vegetations- und Bodenverhältnisse der Klotener Versuchsflächen
Table 6. Vegetation and soil characteristics of the experimental plots near Kloten

Riedparzelle Nr. (s. Abb. 3) (Regenerations- fläche Nr.)	Vegetations- typisierung *	Bodenart	Weitere Boden- kennwerte	Bemerkungen zu den Standorts- verhältnissen	nach Pflege- plan von KLÖTZLI (1975)	nach Vegeta- tionskarte von KLÖTZLI (1962)
2	saure Pfeifen- graswiese <u>Molinia coeru- lea</u> , Kleinseg- gen, <u>Juncus</u> <u>subnodulosus</u>	vererdeter Nie- dermoortorf ab ca. 50 cm unter Flur Schlufflehm	pH(CaCl ₂): 6.2 (CaCO ₃): 1% pH: 7.6 (CaCO ₃): ca. 55%	bezüglich der Wasserverhält- nisse am wenig- sten gestörte Fläche	Streuwiese	v.a. mässig feuchtes und feuchtes Moli- nietum, z.T. Schoenetum fer- rugineum und Juncetum subno- dulosum
(3.1)	<u>Filipendula ul- maria</u> , <u>Holcus</u> <u>lanatus</u> , <u>Deschampsia</u> <u>caespitosa</u>	schwach toniger Lehm	pH(CaCl ₂): 0-10 cm: 6.8 10-20 cm: 7.0 darunter: 7.3 (CaCO ₃): 0-10 cm: 0.2% 10-20 cm: 2.7% 20-30 cm: 1.0% darunter: 0.2%	Schermäuse för- derten Bau- schutt zu Tage. Auch die CaCO ₃ - werte weisen auf eine Ueber- schüttung hin. (s.Kap. 2.2.1.)	(nicht einge- tragen)	Mesobrometum/ trockenes Molinietum und Filipenduletum
3	(3.2) <u>Calamagrostis</u> <u>epigeios</u>					
4	<u>Galium album</u> , <u>Cirsium arvense</u> , <u>Holcus lanatus</u> , <u>Calamagrostis</u> <u>epigeios</u>	bis ca. 20 cm: schwach sandi- ger Lehm, darunter schwach toniger Lehm	pH(CaCl ₂): oberhalb 40 cm unter Flur: 7.3 darunter: 7.1 (CaCO ₃): oberhalb 40 cm: ca. 20% unterhalb: ca. 0.2%	pH- und CaCO ₃ - Profil deuten auf eine Ueber- schüttung im Verlauf der Bauarbeiten hin	Streuwiese, gestört	Mesobrometum/ trockenes Molinietum
5	<u>Juncus inflexus</u> , <u>Solidago sero- tina</u> , <u>Equisetum pa- lustre</u> , <u>E. arvense</u>	schwach sandi- ger Lehm, ab ca. 40 cm Sand mit Kies	pH Oberboden: 7.2 Oberboden schwach karbo- nathaltig (nach SCHRÖDER 1972)	<u>Juncus</u> siedelt in den von den Bauarbeiten verursachten Karrenspuren (s.Kap. 2.2.1.)	(nicht einge- tragen)	dichter Busch

* Die dominierenden Arten, die für die Wahl der Versuchspartzen verantwortlich waren, sind unterstrichen - underlined species were responsible for choice of experimental areas

3.4. REGENERATIONSEXPERIMENT KLOTEN

3.4.1. Vorbemerkungen

Im Gegensatz zum Regenerationsexperiment auf der Lunnerallmend wurde hier von stark veränderten Riedflächen ausgegangen, die zum grossen Teil nur noch wenige typische Streuwiesenpflanzen tragen. Da eine mögliche Regeneration des früheren Zustands wohl kaum erreichbar sein wird, müsste gemäss der Bemerkung in Kapitel 1 der Begriff Regeneration konsequenterweise vermieden werden.

Die Auswahl der Versuchsflächen erfolgte bei Begehungen im Juli 1981. Auswahlkriterien waren "störende", d.h. in grosser Zahl in Riedern unerwünschte Arten, die dominierten und mehr oder weniger homogen eine Fläche von ca. 1 Are bedeckten. Falsche Informationen hatten zur Folge, dass die Riedflächen bereits Mitte August 1981, bevor ich meine Versuchsflächen hatte markieren können, gemulcht worden waren, so dass die geplante Nullaufnahme auf allen späteren Düngungspartzen und Bewirtschaftungsvarianten ins Wasser fiel. Den Ausgangszustand der Regenerationsflächen repräsentieren nun die Zählungen vor dem ersten Frühschnitt 1982 sowie die Aufnahme der Herbst-Variante im Jahre 1982.

3.4.2. Charakterisierung der Versuchsflächen

Tabelle 6 stellt die fünf Regenerationsflächen vor. Höchstens zwei (3.1 und 4) sind vergleichbar.

3.4.3. Versuchsanlage

Bezüglich der Bewirtschaftungsvarianten bestehen keine Unterschiede zur Lunnerallmend (s. Kap. 3.2.2.). Doch verlangten die Vegetationsverhältnisse eine Aneinanderreihung der je 25 m² grossen, durch einen 1m breiten Streifen voneinander getrennten Juni-, Juli- und Herbstschnittpartzen. Ueber die durchgeführten Erhebungen orientiert Tabelle 5.

3.4.4. Bewirtschaftung

Im Unterschied zur Bewirtschaftung der Regenerationsflächen der Lunnerallmend kann auch der herbstliche Schnittzeitpunkt von uns bestimmt werden. Sonst wurde gleich vorgegangen (siehe Kap. 3.2.3.).

Schnittdaten: 1982: 8. Juni, 15. Juli, 29. und 30. September

1983: 9. Juni, 12. Juli, 6. Oktober

1984: 6. Juni, 18. Juli, 3. Oktober

Tabelle 7 enthält die phänologische Charakterisierung der Schnittzeitpunkte.

Auf den Flächen 2, 3.1, 3.2 und 4 wird das Experiment weitergeführt, wobei das Bewirtschaftungsregime entsprechend der Vegetationsentwicklung modifiziert wird. So wurde z.B. die Juni-Variante 3.2, welche bereits am Anfang etwas ärmer an Calamagrostis epigeios und reicher an Molinia coerulea war als die beiden anderen Varianten, 1984 aufgrund der Erhebungen im Sommer 1983 nur im Herbst geschnitten.

3.5. VEGETATIONS-AUFNAHMEN

1978, vor Beginn des Düngungsversuchs, erfolgte nur auf den späteren N1-Parzellen (Abb. 5) eine Vegetationsaufnahme nach BRAUN-BLANQUET (1964). 1979 wurde die Braun-Blanquet-Skala im unteren Bereich durch Einführung von Zwischenstufen (z.B. 1-2) etwas verfeinert. Die 1981 vorgenommene weitergehende Verfeinerung richtete sich nach den Hilfstafeln von GEHLKER (1977). Wegen der Grösse der Aufnahmeflächen (8 m^2 bzw. 25 m^2) war die Skala von LONDO (1975) nicht anwendbar. Aufgenommen wurden die Blütenpflanzen und die Schachtelhalme (Nomenklatur nach HESS et al. 1972-1977); die Moose blieben unberücksichtigt.

Ab 1981 wurde zusätzlich vermerkt, ob die Art auch in fertilem oder nur in sterilem Zustand vorkam. Bisweilen wurden im Laufe des Juni in einer Teilaufnahme die fertilen Seggen (*Carex spec.*) sowie weitere noch erfassbare Frühblüher notiert. Auf den Parzellen ohne Frühschnitt erfolgte die Hauptaufnahme im Zeitraum zweite Hälfte Juli/Anfang August. Dieser Zeitraum ist für Vegetationsaufnahmen in niederwüchsigen Riedwiesen als ideal zu bezeichnen, da nur wenige Arten bereits verblüht sind und ferner restlos beurteilt werden kann, ob eine Art fertil oder nur vegetativ vorkommt, da zumindest Blütenknospen erkennbar sind. Für hochwüchsige Pfeifengraswiesen und Hochstaudenrieder ist ein Aufnahmezeitpunkt um die Julimitte zu empfehlen, da die Ende Juli erreichte Vegetationshöhe die Beurteilung der Deckungsgrade erschwert. Anfang September erfuhren die Aufnahmen eine Ergänzung durch die Spätblüher (*Gentiana*, *Parnassia*). Von der Vegetation der Klotener Frühschnittflächen wurde im zweiten und dritten Regenerationsjahr auch vor dem Schnitt eine Aufnahme gemacht. Sonst wurde mit Vegetationsaufnahmen nur der Zweitwuchs protokolliert; derjenige der Juni-Varianten ca. Mitte August, derjenige der Juli-Varianten anfangs September.

Zur Vermeidung von Trittschäden wurden die Versuchsflächen kaum betreten, weshalb die Aufnahmen keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben (Dies betrifft insbesondere die nur steril vorkommenden Gräser.). Doch die Fragestellungen (Zurückdrängung häufig vorkommender unerwünschter Arten; Forderung typischer Riedpflanzen; Testen von Ueberwachungsmethoden u.a.) verlangen dies auch nicht.

Auf der Lunnerallmend traten auf den trockeneren Versuchsflächen oft *Molinia*-Individuen mit *Litoralis*-Habitus auf, die jedoch aufgrund der Merkmalsanforderungen von HESS et al. (1972-1977) höchst selten als *M. litoralis* angesprochen werden konnten. Es kann sich um eine Varietät vom *M. coerulea* oder um einen Bastard handeln. In der Folge ist demnach lediglich von *Molinia coerulea* die Rede.

Die Tabellen 8 (Lunnerallmend) und 5 (Kloten) geben eine Zusammenstellung sämtlicher vorliegender Aufnahmen und 0.25 m^2 -Zählungen (s. Kap. 3.6.).

3.6. INDIVIDUENZAEHLUNGEN

Um feine Unterschiede erfassen zu können und für kleine Veränderungen ein objektive(re)s Mass zu besitzen, wurden auch Individuenzählungen vorgenommen.

Auf jeder Bewirtschaftungsvariante der Regenerationstestflächen, auf den Kontroll- und ehemaligen PK-Flächen der Lunnerallmend sowie auf den Klo-

tener Düngungsparzellen wurden drei Stellen markiert, die jeweils die linke untere Ecke des 0.25 m² grossen Zählrahmens bildeten. In der unmittelbaren Umgebung der Versuchsflächen wurde der Zählrahmen willkürlich ausgeworfen. Die Zählungen erfolgten unmittelbar vor dem Schnitt. Die fertilen und sterilen Individuen wurden getrennt aufgenommen; im Juni war dies jedoch wegen des Entwicklungsstands der Vegetation kaum möglich. Auf den Protokollen der Juni-Varianten fehlen deshalb z.B. Molinia und Agrostis.

Für die statistische Auswertung (Kap. 3.7.) wurden die Werte der Blüten bzw. -knospen tragenden und der nur vegetativ vorkommenden Individuen addiert. Eine getrennte Behandlung erfuhren lediglich die Individuen von Centaurea angustifolia in Kap. 4.1.1.

Bei der Erfassung des Zweitaufwuchses machten Inula salicina, Pulicaria dysenterica, Lythrum salicaria und Lysimachia vulgaris Schwierigkeiten, da einem abgeschnittenen Stengel öfters mehrere Stengel entsprossen. Da das Zählen eine rationelle Kontrollmethode sein soll, wurden von Filipendula ulmaria, deren Wuchsform Schwierigkeiten macht, nur die Stengel mit Blüten(knospen) erfasst. Das sich stark verzweigende und deshalb ein Gewirr bildende Galium album wurde überhaupt nicht gezählt, nachdem zuerst dasselbe wie bei Filipendula versucht worden war.

Tab. 8. Vegetationserhebungen auf der Lunnerallmend
Table 8. Investigation of vegetation on the Lunnerallmend

Jahr	Düngungsflächen	Kontrollflächen	Regenerationsflächen (ehem. N-Parzellen, ab 1981)
1978	V auf N1	V	
1979 Düngungs- 1980 jahre	V auf N und P	V -	
1981 Jahre mit 1982 Frühschnitt	(V,Z auf N(HV)) P: V und Z (nur 1981)	V und Z	HV: V, Z FV: vor Schnitt Z, im Herbst V und Z
1983	(V,Z auf N(HV)) P: V und Z (wie 1981)	V und Z	V und Z

- N = Stickstoff-Parzellen (N1: s. Abb.5A, Kap. 3.1.2.) - plots fertilized with PKN
P = Phosphor-Parzellen (Kap. 3.1. - plots fertilized with PK
HV = Herbst-Variante (Kap. 3.2.) - treatment with mowing in autumn
FV = Frühschnittvarianten (Kap. 3.2.) - treatments with additional early mowing
V = Vegetationsaufnahmen (Kap. 3.5.) - relevés
Z = Individuenzählungen (Kap. 3.6) - countings of individuals

3.7. STATISTISCHE AUSWERTUNG DER VEGETATIONS DATEN

Die Vegetationsaufnahmen und die Individuenzählungen wurden für jede Versuchsfläche getrennt ausgewertet.

3.7.1. Datenaufbereitung Lunnerallmend

Die Werte der drei 0.25 m²-Zählungen wurden zu m²-Angaben umgerechnet, wobei die Zahlen fertiler und steriler Individuen addiert wurden. Succisa pratensis und Symphytum officinale konnten nicht berücksichtigt werden, da ihre fertilen Individuen eine von Individuum zu Individuum unterschiedliche Stengelzahl besitzen. Diese wurden zwar auch erfasst, doch wäre eine Addition mit den nur vegetativ vorkommenden Individuen fragwürdig.

Nicht nur bei der statistischen Auswertung liegt das Schwergewicht auf den einzelnen Arten, um zu den diagnostisch, d.h. für die floristische Ueberwachung von Riedgebieten brauchbaren zu gelangen. Um in die Datenmatrize aufgenommen zu werden, musste die einzelne durch Zählungen erfasste Art deshalb folgende Bedingungen erfüllen:

- auf mindestens drei der fünf Varianten (3 Bewirtschaftungsvarianten, ehemalige PK-Parzelle, ungedüngte Umgebung) vorkommend
- mit mehr als 3 Individuen pro Quadratmeter auftretend

Keine Berücksichtigung fanden die Deckungsgrade folgender Gruppen:

- a) Cyperaceae, fast ausschliesslich Gattung Carex, mit Ausnahme von Carex acutiformis (auf Fläche 20 dominierend). Grund: z.T. unsichere Angaben, da Bestimmung im sterilen Zustand; 1980 nicht aufgenommen; diagnostisch kaum geeignet.
- b) Selten, z.T. nur zufällig (nicht) erfasste Arten (Kap. 3.5.). Grund: Vermeidung von die Interpretation der Resultate erschwerenden, eventuell sogar verzerrenden "Nebengeräuschen".
- c) Unauffällige Arten, auch wenn häufig auftretend (vor allem Potentilla erecta). Grund: wie b).
- d) Konstante Arten, in sämtlichen Jahren und auf allen Varianten nur mit Deckungswerten von 1 und/oder 3% notiert. Diagnostische Bedeutung somit schon im voraus absehbar.

Für die statistische Auswertung wurden die Deckungswerte zu Prozentzahlen transformiert.

3.7.2. Datenmatrizen Lunnerallmend

Für jede Versuchsfläche wurden gemäss den in Kap. 3.7.1. aufgeführten Kriterien drei Datenmatrizen zusammengestellt. Die Matrizen 1 und 2 wurden den in Kap. 3.7.4. beschriebenen Analysen unterzogen, Matrix 3 nur den in Kap. 3.7.4.2. erwähnten.

Datenmatrix 1, Düngungsexperiment: Deckungsgrade 1978-1983 der N- (ab 1981 nur der Mittelstreifen) und P-Parzellen sowie benachbarter, zur gleichen Vegetationseinheit gehörender Kontrollflächen.

Datenmatrix 2, Regenerationsexperiment I: Individuenzählungen und Deckungsgrade der Jahre 1981-1983, von den Frühschnittvarianten nur diejenigen von 1983 (1981 und 1982 wurde nur der Zweitaufwuchs aufgenommen),

sowie die entsprechenden Werte der ehemaligen P-Parzellen, die Zählraten der ungedüngten unmittelbaren Umgebung und die Werte benachbarter Kontrollflächen. Die Zählraten der Umgebung wurden mit den Deckungsgraden der Aufnahmen von 1978 ergänzt.

Datenmatrix 3, Regenerationsexperiment II: Zählraten der Jahre 1981-1983 sämtlicher Bewirtschaftungsvarianten, ohne diejenigen des Zweitaufwuchses, sowie die Werte der ungedüngten Umgebung.

Die Juni-Werte von Molinia coerulea, zu diesem Zeitpunkt noch ohne Blütenstand, wurden inter- bzw. extrapoliert. Agrostis gigantea musste weggelassen werden, weil dasselbe, mit Ausnahme von Fläche 18, nicht möglich war. Das ist bedauerlich, denn Agrostis spielte auf mehreren Flächen eine zentrale Rolle.

3.7.3. Datenaufbereitung und Datenmatrizen Kloten

3.7.3.1. Düngungsversuch

Arten, die nur auf einer oder zwei der insgesamt 15 Düngungsparzellen durch Zählungen erfasst wurden, fanden in der Datenmatrix keine Aufnahme. Aus den Aufnahmen wurden nur die Deckungsgrade derjenigen Arten übernommen, bei denen 1983 gegenüber 1982 deutliche Änderungen notiert wurden.

Nachträglich eliminiert wurden die Halmzahlen von Molinia sowie die als Summen übernommenen Halmzahlen der Carex-Arten (vor allem Carex hostiana und C. panicea; wenig C. flacca, C. flava und C. gracilis). Molinia und Carex spec. nahmen zwar bezüglich der Beiträge zur Erklärung der Gesamtvarianz die Ränge 1 und 2 ein, doch spiegeln sich in ihren Halmzahlen die jährlichen Schwankungen sowie die kleinflächige Heterogenität der Vegetation, die durch drei Zählquadrate à 0.25 m² nicht "ausgeglichen" werden konnte.

Folgende Arten bilden das Kap. 4.3. zugrundeliegende Datenpaket:

Gräser: Deschampsia caespitosa*

Festuca arundinacea und F. pratensis (zusammengefasst)

Festuca rubra*

Holcus lanatus*

Phragmites communis

Kräuter: Cirsium palustre*

Filipendula ulmaria*

Lathyrus pratensis

Lysimachia vulgaris*

* Arten, die mit ihren Individuenzahlen und Deckungsgraden aufgenommen wurden.

3.7.3.2. Regenerationsexperiment

Wie vor allem in Kap. 3.4.2. dargelegt wurde, sind die fünf Versuchsflächen zu verschieden, als dass sie gemeinsam ausgewertet werden könnten. Dies und die kurze Versuchsdauer haben Datenmatrizen von geringem Umfang zur Folge, so dass die Auswertung ohne EDV-Hilfe auskommt. Ueber die Datengrundlage gab bereits Tabelle 5 Auskunft. Vor dem ersten Frühschnitt (1982) waren keine Aufnahmen gemacht worden. Die Daten zum Zweitaufwuchs wurden nicht in die Matrix integriert.

Folgende Kriterien waren bei der Zusammenstellung der Datenmatrizen

massgebend: Die Arten mussten auf mindestens zwei der drei Varianten vorkommen und auf ebenso vielen Varianten eindeutige Veränderungen zeigen. Ein Wechsel von 1% zu 3% Deckung oder umgekehrt wird dabei nicht als eindeutig betrachtet. Ebenso wurden Arten, die nur mit 1-4 Individuen pro m² vorkamen, weggelassen, weil bei einer derart geringen Gesamtindividuenzahl bereits ein übersehenes Individuum ins Gewicht fällt. Grundsätzlich unberücksichtigt blieben die Cyperaceae. In Ausnahmefällen wurden auch Arten übernommen, die die Kriterien nicht erfüllen. Das können z.B. Arten sein, die auf ein Schnittregime stark reagierten. Wenn die Zählraten einer bestimmten Art die Kriterien erfüllten, wurden die Deckungsprozentwerte auch dann übernommen, wenn sie den Kriterien nicht entsprachen.

Wie bereits beim Düngungsversuch (Kap. 3.7.3.1.), wurden nah verwandte, schlecht unterscheidbare Arten zusammengefasst, z.B. Poa pratensis und P. trivialis.

3.7.4. Statistische Analysen

3.7.4.1. Diskriminanzanalyse

Mit Hilfe der Diskriminanzanalyse können diejenigen Arten eruiert werden, die Gruppen von Aufnahmen am besten trennen. Ihre Resultate geben aber kaum Auskunft über Entwicklungstendenzen; sie ist also gerade für den langjährigen Düngungsversuch auf der Lunerallmend ungeeignet. Sie hilft aber bei der Eruiierung derjenigen Arten, die am stärksten auf die Düngung bzw. das Schnittregime reagierten, für den ersten Fall also der Arten, denen bei der Ueberwachung von Schutzgebieten am meisten Beachtung geschenkt werden muss.

Die in dieser Arbeit verwendete "stepwise discriminant analysis" (Programm 7M aus DIXON 1981) bildet Diskriminanzfunktionen (kanonische Variablen) zur Trennung vorgegebener Gruppen, indem sie schrittweise Merkmale (in unserem Fall Deckungsgradwerte oder Zählraten) auswählt. Die zuerst gewählte Variabel trennt die Gruppen am besten; wenn ein weiteres Merkmal keine signifikant bessere Trennung ergibt, wird die Analyse abgebrochen. Anschliessend werden die nicht eingeteilten Fälle den vorgegebenen Gruppen zugeordnet. Ein "Fall" entspricht hier einer mit Zählraten ergänzten reduzierten Vegetationsaufnahme (Kap. 3.7.1.).

Für die in Kapitel 4.4.3. zur Besprechung gelangenden Analysen der Regenerationsexperimente auf der Lunerallmend wurden folgende Gruppen vorgegeben:

- a) 1. ungedüngt - 2. Herbst-Variante am Schluss (1983)
 Zugeordnet werden: Juni- und Juli-Varianten 1983
- b) 1. Herbstvariante - 2. Juni-Variante - 3. Juli-Variante (alle 1983)

3.7.4.2. Gruppierungs-/Cluster- und Korrespondenzanalyse

Was die Diskriminanzanalyse nicht zu erfüllen vermag, wird mit diesen Analysen angestrebt. Es sollen Entwicklungstendenzen, "verwandschaftliche Beziehungen" und Ähnlichkeiten zwischen den verschiedenen Aufnahmen aufgezeigt werden (z.B.: Zeigen die Frühschnittvarianten eine Tendenz, sich der ungedüngten Umgebung anzugleichen? Stabilisiert sich die Vegetation auf den Herbstschnittvarianten?).

Die Clusteranalyse liefert einen "Ähnlichkeitsbaum" (Dendrogramm) der Aufnahmen. Die Resultate der Korrespondenzanalyse, Koordinaten für alle

Aufnahmen, lassen sich in einem zwei- oder dreidimensionalen Koordinatensystem darstellen (Ordination). Der Abstand zwischen den Aufnahmen ist ein Mass für ihre Verwandtschaft.

Beide multiplen Analysen wurden mit dem Programmpaket von WILDI und ORLOCI (1983) durchgeführt. Alle im folgenden erwähnten Programmnamen beziehen sich auf dieses Handbuch:

- In einem ersten Schritt wurden die Daten (= Deckungsprozentwerte und Zählraten) zu ihren "Abweichungen vom Erwartungswert" (deviation from expectation) transformiert (INIT, Option 3).
- Die Clusteranalyse (CLTR) wurde mit Option 2 (complete linkage clustering) durchgeführt. Die ihr zugrunde liegende Ähnlichkeitsmatrix wurde mit dem "Koeffizienten von van der Maarel" berechnet (RESE, Option 7). Die Analyse liefert ein Aufnahme- oder Artendendrogramm.
- Die Korrespondenzanalyse und die Ordination deren Resultate seien etwas näher erläutert, da sie die wichtigste Grundlage für die Aussagen in den Kap. 4.2.1. 4.2.2., 4.3.2. und 4.4.3. bilden:

Man muss sich die Gesamtheit aller Arten als mehrdimensionales Achsensystem vorzustellen versuchen, in dem jede Art eine Dimension, eine Achse bildet. (Die mit dreidimensionalen Abbildungen versehenen Erklärungen von GROENEWOOD (1965) sind dazu sehr hilfreich.) Die Skalierung der Achsen entspräche unseren (transformierten) Deckungsprozentwerten. Nun lässt sich jede Aufnahme in diesem System als ein Punkt darstellen. Programm RESE vergleicht nach einem bestimmten (gewählten) Ähnlichkeitsmass alle Arten (Achsen) miteinander. Bei zehn Arten erhalten wir somit eine Ähnlichkeitsmatrix von 100 Werten. Auf den (transformierten) Daten und der Ähnlichkeitsmatrix aufbauend spannt nun das Programm PCAB, das aufgrund der bisher getroffenen Entscheide (= der gewählten Optionen) eine Korrespondenzanalyse durchführt, über das bestehende Achsensystem ein neues auf, wobei die erste Achse so gelegt wird, dass sie ein Maximum der Gesamtvarianz erklärt. Die zweite Achse steht senkrecht zur ersten und erklärt ein Maximum an Restvarianz. Bei der Festlegung der weiteren Achsen geht PCAB analog vor. Auf diese Weise kann die Gesamtzahl der Achsen, die ursprünglich je für eine Art standen, reduziert werden; die Merkmale (hier Arten) werden zusammengefasst (aber nicht addiert). Das Programm PCAB liefert folgende Informationen:

- Prozentuale Beiträge der einzelnen neuen Achsen zur Erklärung der Gesamtvarianz. (Diese sind jeweils im Abbildungstext aufgeführt.)
- Koordinaten der Aufnahmen, die mit Programm ORDB dreidimensional dargestellt (ordiniert) werden, wobei die Achsen gewählt werden können. In dieser Arbeit wurden immer die ersten drei (neuen) Achsen berücksichtigt.
- Koeffizienten, die ein Mass für die Übereinstimmung der alten mit den neuen Achsen sind. Bei Diagramm 3-A (Abb. 17) z.B. haben die alten Achsen Solidago serotina und Molinia coerulea bei der neuen 1. Achse die grössten Koeffizienten. Man kann deshalb sagen, dass diese beiden Arten bezüglich der 1. Achse den grössten Beitrag zur Erklärung der Varianz liefern. In unserem Fall lassen sich die von PCAB festgelegten neuen Achsen häufig mit nur zwei, drei Arten (= alte Achsen) erklären. Es ist auch möglich, dass eine Art an zwei neuen Achsen wesentlichen Anteil hat.

3.8. PRODUKTIONSMESSUNGEN

Im Rahmen des Regenerationsexperimentes auf der Lunnerallmend schnitten wir jeweils unmittelbar vor dem Schnitt auf der jeweiligen Bewirtschaftungsvariante und in der ungedüngten Umgebung der Versuchsflächen Nr. 1, 3, 6, 13, 14, 15 und 20 je drei Biomasse-Proben von 0.25 m². Im Herbst wurden auch vom Zweitaufwuchs der Frühschnitt-Varianten und auf den ehemaligen P-Parzellen Proben genommen (Tab. 3).

Die 0.25 m² grossen Schnittkreise auf den Bewirtschaftungsvarianten wurden eingemessen; in beiden Jahren wurde an derselben Stelle abgeerntet. Für die Probenahme in der Umgebung wurde der ringförmige Schnittrahmen willkürlich ausgeworfen. Die oberirdische Biomasse wurde bis auf ca. 3 cm über Grund abgeschnitten, anschliessend im Labor sortiert (Gras-Fraktion, Fraktionen dominierender Kräuter*, Kräuter-Restfraktion) und schliesslich im Trockenschrank getrocknet (16 Stunden mit Frischluft bei 80°C plus 8 Stunden mit Umluft bei 105°C).

* "Kräuter" ist als "landwirtschaftliche Artengruppe" zu verstehen.

3.9. MINERALSTOFFANALYSE DES SCHNITTGUTS

Nachdem die Biomasseproben (Kap. 3.8.) der N1-Parzellen der Flächen 3, 13, 14, 15 und 20 sowie die entsprechenden Referenzproben aus der Umgebung sortiert und getrocknet worden waren, wurden sie mit der Schere in kleine Stücke geschnitten und anschliessend gemahlen.

Der Gesamtstickstoffgehalt wurde nach der Kjeldahl-Methode bestimmt (mit geringen Modifikationen nach SCHLICHTING und BLUME 1966), wobei die Einwage an Pflanzematerial 0.4 g betrug.

Bei der Bestimmungen der P- und K-Gehalte richteten wir uns nach den Anleitungen der Eidg. land. Forschungsanstalten (s. z.B. FAP 1975-1977). Die 5 g-Proben wurden 3 Stunden lang bei 540°C trocken verascht und anschliessend in 25%iger Salzsäure gekocht. Die Phosphorbestimmung erfolgte kolorimetrisch als gelber Phosphorvanadomolybdat-Komplex mit einem Spektralphotometer (Philipps SP-6-550) bei 420 nm, während die Kaliumgehalte mit einem Atomabsorptionsspektrometer (Perkin-Elmer 373) bei 766.5 nm bestimmt wurden.

3.10. BODENKUNDLICHE METHODEN

Die Versuche wurden von keinen Bodenuntersuchungen begleitet. Die wenigen durchgeführten bodenchemischen- und physikalischen Analysen dienten der Charakterisierung der Versuchsflächen (Kap. 2.1.1., 3.4.2., Tab. 6).

- **pH-Wert:** In Wasser- und 0.01 m CaCl₂-Suspension (nach FAP 1975-1977).
- **CaCO₃-Gehalt:** Nach Scheibler (SCHLICHTING und BLUME 1966).
- **Gehalt an Organischer Substanz:** Bestimmung des Gehalts an organischem Kohlenstoff nach Walkley und Black (STICHER et al. 1971). Multiplikation der Werte mit 2 (nach SCHROEDER 1972).
- **Korngrössenfraktionen:** Nach STICHER et al. (1971); Modifikation: nicht mit luftgetrockneter, sondern mit bei 105°C getrockneter Feinerde.

3.11. PHOTOGRAPHISCHE AUFNAHMEN

Unmittelbar vor den Frühschnitt-Terminen und im Abstand von ca. einem Monat wurde die Vegetation aller Regenerationsflächen jeweils von denselben Stellen aus photographisch festgehalten. Ebenfalls in Monatsintervallen wurden die Klotener Düngungsflächen aufgenommen, während von den ehemaligen PK-Parzellen der Lunnerallmend nach 1979 nur noch sporadisch Aufnahmen gemacht wurden. Verwendet wurden ein Weitwinkelobjektiv ($f=28$ mm), Normalfarben-Diafilme und teilweise eine Kiste als "Aufnahmewarte".

4. ERGEBNISSE

4.1. UNTERSUCHUNGEN AN NICHT EXPERIMENTELL BEEINFLUSSTER RIEDVEGETATION AUF DER LUNNERALLMEND

4.1.1. Ausmass der jährlichen Schwankungen bei der Individuen- bzw. Halmzahl von Streuwiesenpflanzen (Tab. 9)

In die Auswertung wurden nur die Zählraten der Kontrollflächen einbezogen, welche 1981 und 1983 in der Zeit von Ende Juli bis Mitte August erhoben worden waren. Bei den in die Tabelle 9 aufgenommenen Flächen handelt es sich durchwegs um Pfeifengraswiesen, wobei die Nummern 9, 17 und 19 als nasse Pfeifengraswiesen mit Anklängen an Kleinseggenrieder anzusprechen sind.

Aus der Tabelle 9 lässt sich folgendes herauslesen:

- Molinia coerulea: Die Zahl ihrer Blütenstände nahm auf 6 Flächen, z.T. sehr deutlich, ab, während sie auf zweien deutlich anstieg.
- Inula salicina und Mentha aquatica nahmen auf 7 der insgesamt 8 Flächen zu.
- Phragmites communis hat auffällige Zunahmen zu verzeichnen; die Deckungsprozentwerte spiegeln dies aber nur zum Teil wider.
- Centaurea angustifolia zeigt ein "Abwechseln von fertilen und sterilen Phasen".

Die Abnahme von Molinia und gleichzeitige Zunahme der eher (wechsel)-trockenere Verhältnisse bevorzugenden Inula könnten mit dem trockenheissen Sommer 1983 in Verbindung gebracht werden (s. aber auch 4.1.2.b, Punkt 4), wenn auf allen Flächen dieselbe Beobachtung gemacht worden wäre. Zudem hätte Molinia gerade auf der nassen Fläche 19 eher von den tieferen Grundwasserständen profitieren müssen. Ebenso schwer zu erklären ist das Verhalten von Phragmites communis. Es leuchtet ein, dass Arten mit unterirdischen Verbreitungsorganen jedes Jahr an anderen Stellen oberirdische Sprosse treiben, so dass die Zahl der in den Zählquadraten erfassten Individuen schwankt; doch hätten deshalb nicht auf allen Flächen derart starke Zunahmen festgestellt werden dürfen. Angesichts der trockenen Sommermonate im Jahre 1983 (Tab. 15) erstaunt das Verhalten von Phragmites noch mehr.

Bei der Beurteilung von Zählungen auf Dauerquadraten in der Randzone von Riedern oder auf Flächen, deren Bewirtschaftung vom Streuwiesenschnittregime abweicht, sind diese natürlichen Schwankungen zu berücksichtigen (s. Kap. 5.5.).

4.1.2. Mineralstoffgehalt der Vegetation und Biomasse im Verlauf der Vegetationsperiode

Die in den Tabellen 10-14 dargestellten Werte erlauben folgende Feststellungen:

4.1.2.1. Mineralstoffgehalte:

1. In einer früheren Arbeit (EGLOFF 1983, Kap. 3.3.) wurde gezeigt, dass

Tab. 9. Schwankungen bei der Zahl der Blütenstände bzw. Halme oder Rosetten einiger Arten der Kontrollflächen
Table 9. Fluctuations of the number of inflorescences resp. stalks or rosettes

IZ = Individuenzahl - number of individuals

Fläche Nr.	Jahr	Arten										
		Molinia coerulea			Phragmites communis		Inula salicina	Mentha aquatica	Centaurea angustifolia			
		IZ/0.25 m ²			IZ/m ²	Deckung %	IZ/m ²	IZ/m ²	IZ/0.75 m ²			
		A	B	C					fertil	steril		
8	1981	30	10	30	93	5	7	23	1	-		
	1982	50	24	67	188	3	7	41	-	-		
	1983	55	18	38	148	3	24	45	3	2		
9	1981	12	9	4	33	5	-	3	4	-		
	1983	24	40	26	120	9	45	7	3	-		
10	1981	19	19	30	91	3	-	3	29	-		
	1983	26	14	9	65	5	7	5	31	-		
11	1981	20	26	55	135	5	-	23	12	2		
	1983	29	16	50	127	5	12	28	16	-		
12	1981	11	23	14	64	1	-	4	27	2		
	1983	11	12	11	45	1	1	4	37	1		
17	1981	34	14	38	115	5	-	17	8	-		
	1983	6	6	12	32	5	3	23	16	-		
19	1981	3	11	1	20	5	-	-	-	-		
	1983	-	1	-	1	5	39	-	-	-		
24	1981	41	20	15	101	3	-	11	36	6		
	1983	8	6	8	29	5	3	15	40	1		

die N- und K-Gehalte des Schnittguts der Monate Juni und Juli aufgrund zahlreicher Grünland-Düngungsversuche als (für K knapp) durchschnittlich bezeichnet werden können, wobei die Juni-Werte z.T. sehr deutlich über dem Durchschnitt liegen. ("Durchschnittlich" bedeutet "für Futtergrünland gerade ausreichend".) Streuwiesen wurden früher bei Futtermangel bisweilen bereits im Sommer gemäht. Die Werte zeigen, dass das dabei gewonnene Heu, zumindest hinsichtlich der Gehalte an N und K, nicht von schlechter Qualität war. Sehr gering sind hingegen die P-Gehalte (näheres bei EGLOFF 1983, Kap. 3.3.1.).

2. Erwartungsgemäss tief sind die Mitte September festgestellten Gehalte. Nebst dem Verdünnungseffekt* ist dafür a) für P und N der bereits stattfindende Nährstoffrückzug und b) für K die Auswaschung (MORTON 1977) verantwortlich.

* FINK (1976) definiert den Verdünnungseffekt als "Absinken der Konzentration von mineralischen Nährelementen trotz steigender Menge in der Pflanze; bedingt durch die relativ stärkere Produktion organischer Substanz" (S. 44).

4.1.2.2. Erträge (s. auch Abb. 29-34 in Kap. 4.2.3.):

Die im folgenden diskutierten Daten zu den Wetterverhältnissen stammen von der weiter oben am Reusslauf gelegenen Messstation Luzern. Verantwortlich für deren Wahl ist die Tatsache, dass hauptsächlich der Reusswasserstand für den Grundwasserspiegel der Lunnerallmend verantwortlich ist (s. EGLOFF und NÄF 1982, Kap. 3.5.). Die Angaben zum Reusspegelstand basieren auf den Messungen der ca. 2 km südlich der Lunnerallmend gelegenen Station Mühlau-Hünenberg.

Da davon ausgegangen werden kann, dass die Hauptwuchsperiode für Streuwiesen in die Monate Juni und Juli fällt, ist die Beschränkung auf diese beiden Monate gerechtfertigt.

1. Im Herbst 1979 war der Streuertrag gut, obwohl der Juli ein sehr trockener Monat gewesen war: Die in Luzern gemessene Niederschlagssumme betrug lediglich 54% des langjährigen Mittels (SMA 1981), der mittlere Pegelstand der Reuss lag in den beiden folgenden Jahren rund 70 cm höher (s. Tab. 16). Doch war der Juni ausgesprochen nass (181%) und in beiden Monaten lag die mittlere Temperatur leicht über dem langjährigen Mittel (+ 0.4 bzw. 0.3 °C; die Sonnenscheindauer war durchschnittlich (Juni: 80%, Juli: 99% des langjährigen Mittels).
2. 1982 war ein deutlich ertragreicheres Jahr als 1981, auch wenn man berücksichtigt, dass die Juni- und Juli-Schnitte 1981 früher erfolgt waren. Aus dem Vergleich der Abweichungen vom langjährigen monatlichen Temperaturmittel und der mittleren Sonnenscheindauer (Tab. 15) wird ersichtlich, dass die Frühsommer- und Sommermonate mit Ausnahme des August 1982 bedeutend wärmer waren als 1981. Möglicherweise herrschte im Juni 1981 auch etwas Wassermangel: In Luzern fielen nur 71 % der langjährigen mittleren Niederschlagssumme; der Reusspegel lag entsprechend tief (Tab. 16).

Doch ist Wassermangel in Riedwiesen wohl nie derart gravierend, dass es zu Schäden an den Pflanzen kommt (s. auch die Saugspannungsmessungen von LEON 1968). So beobachtete denn KLÖTZLI (mündl.) in den trockenen Jahren 1964 und 1976 nur auf Riedwiesen keine Trockenheitsschäden.

3. Zum hohen Ertrag von 1982 könnte ferner die Tatsache beigetragen haben, dass das Streuland 1981 nicht bereits in der zweiten Septemberhälfte geschnitten wurde, wie dies 1982 der Fall war. Im Herbst 1981

hatte die Vegetation demzufolge länger Gelegenheit, Nährstoffe zu verlagern. (Wann 1980 geschnitten wurde, ist uns nicht bekannt.)

4. Im besonders heißen Sommer 1983 lagen die Erträge sogar unter denen von 1981. Wie die Temperaturmittel und die relative Sonnenscheindauer (Tab. 15) zeigen, stach 1983 jedoch lediglich der Juli heraus. Im Frühsommer musste ein anfänglicher Produktionsrückstand aufgeholt werden: Der recht warme Juni hatte den kalten Mai zu kompensieren. Im Juli waren dann wahrscheinlich sowohl Transpiration (und damit der Mineralstoffnachschub) wie Produktion (mangelnde CO₂-Versorgung wegen der häufig geschlossenen Spaltöffnungen) eingeschränkt, denn in Luzern fielen nur 8% der langjährigen mittleren Niederschlagssumme. (Der entsprechende Wert beträgt für 1982 109%, für 1981 161%. Auch der Juni war nicht gerade niederschlagsreich gewesen; s. Tab. 15.). Zudem lag der Reusspegel der nahe gelegenen Station Mühlau-Hünenberg hauptsächlich im Juli 1983 sehr tief (Tab. 16). Während 1983 Juni und Juli trocken waren, war 1979 nur der Juli (s. 1.), 1981 nur der Juni (s. 2.) ein relativ trockener Monat gewesen (Tab. 16). Somit kann die geringe Produktion letztlich wohl hauptsächlich auf Wassermangel während der Hauptwuchsperiode zurückgeführt werden.
5. Zweifellos beeinflusst auch die Zusammensetzung der Vegetation die Höhe des Trockenmassenertrags, was besonders für die Flächen 3 und 6 gilt. (Vgl. z.B. die unterschiedlichen Ertragsanteile von Solidago serotina auf Abb. 34.: 1983 war nicht neben den N-Parzellen, auf der westlichen Seite geschnitten worden, die besonders Solidago-reich ist.)
6. Aus dem Vergleich der Juli- mit den September-Ertragswerten kann geschlossen werden, dass sich die Vegetation bezüglich ihrer Produktion im Zeitraum Ende Juli/Anfang August im Entwicklungszenit befindet.

4.1.2.3. Nährstoffentzüge:

1. Der N-Entzug Mitte September ist beträchtlich. (Die Werte werden bei der Diskussion des optimalen Schnittzeitpunkts für Pfeifengraswiesen in Kapitel 5.6. besprochen, ebenso diejenigen für den Kalium-Entzug.)
2. Der Entzug an Phosphor erscheint durchwegs gering. Doch stellte LÜTKE TWENHÖVEN (1982) fest, dass Molinia coerulea einer Davallseggen-Pfeifengraswiese auf Niedermoor von August bis November pro Hektar "nur" 1.6 kg Phosphor in ihre Speicherorgane (Internodium und Grobwurzeln) verlagert. Deshalb müssen die vorliegenden Entzugswerte anders eingeschätzt werden, obwohl die Untersuchungen von LÜTKE TWENHÖVEN auf einer Wiese stattfanden, die von der Produktion her allenfalls mit unserer ertragsärmsten Fläche 15 vergleichbar ist: 14. August: 303 g Trockensubstanz (TS)/m², 21. Oktober: 207 g TS/m² (nach RUPPNER 1982).

Die Entzugswerte werden uns wieder interessieren, wenn es um die oligotrophierende Wirkung des Frühschnitts geht (Kap. 4.4.2.).

Tab. 10-14. Gehalt an Stickstoff, Phosphor und Kalium (in o/o bzw. o/oo der Trockensubstanz (TS)) und Produktion (in g Trockensubstanz pro m²) der Vegetation der unmittelbaren Umgebung der Versuchsflächen 3, 13, 14, 15 und 20 sowie die Nährstoffentzüge zu verschiedenen Schnittzeitpunkten. (Der Nährstoffentzug ist das Produkt der nicht gerundeten Gehalts- und Produktionswerte.)

Tables 10-14. Content of nitrogen, phosphorus and potassium (in o/o resp. o/oo of dry matter ('TS')) and yield (in g dry matter per m²) of the vegetation of the immediate environments of the experimental plots 3, 13, 14, 15, and 20, and deprival of nutrients at different times of mowing. (Deprival data are products of non rounded content and yield values.)

Tab. 10. Versuchsfläche 3 (plot 3)

Schnittzeitpunkt	Mineralstoffgehalt o/o bzw. o/oo der TS			Produktion g TS/m ²	Nährstoffentzug kg/ha		
	N(o/o)	P(o/oo)	K(o/o)		N	P	K
2.6.1981	2.0	1.23	2.1	214	42.6	2.6	45.8
15.6.1982	1.5	1.01	2.0	434	64.1	4.4	88.5
9.7.1981	1.4	0.88	2.1	443	60.1	3.9	92.6
14.6.1982	0.8	0.66	1.7	609	51.2	4.0	101.2
12.9.1979	-	-	-	658	-	-	-
15.9.1981	1.0	0.56	1.1	620	59.0	3.5	65.7
13.9.1982	0.9	0.50	1.0	678	59.2	3.4	69.9
12.9.1983	-	-	-	243	-	-	-

Tab. 11. Versuchsfläche 13 (plot 13)

Schnittzeitpunkt	Mineralstoffgehalt o/o bzw. o/oo der TS			Produktion g TS/m ²	Nährstoffentzug kg/ha		
	N(o/o)	P(o/oo)	K(o/o)		N	P	K
2.6.1981	1.8	0.89	1.8	176	32.4	1.6	30.4
15.6.1982	1.7	0.76	1.5	248	42.2	1.9	36.0
3.7.1981	1.5	0.66	1.6	312	45.4	2.1	49.6
14.7.1982	1.3	0.59	1.5	400	53.7	2.4	60.1
12.9.1979	-	-	-	470	-	-	-
11.9.1981	1.2	0.48	0.9	325	40.1	1.6	28.0
13.9.1982	1.1	0.44	1.0	380	39.7	1.7	38.5
12.9.1983	-	-	-	354	-	-	-

Tab. 12. Versuchsfläche 14 (plot 14)

Schnitt- zeitpunkt	Mineralstoffgehalt o/o bzw. o/oo der TS			Produktion g TS/m ²	Nährstoffentzug kg/ha		
	N(o/o)	P(o/oo)	K(o/o)		N	P	K
2.6.1981	1.9	0.91	1.5	188	35.8	1.7	28.4
15.6.1982	1.6	0.74	1.5	311	48.7	2.3	45.3
9.7.1981	1.6	0.69	1.5	336	53.2	2.3	49.4
14.7.1982	1.4	0.60	1.3	356	49.2	2.1	47.8
11.9.1981	1.2	0.46	0.8	342	39.7	1.6	29.0
13.9.1982	1.1	0.49	1.0	466	51.7	2.3	47.0
12.9.1983	-	-	-	324	-	-	-

Tab. 13. Versuchsfläche 15 (plot 15)

Schnitt- zeitpunkt	Mineralstoffgehalt o/o bzw. o/oo der TS			Produktion g TS/m ²	Nährstoffentzug kg/ha		
	N(o/o)	P(o/oo)	K(o/o)		N	P	K
2.6.1981	1.8	1.01	1.6	156	28.2	1.6	24.3
15.6.1982	1.5	1.00	1.5	223	32.3	2.2	33.2
9.7.1981	1.5	0.80	1.6	238	35.2	1.9	37.1
14.7.1982	1.2	0.68	1.4	339	41.0	2.3	48.1
11.9.1981	1.0	0.53	0.9	269	27.1	1.4	24.2
13.9.1982	1.0	0.55	1.0	380	36.6	2.1	36.8
12.9.1983	-	-	-	180	-	-	-

Tab. 14. Versuchsfläche 20 (plot 20)

Schnitt- zeitpunkt	Mineralstoffgehalt o/o bzw. o/oo der TS			Produktion g TS/m ²	Nährstoffentzug kg/ha		
	N(o/o)	P(o/oo)	K(o/o)		N	P	K
2.6.1981	2.0	1.19	2.0	210	41.8	2.5	41.7
15.6.1982	1.7	0.92	1.8	399	68.4	3.7	72.8
9.7.1981	1.4	0.76	1.7	385	55.2	2.9	66.6
14.7.1982	1.4	0.77	1.7	534	72.3	4.1	91.5
12.9.1979	-	-	-	535	-	-	-
11.9.1981	1.2	0.57	1.2	442	52.3	2.5	51.8
14.9.1982	1.0	0.57	1.1	602	61.5	3.4	65.8
12.9.1983	-	-	-	348	-	-	-

Tab. 15. Temperaturverhältnisse, Sonnenscheindauer und Niederschlags-summe während der Sommermonate der Jahre 1981-1983 in Luzern (Daten aus den Annalen der SMA)

Table 15: Temperatures, total hours of sunshine and total precipitation during the summer months of the years 1981-1983 in Lucerne (data from annals of SMA)

Monat	Temperatur (°C), Abweichung vom Mittel 1901-1960			Sonnenscheindauer in % des Mittels der Jahre 1931-1960			Niederschläge in % des Mittels der Jahre 1901-1960		
	1981	1982	1983	1981	1982	1983	1981	1982	1983
Mai	-0.3	+0.4	-1.6	96	128	70	80	71	142
Juni	+0.5	+1.4	+1.5	106	115	91	71	120	63
Juli	-0.8	+2.0	+5.0	86	110	154	161	109	8
August	+1.1	+2.0	+1.6	121	81	85	50	102	87

Tab. 16. Mittlere Wasserstände der Reuss (Station Mühlau-Hünenberg, 380 m ü.M.) in den Monaten Juni und Juli der Jahre 1979-1983, ausgedrückt als Abweichung (in cm) vom langjährigen Monatsmittel (Angaben aus LANDESHYDROLOGIE 1981-1983 und unveröff.)

Table 16: Mean water level of the Reuss (station Mühlau-Hünenberg, 380 m a.s.l.) in June and July of the years 1979-1983, expressed as deviations (in cm) from the monthly long-term mean (data from LANDESHYDROLOGIE 1981-1983 and unpubl.).

Monat	Monatsmittel 1935-	Jahr				
		1979	1980	1981	1982	1983
Juni	10.97	+ 3	-13	-34	+17	-29
Juli	10.94	-66	+ 1	+ 2	- 6	-47

Abb. 8-16 (S. 40-44). Sukzession dominierender Arten auf den Düngungs-parzellen vor, während und nach dem Düngungsversuch, zusammen-gestellt nach den jährlichen Vegetationsaufnahmen

Figs. 8-16 (p. 40-44). Succession of dominating species on the fertil-ized plots before, during, and after the fertilizer test, compiled according to the yearly relevés

* vor dem Artenamen: oligotraphente Art
in front of species name: oligotraphent species

---- ca. 5%, -- ca. 9%, — ca. 15%, ==== ca. 30%, ===== ca. 50%

Erläuterungen zu den Abb. 8-16:

- 1) Aufnahmejahre:
1978: vor der 1. Düngung, 1979: nach der 1. Düngung
1980: nach der 2. Düngung, 1981: 1. Jahr ohne Düngung etc.
- 2) Aufnahmekriterium für die einzelnen Pflanzenarten war eine Deckung von mindestens 5%. Generell weggelassen wurde die in den kopfbinsereichen Pfeifengraswiesen sehr häufige Potentilla erecta sowie die nur auf einzelnen Parzellen die 5%-Schwelle überschreitenden Iris sibirica und Gentiana pneumonanthe. Es sei daran erinnert, dass die Cyperaceen 1980 nicht aufgenommen worden waren.
- 3) Die Aufnahme von 1978 bezieht sich lediglich auf die spätere NPK 1 - Parzelle.
- 4) Die Beobachtungen auf den N1- und N2- bzw. P1- und P2-Parzellen (s. Abb. 5) wurden bis auf Fläche 20 zusammengefasst, d.h. wenn nötig gemittelt.
- 5) Ab 1981 beziehen sich die Aufnahmen der N-Parzellen nur noch auf den 8 m² grossen Mittelstreifen, auf die Herbstvariante des Regenerationsexperiments. Arten, die 1980 die Schwelle knapp erreichten, aber nicht homogen verteilt waren, erscheinen so 1981 nicht mehr in der Abbildung. (Dies könnte z.B. für Calamagrostis auf Fläche 15 zutreffen.)
- 6) In den Abbildungen kommen zum Teil offensichtliche Mängel zum Ausdruck, etwa das in gewissen Jahren zu tiefe Schätzen auf wenig produktiven Flächen.
- 7) Die in der Randzone gegen das Intensivgrünland liegende, schon vor dem Düngungsversuch verhochstaudete Fläche 1 wird nicht berücksichtigt. Auf die heterogene Fläche 16 (Abb. 13) wird im Text nicht näher eingegangen.
- 8) Arten, die als einzige ihrer Gattung vorkommen, erscheinen im Text nur bei ihrer ersten Erwähnung mit ihrem vollständigen Artnamen.

← NPK							PK →			
1983	1982	1981	1980	1979	1978	Dominierende Arten	1979	1980	1981	1983
				--	----	Agrostis gigantea				
--		----	--	--		Calamagrostis epigeios			----	----
						Festuca arundinacea				
--				--	=====	*Molinia coerulea	=====	-----	-----	=====
--	-----	--			----	Phragmites communis	-----	--	-----	--
						Poa pratensis				----
--	-----	----		--	----	Carex acutiformis				--
	--	--	----			Cirsium arvense				
				----	----	Cirsium oleraceum			--	----
				--	----	Eupatorium cannabinum				
--						Filipendula ulmaria				
				--	----	*Inula salicina	-----	-----	--	=====
-----	-----	-----	-----		----	Solidago serotina		----		--

Abb. 8. Fläche 3 (plot 3)

← NPK →							← PK →			
1983	1982	1981	1980	1979	1) 1978	Dominierende Arten	1979	1980	1981	1983
	----					Agrostis gigantea	----	----	--	----
--	--		--	----		Calamagrostis epigeios				
--	----			=====		*Molinia coerulea	=====	--		=====
=====		-----	--			Phragmites communis		--		
	-----	-----				Carex acutiformis				
						*Carex hostiana				
--	--					Cirsium arvense				
	--	-----	--			Eupatorium cannabinum		--	-----	-----
						*Inula salicina				
--	-----			-----		Lysimachia vulgaris		-----	-----	
--	-----		-----			Mentha aquatica		--		-----
--	-----		-----	-----		*Pulicaria dysenterica	-----	-----		====2
		--	-----			Solidago serotina				
						Symphytum officinale				

Abb. 9. Fläche 6, Parzellen N2 und P2 (plot 6, parcels N2 and P2)

1) ohne Aufnahme (no relevé)

2) häufiger als Molinia coerulea (more frequent than Molinia coerulea)

← NPK →							← PK →			
1983	1982	1981	1980	1979	1978	Dominierende Arten	1979	1980	1981	1983
		=====	=====	1		Agrostis gigantea		-----		
						Calamagrostis epigeios				
			-----			Festuca arundinacea				-----
=====					=====	*Molinia coerulea	=====	=====	=====	=====
				-----		*Carex hostiana	--			
				--		*Carex panicea	--			
				--		*Schoenus nigricans			-----	--
						*Galium verum				-----
-----	=====	=====			-----	*Inula salicina	--	--		=====
--		--	-----	-----		Mentha aquatica				
						(*)Vicia cracca		-----	-----	

Abb. 10. Fläche 13 (plot 13)

1) häufiger als Molinia coerulea und Inula salicina
(more frequent than Molinia coerulea and Inula salicina)

← NPK							PK →			
1983	1982	1981	1980	1979	1978	Dominierende Arten	1979	1980	1981	1983
		----	--	--		Agrostis gigantea		--		
----	----	----	----		----	Calamagrostis epigeios		----	--	----
						Festuca arundinacea				--
		--	----	=====	=====	*Molinia coerulea	=====	----	----	--
						*Carex hostiana	----			
						*Schoenus nigricans	----			
----	--	----	--			Cirsium palustre				----
--		----	----	----		Galium album	--			--
						*Galium uliginosum				----
					----	*Inula salicina	----	----	----	=====
----						Mentha aquatica				----
						(*)Vicia cracca				

Abb. 11. Fläche 14 (plot 14)

- 1) auf N1 >20 grosse blühende Individuen (s. Abb. P3)
on N1 >20 big flowering individuals (see fig. P3)
- 2) nur 1 blühendes Individuum - only 1 flowering individual
- 3) nur Rosetten - only rosettes

← NPK							PK →			
1983	1982	1981	1980	1979	1978	Dominierende Arten	1979	1980	1981	1983
			----	----		Agrostis gigantea		--		
--			----			Calamagrostis epigeios				
=====	=====	----	--	=====	=====	*Molinia coerulea	=====	=====	=====	=====
						*Schoenus nigricans				
----		----		----	----	*Carex hostiana	----		----	=====
=====	=====	=====	=====	----	----	Mentha aquatica			----	----
----	----	--	----	--	----	*Pulicaria dysenterica				----
		----	--			Solidago serotina				
					----	*Succisa pratensis				----

Abb. 12. Fläche 15 (plot 15)

← NPK							PK →			
1983	1982	1981	1980	1979	1978	Dominierende Arten	1979	1980	1981	1983
----		----1	----	--		Agrostis gigantea		----		--
----		----2	----			Calamagrostis epigeios				----3
=====		=====	--	=====	=====	*Molinia coerulea	=====	=====	=====	=====
----				--	--	*Carex hostiana	----		----	=====
--	----	----		----		*Pulicaria dysenterica	--		----	----
						Solidago serotina 4)	----		--	----

Abb. 13. Fläche 16 (plot 16)

- 1) auf N2 <5% - on N2 <5%
- 2) auf N1 <5%, auf N2 ca.30% - on N1 <5%, on N2 about 30%
- 3) auf P1 <<5%, auf P2 ca.30% - on P1 <<5%, in P2 about 30%
- 4) nur auf P2 - only on P2

← NPK							PK →			
1983	1982	1981	1980	1979	1978	Dominierende Arten	1979	1980	1981	1983
			----1	----		Agrostis gigantea			----	----
			--			Calamagrostis epigeios				
=====	=====		----	=====	=====	*Molinia coerulea	=====	=====	=====	=====
----				----	----	*Carex hostiana	----		----	=====
			----	----		*Inula salicina				
----						*Pulicaria dysenterica				
						*Succisa pratensis			----	

Abb. 14. Fläche 18 (plot 18)

- 1) häufiger als Molinia - more frequent than Molinia

NPK1						NPK2					
1983	1982	1981	1980	1979	1978	Dominierende Arten	1979	1980	1981	1982	1983
		--	---			Agrostis gigantea		----	----		
--	----	---	----	--		Calamagrostis epigeios	--	---	----	----	--
----	--	----			=====	*Molinia coerulea	---	----	--	---	----
					---	Phragmites communis					
----	----	=====		=====	--	Carex acutiformis	--			----	----
			---	---		Angelica silvestris	---	---			
			---			*Centaurea angustifol.	---		--		
			---			Cirsium oleraceum	---		----		
			---	---		Cirsium palustre					
			---			Eupatorium cannabinum					
						*Inula salicina	---	---			--
--	---				----	Mentha aquatica			---	---	---
--	--	----				Stachys palustris					
	----	----	----	---		Symphytum officinale		----	----	----	----

Abb. 15. NPK-Parzellen der Fläche 20 (PKN-parcels of plot 20)

PK1					PK2			
1983	1981	1980	1979	Dominierende Arten	1979	1980	1981	1983
		--		Agrostis gigantea			----	
		--		Calamagrostis epigeios	---	---	---	---
	--	--	====	*Molinia coerulea	====	---	---	====
----	----	--		Phragmites communis			----	----
--	--			Carex acutiformis			--	====
	----	--		*Centaurea angustifolia			--	----
--	----			Eupatorium cannabinum				
--	----			(*)Hypericum perforatum				
	----	---		*Inula salicina	---	--	--	---
----				Mentha aquatica				
--								
---	---	--	---	*Pulicaria dysenterica			----	----
---	--	--		Solidago serotina				
----				Stachys palustris				----
			---	Symphytum officinale				

Abb. 16. PK-Parzellen der Fläche 20 (PK-parcels of plot 20)

4.2. DÜNGUNGSVERSUCH LUNNERALLMEND

4.2.1. Vegetationsveränderungen auf den NPK-Parzellen

4.2.1.1. Einleitung

Eine erste Uebersicht über die Entwicklung auf den NPK-Parzellen geben die Abbildungen 8 - 16. Die folgenden Aussagen stützen sich hauptsächlich auf die dreidimensional ordinierten Resultate der Korrespondenzanalyse (s. Kap. 3.7.4.2.). Für jede Fläche stehen zwei Diagramme zur Verfügung: Diagramm A basiert auf den reduzierten Vegetationsaufnahmen (Zeitraum 1978-83, Datenmatrix 1 in Kap. 3.7.4.1.), während Diagramm B die auch Zählraten umfassende Datenmatrix 2 "Regenerationsexperiment I" (Zeitraum 1981-83) zur Grundlage hat. Aus den Resultaten der Korrespondenzanalyse lassen sich diejenigen Arten herauslesen, die mit ihrem Deckungsgrad oder ihrer Individuenzahl den grössten Beitrag zur Erklärung der Gesamtvarianz liefern. Bei den B-Diagrammen, die auf Deckungsgraden und Zählraten aufbauen, handelt es sich bei den "Arten", die am meisten zur Erklärung der Gesamtvarianz beitragen, (nicht überraschend) grösstenteils um die (präziseren) Zählraten und nur in weniger als 15% der Fälle um den Deckungsgrad der jeweiligen Art.

Die eine oder andere Dominanzverschiebung zwischen 1980 und 1981 (s. Abb. 8-16) könnte darauf zurückzuführen sein, dass ab 1981 nur noch 1/3 der alten N-Parzellen (s. Kap. 3.2.2., Abb. 5) für die Beobachtung zur Verfügung stand. Festuca arundinacea beispielsweise, 1980 auf Fläche 13 eine der dominierenden Arten, war nicht homogen über die Fläche verteilt und erscheint deshalb 1981 nicht mehr in der Abbildung 10.

4.2.1.2. Besprechung der einzelnen Versuchsflächen

a) Fläche 3 (Abb. 8, 17, 18)

Von Anfang an dominierende und sich von Jahr zu Jahr ausbreitende Art ist Solidago serotina. Entsprechend gering sind die Entwicklungsschritte (Diagramm 3-A, Abb. 17). Die beiden N-Parzellen gleichen sich auf Diagramm 3-B (Abb. 18), nicht aber auf Diagramm 3-A, nur 1981. N1 ist reicher an Solidago und Inula salicina, jedoch ärmer an Phragmites communis und Cirsium arvense als N2, wo auch Calamagrostis epigeios zunahm. Cirsium arvense befindet sich 1983 nicht mehr in der Liste der dominierenden Arten (Abb. 8), ist aber immer noch gut vertreten.

Aufgrund ihrer Wasserverhältnisse kann die Fläche 3 mit den Flächen 6 und 20 verglichen werden.

b) Fläche 6 (Abb. 9, 19)

Diagramm 6-A (Abb. 19) zeigt, dass auf dieser Fläche die grössten Veränderungen im zweiten Jahr stattfanden. Hervorzuheben ist vor allem der starke Rückgang von Molinia coerulea. Man darf sich hier aber nicht auf die Deckungsgrade verlassen, denn die üppige, hochwüchsige Vegetation erschwerte das Schätzen ausserordentlich. So könnte man aufgrund der Deckungsgrade (s. Abb. 9) - und auch nach den Photographien - auf einen Rückgang von Cirsium arvense schliessen, der sich in den Zählraten aber nicht zeigt (mehr dazu in Kap. 4.4.5.2.). Dasselbe gilt für Solidago serotina, von der 1983 mehr Individuen gezählt wurden. Deutlich zugelegt hatte neben Solidago 1982 Calamagrostis. Zunehmende Tendenz von 1981 bis 1983 zeigen die Zählraten für eine Reihe weiterer Arten, so z.B. sehr deutlich für Pulicaria dysenterica.

c) Fläche 13 (Abb. 10, 20, 21)

Während sich die N-Parzellen bis 1981 mehr oder weniger parallel entwickelten (Diagramm 13-A, Abb. 20), ist ab 1982 eine deutliche Eigenentwicklung zu beobachten: Auf N2 waren 1982 gegenüber N1 Molinia stärker, Inula salicina und Mentha aquatica schwächer vertreten. 1983 kehrte sich das Bild: Nun war N2 ärmer an Molinia und reicher an Inula, obwohl letztere auch auf N1 zugenommen hatte. Mentha hatte ihren Anteil auf N1 demjenigen auf N2 angeglichen. Ein anderes Bild vermitteln die Zählraten: N2 war bereits 1982 Molinia-ärmer und Inula-reicher; Mentha war auch 1983 auf N1 viel häufiger.

Als markanteste Veränderung auf Fläche 13 muss der Zusammenbruch der Agrostis gigantea-Population nach 1981 bezeichnet werden (s. Abb. 5 bei EGLOFF 1985). Ihren Platz nahmen hauptsächlich Inula und das sich erholende Pfeifengras ein.

Auch aus Diagramm 13-B (Abb. 21) lässt sich ein Auseinanderdriften ab 1982 ablesen. Verantwortlich für das Ausscheren von N1 im Sommer 1982 ist Mentha: Die Zahl ihrer Blütenstände pro m² lag 1983 um mehr als 200 tiefer.

d) Fläche 14 (Abb. 11, 22, 23)

Im ersten Düngungsjahr war der Molinia-Anteil unverändert hoch; Agrostis hatte weniger stark profitiert als auf Fläche 13. Doch waren die Veränderungen nicht derart gering, wie es Diagramm 14-A (Abb. 22) vermuten lässt. 1980 veränderte sich das Bild drastisch: Beinahe aus dem Nichts kommend (vgl. Abb. 6 bei EGLOFF 1983) setzte sich Calamagrostis epigeios auf Kosten von Molinia an die Spitze der dominierenden Arten (Abb. 11). Deutlich erstarkte auch Cirsium palustre (Abb. P3, Kap. 4.2.5.), doch nur für einen Sommer. Dass die Sumpfkratzdistel weiterhin auf der Abbildung 11 figuriert, liegt an der Vielzahl steriler Rosetten. Die Hauptprofiteurin auf Fläche 13, Agrostis, stagnierte 1980 und ging in den folgenden Jahren zurück. (Die Flächen 13 und 14 bzw. Agrostis gigantea und Calamagrostis epigeios wurden bei EGLOFF 1983 miteinander verglichen.) In den folgenden Jahren breitete sich neben Calamagrostis auch Galium album etwas aus (Abb. 11), während Molinia auf den Anteil von Calamagrostis im Jahre 1978 absank (ca. 3% Deckung).

Auf Diagramm 14-B (Abb. 23) unterscheiden sich die beiden N-Parzellen deutlich voneinander; der Grund ist in den Zählraten zu suchen: Auf N1 fanden sich mehr Molinia-Halme, auf der (stärker gedüngten) N2-Parzelle hingegen mehr Calamagrostis-Blütenstände (s. dazu Abb. 4 und 6 bei EGLOFF 1985).

e) Fläche 15 (Abb. 12, 24, 25)

Die ersten Düngungsprofiteure waren Agrostis und Mentha (Abb. 12). Agrostis hielt sich (nur auf N1) bis 1980 (s. Abb. 12 u. Abb. 4 bei EGLOFF 1983), Mentha vergrösserte 1980 auf N2 ihren Anteil und blieb auf beiden Parzellen bis 1983 mehr oder weniger konstant. Molinia hatte 1980 ihren Tiefststand und schien anschliessend den von Agrostis geräumten Platz wieder eingenommen zu haben. 1983 war das Pfeifengras, das offenbar auch vom Rückgang der niederwüchsigen Sauergräser profitierte, auf N2 sogar häufiger als vor der Düngung bzw. in der ungedüngten Umgebung.

Die beiden Parzellen unterschieden sich von Anfang an: Molinia und Mentha waren auf N2 stärker vertreten, während N1 mehr Solidago und mehr Pulicaria aufwies. Letztere ist hauptverantwortlich für die "Wanderung" von N1 auf Diagramm 15-B (Abb. 25). Schliesslich war auch Calamagrostis (vor allem 1983) auf N1 häufiger.

Die Fläche 15 veränderte sich weniger als die etwas trockeneren Flächen 13 und 14.

f) Fläche 18 (Abb. 14, 26)

Auf der Fläche 18 (ebenfalls nasser als 13 und 14, mit 15 vergleichbar) erfolgten vom Ausmass her mit Fläche 15 vergleichbare Umstellungen (s. Abb. 14). Die Aufnahmen von 1979 (nur N1) und 1980 treten auf Diagramm 18-A (Abb. 26) wegen der Häufigkeit von Agrostis isoliert auf. 1981 war dieses Gras wie auf Fläche 15 viel seltener geworden. Calamagrostis war 1980 nur in den Randbereichen der N-Parzellen häufig, deshalb erscheint sie 1981 nicht mehr in der Tabelle (s. Bemerkung in Kap. 4.2.1.1.). Im Sommer 1983 brachte die Häufigkeit von Molinia die N-Parzellen in die Nähe des Ausgangszustandes zurück (Abb. 26). Molinia nimmt mehr Platz ein als vorher (s. auch Abschnitt e)), doch sind Agrostis und Calamagrostis (nur auf N2) immer noch mit ca. 3% Deckung vorhanden. Von den gegenüber der Umgebung stärker vertretenen Kräutern ist (auf N2) Pulicaria hervorzuheben.

Ziemlich sicher war die Deckung von Molinia 1982 unterschätzt worden, denn gemäss den Zählraten war sie bereits 1982 sehr häufig. Dass sich die Deckungsprozente und die Zählraten wenigstens teilweise widersprechen, zeigt (das nicht publizierte) Diagramm 18-B: Die Zählraten liefern den grössten Beitrag an die x-, die Deckungswerte den grössten an die y-Achse der ordinierten Resultate der Korrespondenzanalyse.

g) Fläche 20 (Abb. 15, 27, 28)

Starke Veränderungen fanden hingegen auf dieser Fläche statt: Nach Diagramm 20-A (Abb. 27) schienen sich die N-Parzellen 1983 nicht stark vom Zustand im ersten Düngungsjahr (1979) zu unterscheiden. Doch erstens täuscht hier die graphische Darstellung, und zweitens widerspricht die Abbildung 15 einer solchen Vermutung. Gegenüber 1979 seltener sind 1983 Molinia, Centaurea angustifolia, Cirsium palustre, Cirsium oleraceum, Symphytum officinale und Angelica silvestris; häufiger kommen Carex acutiformis, Calamagrostis, Mentha und Stachys palustris vor.

Nur teilweise lässt sich der abrupte Rückgang von Cirsium oleraceum und Centaurea nach einem und von Angelica, Symphytum und Cirsium palustre nach zwei Jahren erklären. Wäre die Fläche zweischürig genutzt worden, hätte sich die schnittempfindlichere Calamagrostis (s. Kap. 5.8.) möglicherweise nicht auf Kosten der soeben erwähnten, grösstenteils in gedüngten Feuchtwiesen häufigen Arten durchzusetzen vermögen. Neben Calamagrostis breitete sich auch Carex acutiformis, die ausser in gedüngten Feuchtwiesen (z.B. WILLIAMS 1968) auch in Hochstaudensäumen häufig anzutreffen ist, stark aus.

Auf Diagramm 20-B (Abb. 28), das ja hauptsächlich auf den Zählraten aufbaut, kommt die unterschiedliche Entwicklung der beiden N-Parzellen besser zum Ausdruck.

4.2.1.3. Zusammenfassung

1. Je trockener die Flächen, desto stärker die Umwälzungen in der Vegetationszusammensetzung: Die deutlichsten Änderungen erfuhr die Vegetation der Flächen 3, 6 und 20.
2. Auf den nassen Flächen 15 und 18 erholte sich die Vegetation nach Beendigung des Düngungsversuchs; dies zeigte vor allem Molinia coerulesca. Ob aber die Düngungseffekte langfristig vollständig verschwinden werden, muss eher bezweifelt werden: Auf Fläche 15 ist eine weitere Ausbreitung von Calamagrostis epigeios zu befürchten (s. auch 4.).

3. Die Häufigkeit von Agrostis gigantea, der im ersten Düngungsjahr am stärksten geförderten Art, nahm vom zweiten Düngungsjahr an stark ab. Ihren Platz nahmen, von den Flächen 3, 6 und 20 abgesehen (s. 1.), charakteristische Riedpflanzen (Molinia, Inula salicina, Mentha aquatica; s. vor allem Fläche 13) oder aber der "Halb-Fremdling" Calamagrostis ein, der sich auf Fläche 14 beinahe zu einer Monokultur entwickelte. Bereits SCHERRER (1925) beschrieb ein Molinietum calamagrostidosum, weshalb Calamagrostis epigeios nicht als Fremdling bezeichnet werden darf (s. EGLOFF 1985, Kap. 3.2.1.). Es ist nicht auszuschliessen, dass Calamagrostis auch noch auf die momentan von Inula beherrschten N-Parzellen der Nachbarfläche 13 übergreift, nachdem sie sich bereits auf deren P-Parzellen etabliert hat. (Mehr zu Agrostis bei EGLOFF 1985, Kap. 3.2.)
4. Calamagrostis wird auf den trockeneren Flächen vor allem von Solidago serotina und Carex acutiformis daran gehindert, sich zum alleinigen Dominator zu entwickeln. Offen bleibt die Frage, ob auf den Flächen 15 und 18 der Wasserfaktor seine Ausbreitung verhindert oder lediglich verzögert. Calamagrostis könnte hier von trockenen Sommern profitieren, was sie 1983 auf Fläche 15 offenbar tat.
5. Einige Arten gehörten nur kurz (1-2 Jahre) zu den dominierenden Pflanzen, so z.B. Cirsium palustre (Fläche 14), Centaurea angustifolia (20) und Angelica silvestris (20).
6. Eine Parallelentwicklung der beiden N-Parzellen ist allenfalls am Anfang des Versuchs zu erkennen (s. z.B. Fläche 13, Abb. 20 und 21). Entscheidend ist das anfängliche Artenverhältnis; 15N1 z.B. scheint von Anfang an reicher an Pulicaria dysenterica gewesen zu sein.
7. Weitere Umstellungen im Vegetationsaufbau sind hauptsächlich auf Flächen mit einer Reihe gemeinsam dominierender Arten zu erwarten, z.B. auf Fläche 20. Doch wäre es schwierig, z.B. Abnahmen in der Halmzahl von Molinia richtig zu interpretieren: Es kann sich entweder um Düngungsnachwirkungen oder aber um natürliche Schwankungen (s. Kap. 4.1.1.) handeln.

Abb. 17-28 (S. 49-57). Ordination der Vegetation mittels Korrespondenzanalysen aufgrund der Vegetationsaufnahmen (Diagramme A) und zusätzlich der Individuenzählungen (Diagramme B)

Figs. 17-28 (p. 49-57). Ordination of vegetation by correspondance analyses, based on the relevés (diagram A) and in addition, the countings of individuals (diagram B)

Angegeben sind jeweils sämtliche Arten, die für die Datenmatrix berücksichtigt wurden. Ein vorangesetzter * bedeutet, dass die Art in der Matrix zweimal vorkommt. 1. mit ihren Deckungsprozenten und 2. mit ihren Individuenzahlen pro m². Die unterstrichenen Arten liefern die grössten Beiträge zur Erklärung der Gesamtvarianz. Angegeben sind zudem die Beiträge der Achsen zur Erklärung der Gesamtvarianz (x:...%, y:...%, z:...%).

The listed species form the data matrix. A preceding * means, that the species appears twice in the matrix. 1st with its percentage of coverage and 2nd with its number of individuals per m². The species which make the greatest contribution to the explanation of the total variance are underlined. Contributions to the explanation of the total variance of the axes are also named.

Erläuterungen zu den Abb. 17-28.

1. Jede Düngungs- bzw. Schnitt-Variante hat in der Ordination ihr eigenes Kreis-, Dreieck- oder Quadrat-Symbol.
2. Zur Unterscheidung der Parallelvarianten (z.B. PK1/PK2, Juni 1/Juni 2) dient der schwarze Punkt im Zentrum des Symbols für die jeweilige Parallelvariante 2.
3. Mit der teilweisen Schwarzfärbung des Symbols werden die Jahre symbolisiert (s. Legende).
4. Die Pfeile beginnen bei der ersten "Aufnahme", verbinden die verschiedenen Jahres"aufnahmen" einer Variante und heben damit die Entwicklungstendenzen hervor.

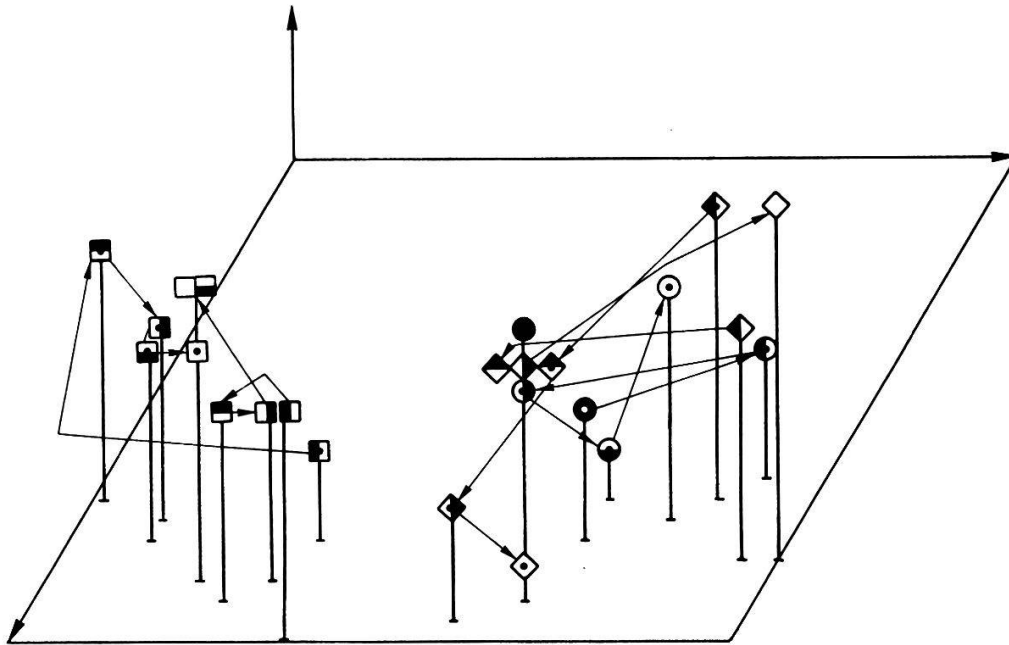


Abb. 17. Fläche 3. Diagramm 3-A

Agrostis gigantea, Calamagrostis epigeios, Festuca arundinacea, Molinia coerulea, Phragmites communis, Poa pratensis+palustris; Cirsium arvense, Cirsium oleraceum, Cirsium palustre, Eupatorium cannabinum, Inula salicina, Serratula tinctoria, Stachys palustris. Symphytum officinale

x: 75.6%, y: 9.1%, z: 6.0%; Total: 90.7%

Die Kontrollfläche 2 liegt wenige Meter von der Fläche 3 entfernt.

Zeichenerklärung zu Abb. 17-28

		J A H R					
		1978	1979	1980	1981	1982	1983
V A R I A N T E	NPK 1 vor der Düngung / Umgebung	●			◐		○
	NPK 1/Herbst 1		◼	◼	◼	◼	◻
	NPK 2/Herbst 2		◼	◼	◼	◼	◻
	(ex-) PK 1		◼	◼	◼		◻
	(ex-) PK 2		◼	◼	◼		◻
					Juni 1		△
					Juni 2		△
					Juli 1		▽
					Juli 2		▽
	benachbarte Kontrollflächen	●	◐		◐	◐	◐
		◐	◐		◐		◐

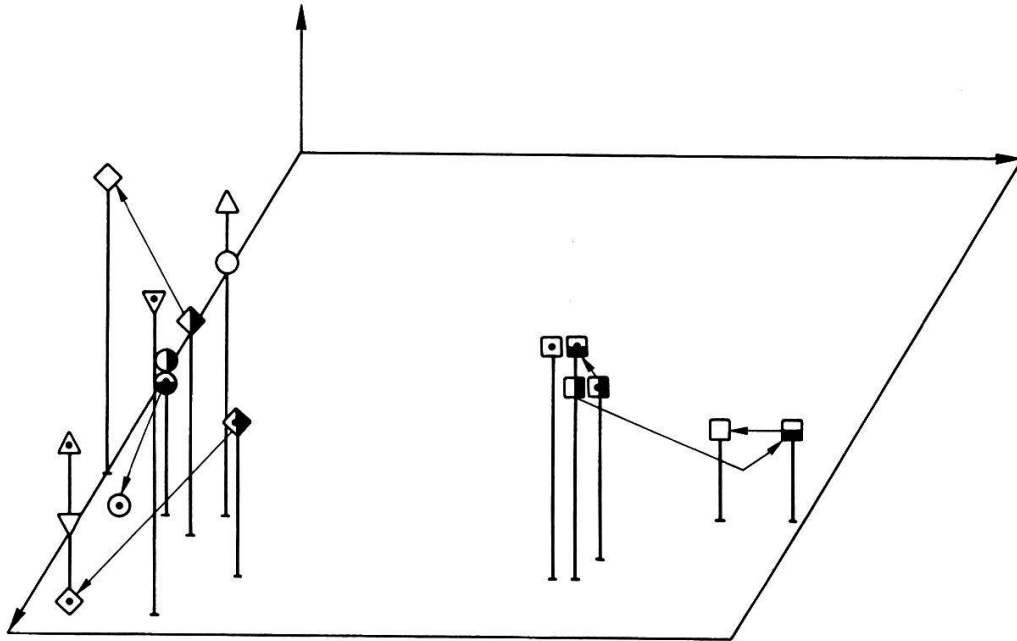


Abb. 18. Fläche 3: Diagramm 3-B

Agrostis gigantea, **Calamagrostis epigeios*, **Festuca arundinacea*, **Molinia coerulea*, **Phragmites communis*, *Poa pratensis*+*palustris*;

**Cirsium arvense*, *Cirsium oleraceum*, *Cirsium palustre*, *Eupatorium cannabinum*, **Inula salicina*, **Lysimachia vulgaris*, *Serratula tinctoria*, **Solidago serotina*, *Stachys palustris*, *Symphytum officinale*

x: 75.3%, y: 11.6%, z: 7.0%; Total: 93.9%

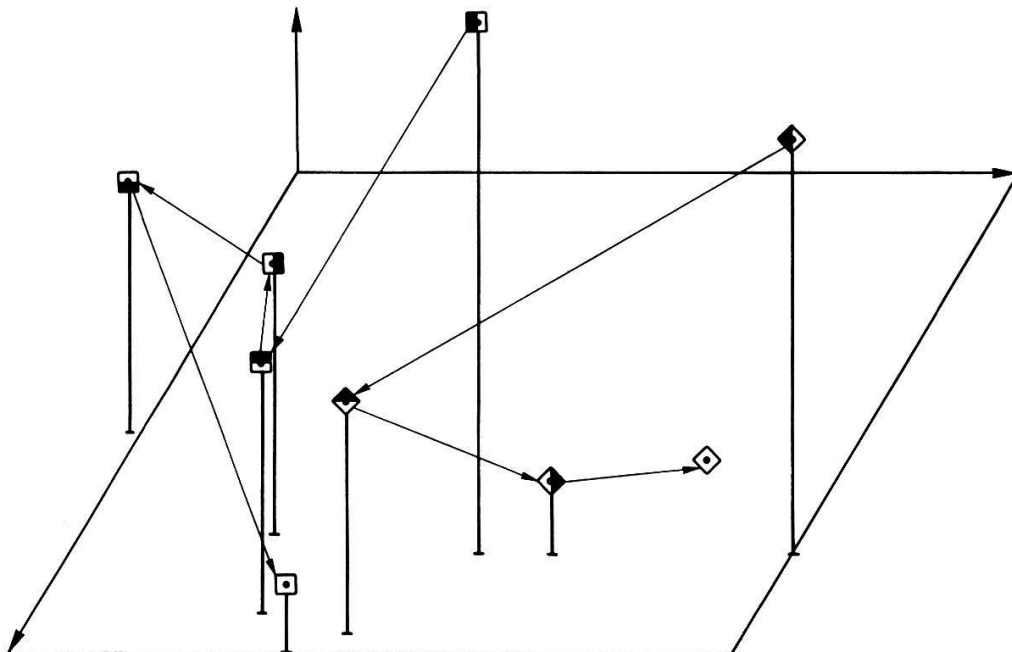


Abb. 19. Fläche 6: Diagramm 6-A

Agrostis gigantea, *Calamagrostis epigeios*, *Molinia coerulea*, *Phragmites communis*;

Cirsium arvense, *Eupatorium cannabinum*, *Inula salicina*, *Lysimachia vulgaris*, *Mentha aquatica*, *Pulicaria dysenterica*, *Solidago serotina*

x: 44.0%, y: 26.8%, z: 10.3%; Total: 81.1%

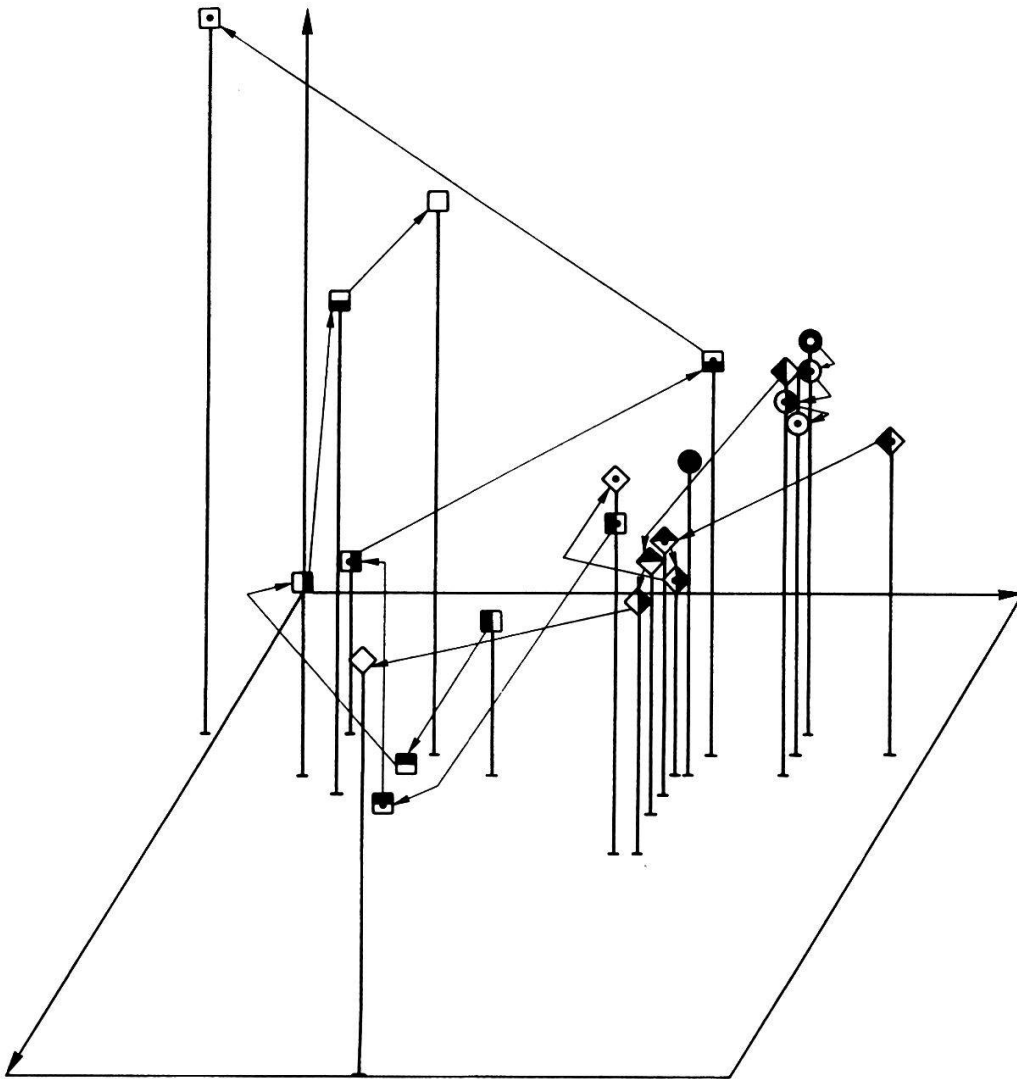


Abb. 20. Fläche 13: Diagramm 13-A

Agrostis gigantea, Calamagrostis epigeios, Festuca arundinacea, Molinia coerulea;

Cirsium palustre, Galium verum, Inula salicina, Lotus uliginosus, Mentha aquatica, Pulicaria dysenterica, Serratula tinctoria, Valeriana officinalis, Vicia cracca

x: 46.3%, y: 32.4%, z: 14.0%; Total: 92.7%

Die Kontrollfläche 12 liegt wenige Meter von der Fläche 13 entfernt.

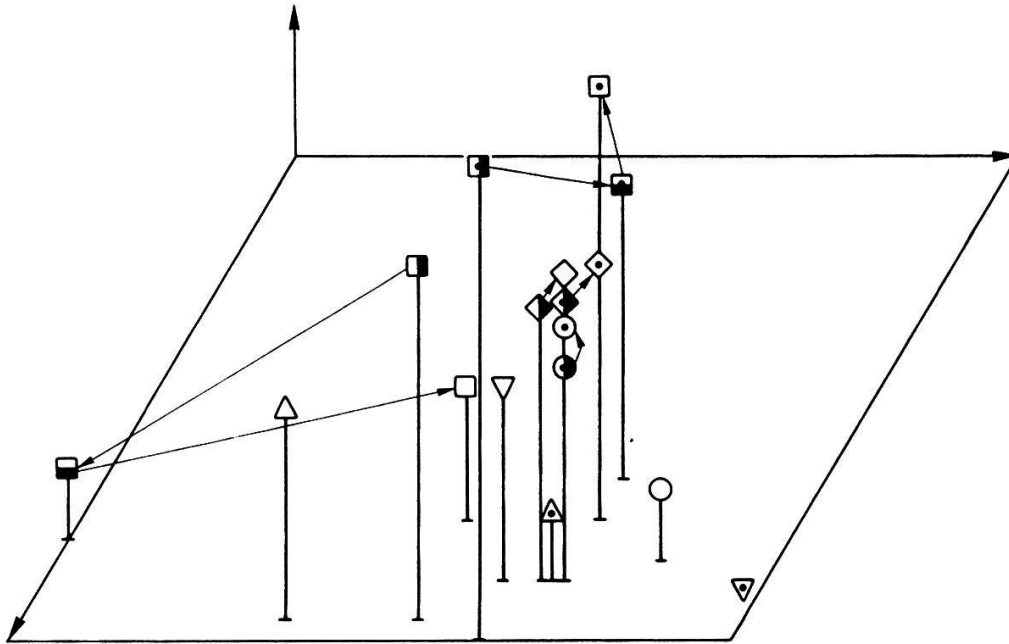


Abb. 21. Fläche 13: Diagramm 13-B

*Agrostis gigantea, *Festuca arundinacea, *Molinia coerulea;
*Cirsium palustre, *Inula salicina, *Mentha aquatica, *Pulicaria dysenterica

x: 50.6%, y: 31.8%, z: 13.9; Total: 96.3%

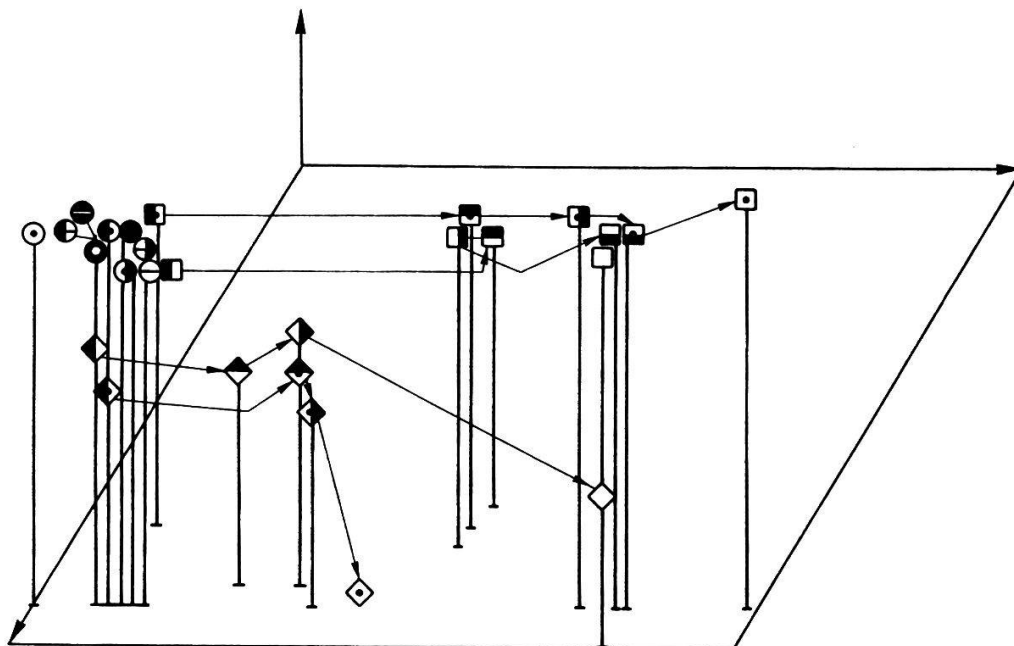


Abb. 22. Fläche 14: Diagramm 14-A

Agrostis gigantea, Calamagrostis epigeios, Festuca arundinacea, Molinia coerulea;

Cirsium palustre, Galium album, Inula salicina, Mentha aquatica, Pulicaria dysenterica, Succisa pratensis

x: 79.0%, y: 13.5%, z: 3.7%; Total: 96.2%

Die standörtlich vergleichbaren Kontrollflächen 10 und 11 liegen in der Nähe von Fläche 14.

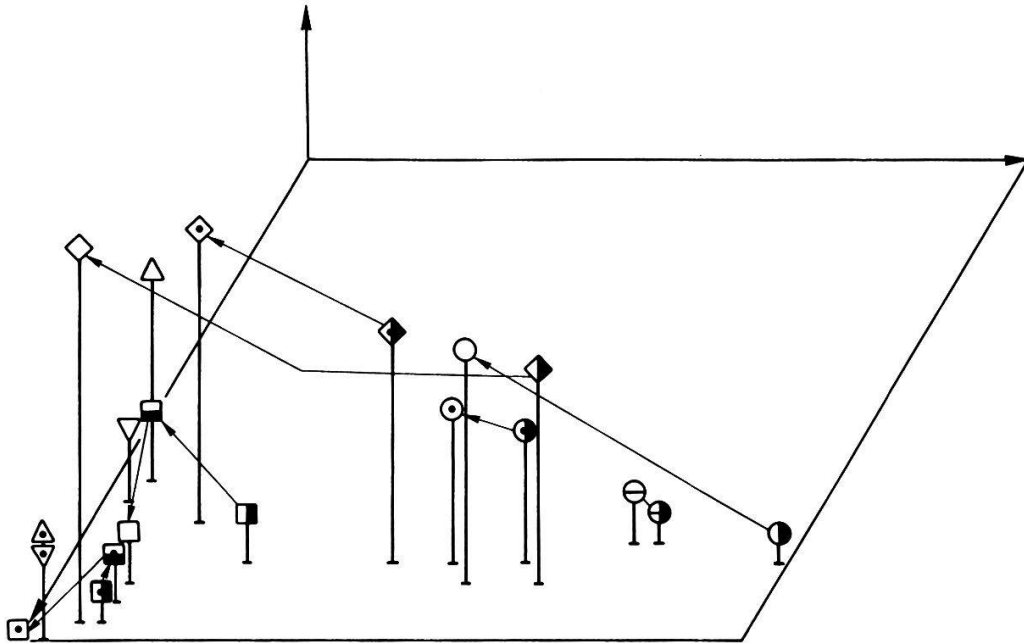


Abb. 23. Fläche 14: Diagramm 14-B

**Agrostis gigantea*, **Calamagrostis epigeios*, *Festuca arundinacea*, **Molinia coerulea*;

**Cirsium palustre*, *Galium album*, **Inula salicina*, **Mentha aquatica*, *Pulicaria dysenterica*, *Succisa pratensis*

x: 70.5%, y: 13.7%, z: 7.9%; Total: 92.1%

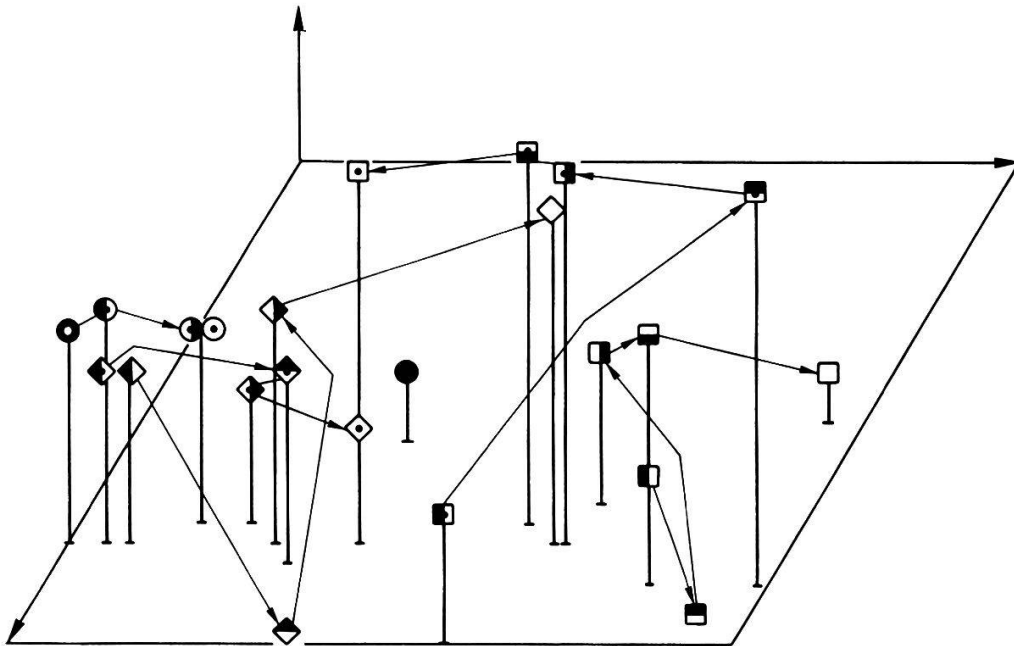


Abb. 24. Fläche 15: Diagramm 15-A

Agrostis gigantea, *Briza media*, *Calamagrostis epigeios*, *Molinia coerulea*; *Centaurea angustifolia*, *Cirsium palustre*, *Galium uliginosum* + *palustre*, *Inula salicina*, *Mentha aquatica*, *Pulicaria dysenterica*, *Selinum carvifolia*, *Solidago serotina*, *Succisa pratensis*

x: 65.7%, y: 16.8%, z: 8.4%; Total: 90.9%

Die standörtlich vergleichbare Kontrollfläche 17 liegt in der Nähe der Fläche 15.

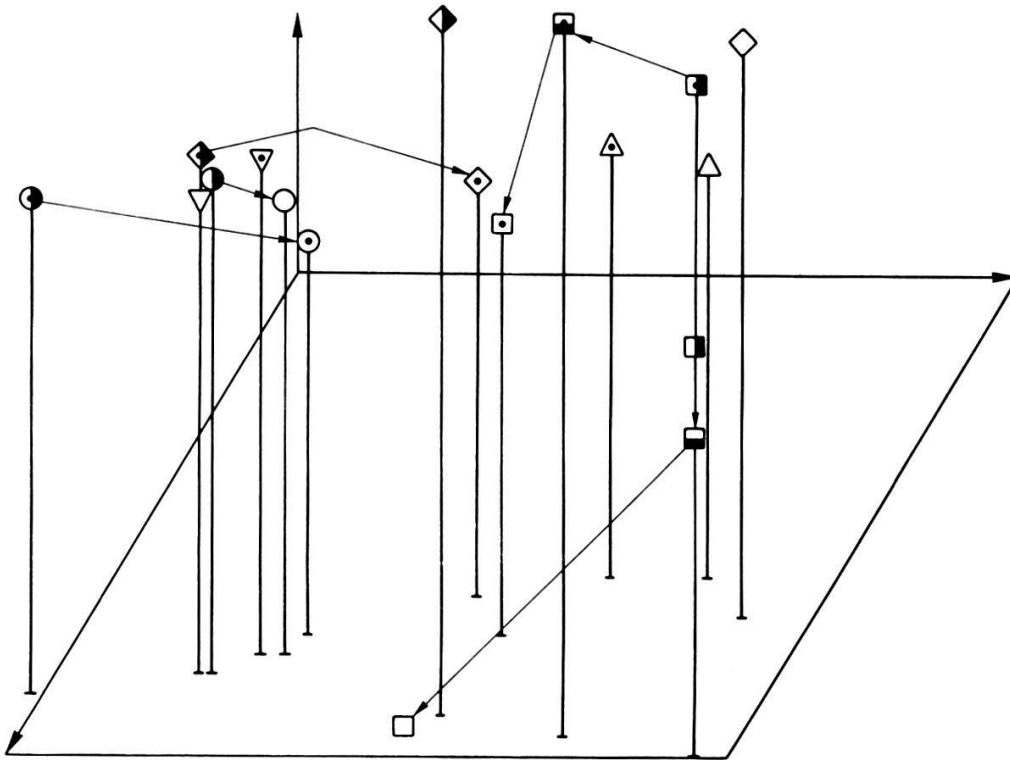


Abb. 25. Fläche 15: Diagramm 15-B

**Agrostis gigantea*, *Briza media*, ** Calamagrostis epigeios*, **Molinia coerulea*; *Centaurea angustifolia*, *Cirsium palustre*, *Galium uliginosum + palustre*, **Inula salicina*, **Mentha aquatica*, **Pulicaria dysenterica*, **Solidago serotina*, *Succisa pratensis*

x: 58.7%, y: 29.7%, z: 8.4%; Total: 96.8%

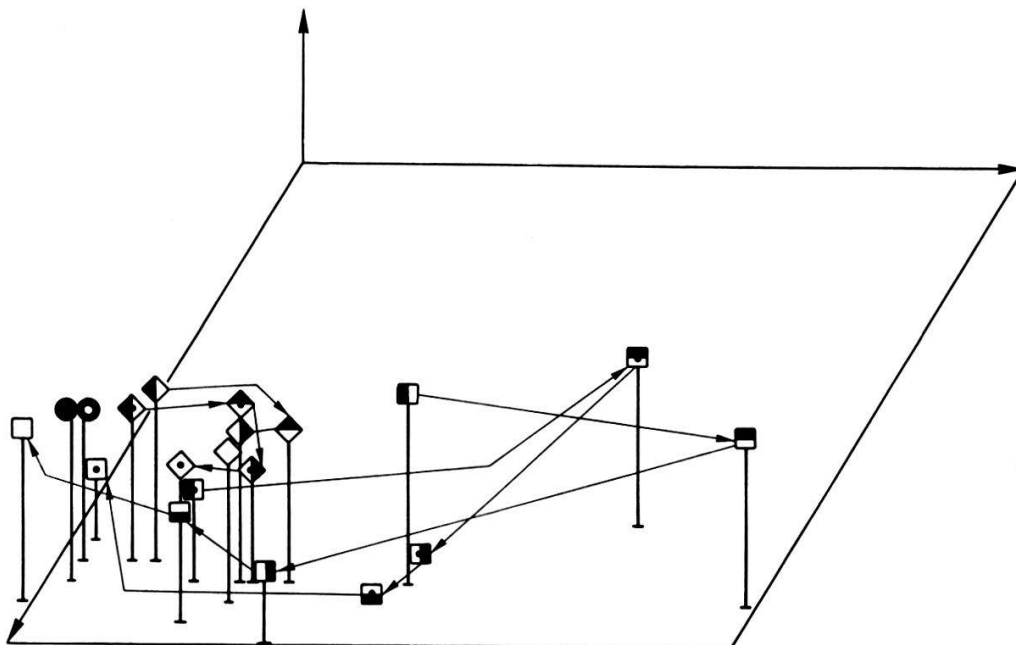


Abb. 26. Fläche 18: Diagramm 18-A

Agrostis gigantea, *Calamagrostis epigeios*, *Molinia coerulea*; *Centaurea angustifolia*, *Cirsium palustre*, *Inula salicina*, *Lysimachia vulgaris*, *Mentha aquatica*, *Pulicaria dysenterica*, *Succisa pratensis*

x: 82.5%, y: 7.6%, z: 3.9%; Total: 94.0%

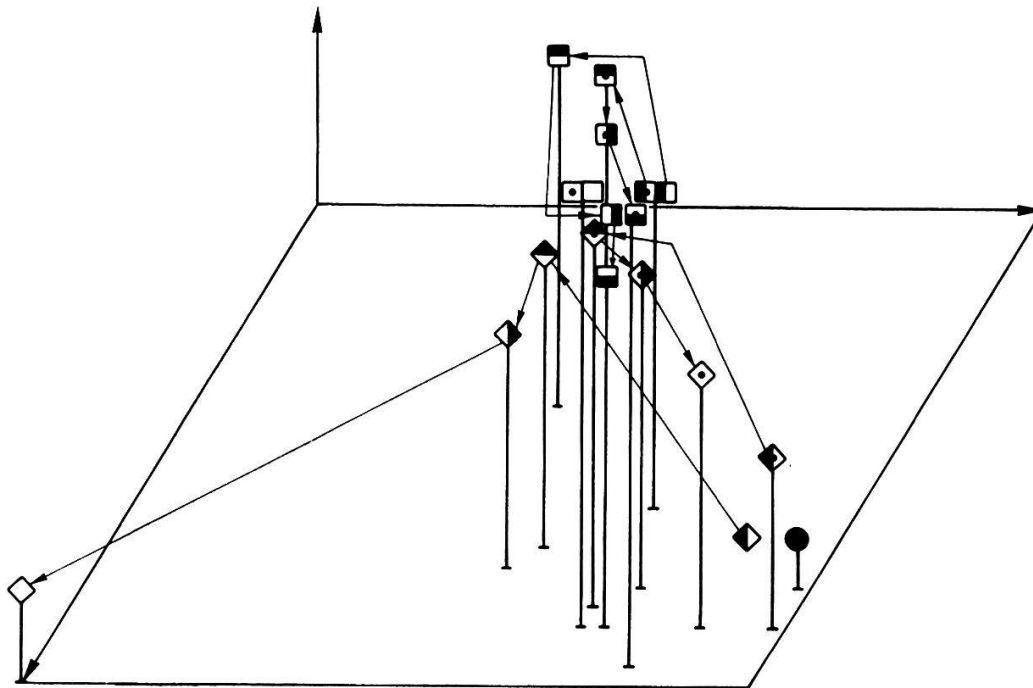


Abb. 27. Fläche 20: Diagramm 20-A

Agrostis gigantea, *Calamagrostis epigeios*, *Molinia coerulea*,
Angelica silvestris, *Centaurea angustifolia*, *Cirsium oleraceum*, *Cirsium*
palustre, *Eupatorium cannabinum*, *Inula salicina*, *Lythrum salicaria*, *Men-*
tha aquatica, *Pulicaria dysenterica*, *Solidago serotina*, *Stachys palus-*
tris, *Symphytum officinale*

x: 34.4%, y: 27.6%, z: 16.1%; Total: 78.1%

		J A H R					
		1978	1979	1980	1981	1982	1983
V A R I A N T E	NPK 1 vor der Düngung / Umgebung	●			◐		○
	NPK 1/Herbst 1		◼	◼	◼	◼	◻
	NPK 2/Herbst 2		◼	◼	◼	◼	◻
	(ex-)PK 1		◼	◼	◼		◻
	(ex-)PK 2		◼	◼	◼		◻
					Juni 1		△
					Juni 2		△
					Juli 1		▽
					Juli 2		▽
	benachbarte Kontrollflächen	●	◐		◐	◐	◐
		◐	◐		◐		◐

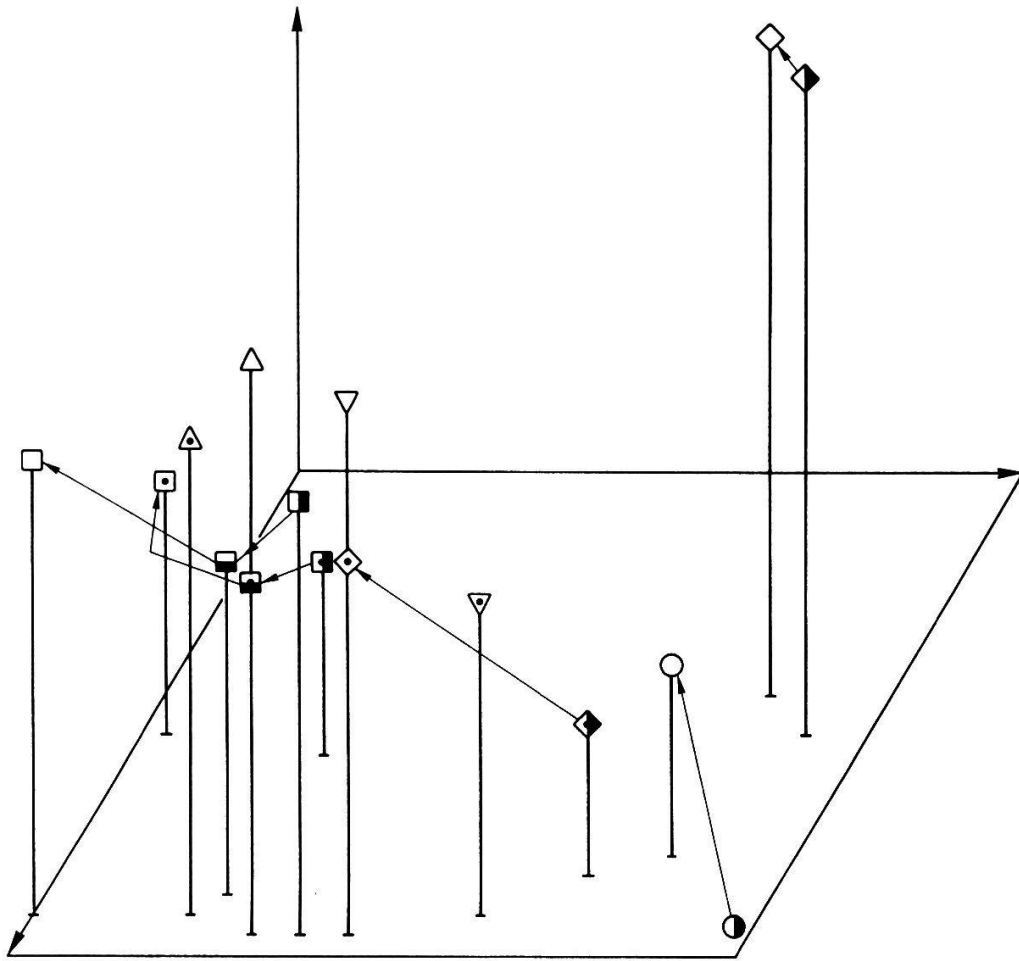


Abb. 28. Fläche 20: Diagramm 20-B

*Agrostis gigantea, *Calamagrostis epigeios, Carex acutiformis, *Molinia coerulea; *Centaurea angustifolia, Cirsium oleraceum, Cirsium palustre, Eupatorium cannabinum, *Inula salicina, *Lythrum salicaria, *Mentha aquatica, *Pulicaria dysenterica, Solidago serotina, Stachys palustris, Symphytum officinale

x: 38.8%, y: 28.2%, z: 14.2%; Total: 81.2%

4.2.2. Die PK-Parzellen im Vergleich zu den NPK-Parzellen

Grundlage für die folgenden Aussagen sind wie in Kapitel 4.2.1. die ordinierten Resultate der Korrespondenzanalysen.

4.2.2.1. Besprechung der einzelnen Versuchsflächen

a) Fläche 3 (Abb. 8, 17, 18)

Auf beiden Diagrammen (Abb. 17 u. 18) fällt die deutliche Trennung zwischen den ungedüngten Flächen und den P-Parzellen einerseits und den N-Parzellen andererseits auf, was auch Abbildung 8 dokumentiert. Solidago serotina hatte auf den N-Parzellen bereits 1979 einen hohen Deckungsanteil. Die Trennung von P1 und P2 ab 1981 (Abb. 17) ist auf die stärkere Verbreitung von Molinia und das geringere Vorkommen von Inula auf P1 zurückzuführen.

b) Fläche 6 (Abb. 9, 19)

Einer anfänglichen Annäherung an die N-Parzellen im zweiten Düngungsjahr (1980) folgte eine klare Eigenentwicklung (s. Abb. 19). Hervorgehoben sei Pulicaria, die zur häufigsten Art wurde (Abb. 9). (Leider fehlt für diese Fläche eine Vegetationsaufnahme des Ausgangszustandes.)

c) Fläche 13 (Abb. 10, 20, 21)

Die ebenfalls in die Auswertung einbezogene Kontrollfläche 12 ist der Fläche 13 benachbart und repräsentiert zusammen mit der Aufnahme von 1978 den Ausgangszustand vor der Düngung. 1979 glichen die P-Parzellen noch stark der Fläche 12 (Abb. 20), doch 1980 nähern sie sich den 1979er Aufnahmen der N-Parzellen (s. dazu auch EGLOFF 1983). Für den Alleingang von P1 im Sommer 1983 ist Calamagrostis verantwortlich. Auf Diagramm 13-B (Abb. 21) kommt dies nicht zum Ausdruck, weil Calamagrostis nicht Bestandteil der ihm zugrunde liegenden Datenmatrix ist.

d) Fläche 14 (Abb. 11, 22, 23)

Die P-Parzellen gehen schon 1979 eigene Wege (Abb. 22), was auch die Abbildung 11 zeigt; das liegt hauptsächlich am hohen Anteil von Inula. Ab 1980 sind die N- und P-Parzellen klar voneinander getrennt, mit einer Ausnahme: Das Ausscheren von P1 im Sommer 1983 ist mit der starken Ausbreitung von Calamagrostis zu erklären. Bei Berücksichtigung der Zählraten (Abb. 23) wird die Weiterentwicklung zwischen 1981 und 1983 deutlicher (s. auch Abb. 11): Stehen die P-Parzellen 1981 noch in der Nähe der ungedüngten Umgebung, nehmen sie 1983 eine eigene Position ein: Dies liegt hauptsächlich am Rückgang von Molinia und an der gleichzeitigen Zunahme von Cirsium palustre und Calamagrostis.

e) Fläche 15 (Abb. 12, 24, 25)

Im ersten Düngungsjahr glich die Vegetation noch sehr stark derjenigen der benachbarten Kontrollfläche 17. Während P2 im Bereich der ungedüngten Vegetation blieb, scherte P1 aus (Abb. 24): 1980 wies sie einen hohen Anteil an Agrostis auf, 1983 steht sie wegen der Häufigkeit von Mentha in der Nähe der N-Parzellen. Diagramm 15-B (Abb. 25) zeigt auch ein Ausscheren von P2, wofür die geringe Zahl von Molinia-Halmen verantwortlich gemacht werden kann. Die etwas isolierte Stellung der 1978er Aufnahme lässt sich mit der höchstwahrscheinlich zu tiefen Schätzung der Deckung von Molinia erklären.

f) Fläche 18 (Abb. 14, 26)

Für die Jahre 1979 und 1980 kann dasselbe wie für Fläche 13 festgestellt werden. In den folgenden Jahren finden keine bedeutenden Bestandesveränderungen mehr statt (Abb. 26), ganz im Gegensatz zu den N-Parzellen, auf denen eine Rückentwicklung in Gang ist, die auf den P-Parzellen aber viel weniger "notwendig" ist. Letztere sind etwas Molinia-ärmer (vgl. Abschnitt f) in Kap. 4.1.2.) und Agrostis-reicher als die Stickstoffparzellen, doch frei von Calamagrostis. Diagramm 18-A (Abb. 26) täuscht, wenn sie die P- gegenüber den N-Parzellen in einem schlechteren Zustand erscheinen lässt.

g) Fläche 20 (Abb. 16, 27, 28)

Die Entwicklung ist ebenfalls derjenigen auf Fläche 13 vergleichbar: 1979 glich die Vegetation noch recht stark derjenigen des Ausgangszustandes, während sie 1980 in der Nachbarschaft der N-Parzellen liegt (Abb. 27). Für die Rückentwicklungstendenz im Sommer 1983 von P2 ist der hohe Anteil von Molinia verantwortlich, schuldig am Ausscheren von P1 ist Solidago serotina (vgl. Abb. 16).

Diagramm 20-B (Abb. 28) vermittelt ein etwas anderes Bild: Hier ist P1 bereits 1981 isoliert, was auf die hohe Individuenzahl von Pulicaria zurückzuführen ist. P2 steht auf Abbildung 28 1981 besser und 1983 schlechter da als auf Abbildung 27, was sich mit der 1983 erhöhten Individuenzahl von Calamagrostis und Mentha (Deckungsgrade 1981 und 1983 identisch) sowie der 1983 geringeren Anzahl von Molinia-Blütenständen (Deckungsgrad 1983 höher als 1981) erklären lässt. Es war deshalb etwas voreilig, von Rückentwicklungstendenz zu sprechen.

4.2.2.2. Zusammenfassung

1. Die wichtigste Feststellung: Auch ohne N-Düngung wurden starke Verschiebungen in der Vegetationszusammensetzung ausgelöst.
2. Fünf der sieben besprochenen Versuchsflächen zeigten in der Entwicklung ihrer PK-Parzellen Gemeinsamkeiten und lassen sich in zwei Gruppen einteilen:
 - a) Auf drei Flächen (13, 18, 20) glichen die P-Parzellen im zweiten Düngungsjahr (1980) stark dem Zustand der N-Parzellen im ersten, nachdem sie sich im ersten Jahr nur wenig verändert hatten. In den folgenden Jahren konnte jedoch keine Parallelentwicklung mehr beobachtet werden. (Auf Fläche 6 kam es im zweiten Jahr zu einer Annäherung der N- und P-Parzellen.)
 - b) Auf zwei Flächen (3,14) gingen die N- und P-Parzellen von Anfang an getrennte Wege, was aber gut am unterschiedlichen Ausgangspflanzenbestand liegen könnte, denn 1978, vor der Düngung, waren nur die späteren N1-Parzellen aufgenommen worden.
(Auf die Annäherung der Vegetation der PK- an die NPK-Parzellen wurde bereits bei EGLOFF 1983 eingegangen: Am Beispiel des Verhaltens der Gräser Agrostis gigantea und Calamagrostis epigeios auf den Flächen 13, 14 und 15.)
3. Die P-Parzellen der nassen Fläche 15 veränderten sich auch ab 1980 nur relativ gering, diejenigen der anderen nassen Fläche (18) zeigten von allen besprochenen Düngungsflächen die geringsten Bestandesveränderungen.
4. Auf den meisten Flächen veränderten sich die P2-Parzellen (s. Abb. 5 in Kap. 3.1.) weniger stark als die P1-Parzellen (s. dazu auch Kap. 4.2.3.4.).

5. Nur in einem Fall führte die PK-Düngung zu einer klar feststellbaren Förderung von Leguminosen: Vicia cracca auf 13P1 (mehr dazu bei EGLOFF 1983, S. 129; Auswertung bis 1981). Vicia hatte 1983 weiter zugenommen. (Auch auf 14N2 konnte 1983 eine Ausbreitung beobachtet werden.)

4.2.3. Ertragsentwicklung

4.2.3.1. Vergleich der Ertragsentwicklung der NPK- und PK-Parzellen (Abb. 29 - 34)

Auf die von Jahr zu Jahr unterschiedliche Produktion der unmittelbaren Umgebung der Düngungsflächen wurde bereits in Kapitel 4.1.2. eingegangen, weshalb hier nur die Ertragsentwicklung der Düngungsparzellen zur Diskussion steht. Mit dem Mehrertrag gegenüber der Umgebung sowie mit den Unterschieden zwischen den N- bzw. den P-Parzellen befassen sich die folgenden Abschnitte. Deren Produktion in den Jahren 1979 und 1981 wurde bereits bei EGLOFF 1983 (S. 130) verglichen.

Bei den drei Versuchsflächen 13, 14 und 15, die ursprünglich kopfbinsenreiche Pfeifengraswiesen waren, steht bei 13 und 14 (ab 1981) einer Produktionsabnahme auf den N-Parzellen eine Zunahme auf den P-Parzellen gegenüber. Deshalb drängt sich die Vermutung auf, dass die P-Parzellen 1983 sogar produktiver als die N-Parzellen waren (s. auch 4.2.3.4.). Auf der nassen Fläche 15 wies lediglich die Parzelle N2 eine Zunahme auf; auf dieser Parzelle nahm auch als einziger der Gräser-Anteil zu.

Anders ist das Bild bei den trockeneren und produktiveren Flächen 3, 6 und 20: Nach einer starken anfänglichen Einbusse (Flächen 3 und 20) blieb die Produktion auf den Volldüngungsparzellen im Herbst 1982 konstant (3, 6) oder nahm sogar zu (20); die PK-Parzellen sind mit einer Ausnahme (20P1) klar distanziert. Auffällig sind die im Vergleich zur Umgebung nur sehr geringen Ertragsschwankungen auf den Flächen 3 und 6 (s. aber dazu auch Kap. 4.1.2.b), Punkt 5).

4.2.3.2. Zum Rückgang des Nettoertrags im Herbst 1982 auf den ehemaligen Volldüngungsparzellen (Tab. 17):

Unter "Nettoertrag" wird der Mehrertrag gegenüber der ungedüngten Umgebung verstanden.

Mit Ausnahme der Fläche 20N1, wo schon 1981 ein Ertragsrückgang zu verzeichnen war, zeigten alle N-Parzellen im Herbst 1982 deutliche Produktionsabnahmen. Doch fielen unsere Biomassewerte für 1982 zu tief aus: Die Vegetation der Versuchsflächen hatte 1981 effektiv auch noch im Oktober Gelegenheit, Nährstoffe zu speichern, weil die Bauern nicht, wie ein Jahr später, schon in der zweiten Septemberhälfte mähen konnten. Doch die Biomasseproben waren auch 1981 bereits Mitte September genommen worden. 1982 wurde an denselben Orten geschnitten, an Stellen also, auf denen 1981 der Nährstoffrückzug nur bis Mitte September möglich war. Dies allein kann die grosse Differenz jedoch nicht erklären. Zwei Erklärungsmöglichkeiten fallen weg:

a) Der Zeitpunkt der letzten Düngung lag zu weit zurück, als dass Verluste an gedüngtem Stickstoff durch Denitrifikation hätten von Bedeutung sein können.

b) Eine Rolle hätte das unterschiedliche Frisch-/Trockenmassen-Verhältnis, der unterschiedliche Xeromorphiegrad spielen können, doch kam es nur auf der Fläche 13 zu einer deutlichen Verschiebung des Gräser-/Kräu-

ter-Verhältnisses (s. Abschnitt 4.2.3.5.): Inula und Mentha erhöhten ihren Ertragsanteil.

Möglicherweise war die Immobilisation des gedüngten Phosphors weiter fortgeschritten, worunter hauptsächlich die Arten ohne herbstlichen Nährstoffrückzug litten.

Der Hauptgrund für die geringen Mehrerträge im Herbst 1982 ist aber wohl beim Wetter zu suchen: Wie in Kapitel 4.1.2.b) gezeigt wurde, war der Sommer 1982 wärmer als 1981 und die Wasserversorgung 1982 günstiger (s. auch Tab. 16). Gerade die Vegetation der ungedüngten Umgebung profitierte wohl stärker von den günstigen Witterungsbedingungen (erhöhte Transpiration bedeutet besserer Mineralstoffnachschub), was sich in einer Verkleinerung der Produktionsdifferenz zu den Düngungsflächen und damit in deren geringeren (prozentualen) Mehrertragswerten (Tab. 17) niederschlägt. Auch beim Vergleich von Dias gewinnt man den Eindruck, die Vegetation der Umgebung sei 1982 üppiger.

Tab. 17. Mehrproduktion der Düngungsparzellen gegenüber ihrer ungedüngten unmittelbaren Umgebung; Zeitpunkt: Mitte September

Table 17. Additional production of the fertilized plots compared to their unfertilized immediate environments in the middle of September

Die Flächen wurden 1979 und 1980 je 1x gedüngt

Ausnahmen: * 1979 2x gedüngt, 1980 nicht gedüngt

** 1979 2x gedüngt, 1980 1x gedüngt

The plots were fertilized once in 1979 and 1980

Exceptions: * fertilized twice in 1979, not fertilized in 1980

** fertilized twice in 1979, fertilized once in 1980

(Weitere Erklärungen s. Abb. 5 - for further information see fig. 5)

Fläche	Jahr	Mehrproduktion in % auf den Parzellen			
		N1	N2	P1	P2
13	1979	23	*	-7	*
	1981	104	25	39	3
	1982	52	52	-	24
	1983	-	-16	-	-
14	1981	60	-	52	26
	1982	-	-	-	-
	1983	-	-	63	77
	1981	60	** 80	38	** 32
15	1982	-5	3	-	-
	1983	-	-	63	77
	1981	74	* 45	41	* -6
	1982	2	11	-	-
20	1983	-	-	94	7
	1979	72	* -	21	* -
	1981	40	38	63	35
	1982	37	16	-	-
	1983	-	-	130	30

Abb. 29-34 (S. 62-64). Ertragsentwicklung auf den Düngungsflächen
(1979-1983)

Figs. 29-34 (p. 62-64). Yields of the fertilized plots (1979-1983)

TS = Trockensubstanz - dry matter; U = Umgebung - environment
N1, N2, P1, P2: s. Abb. 5 in Kap. 3.1.2.

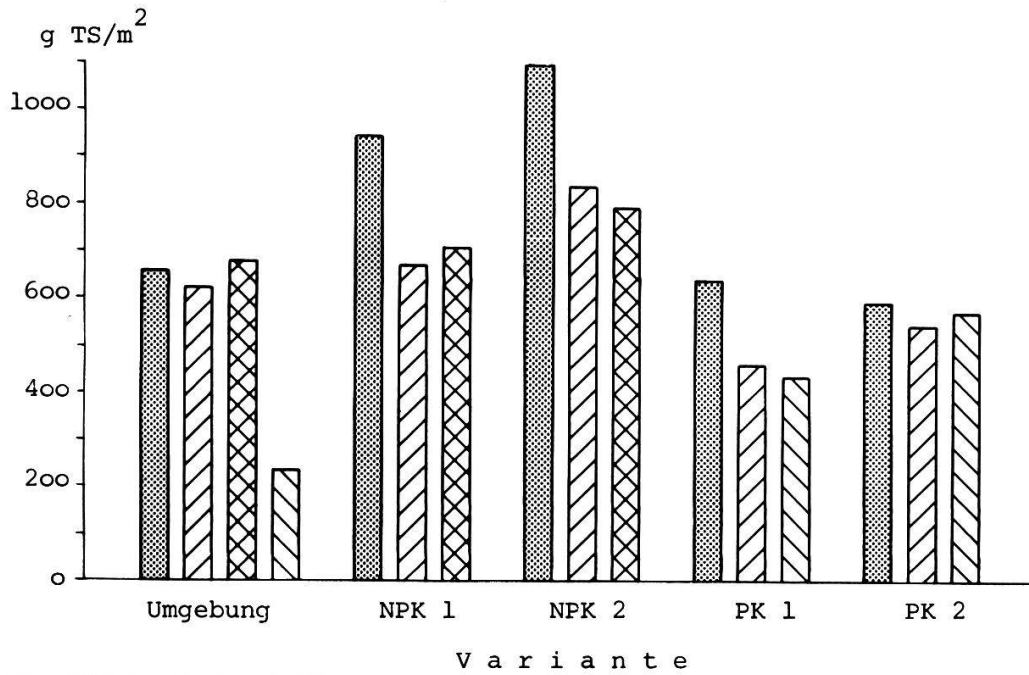


Abb. 29. Fläche 3 (plot 3)

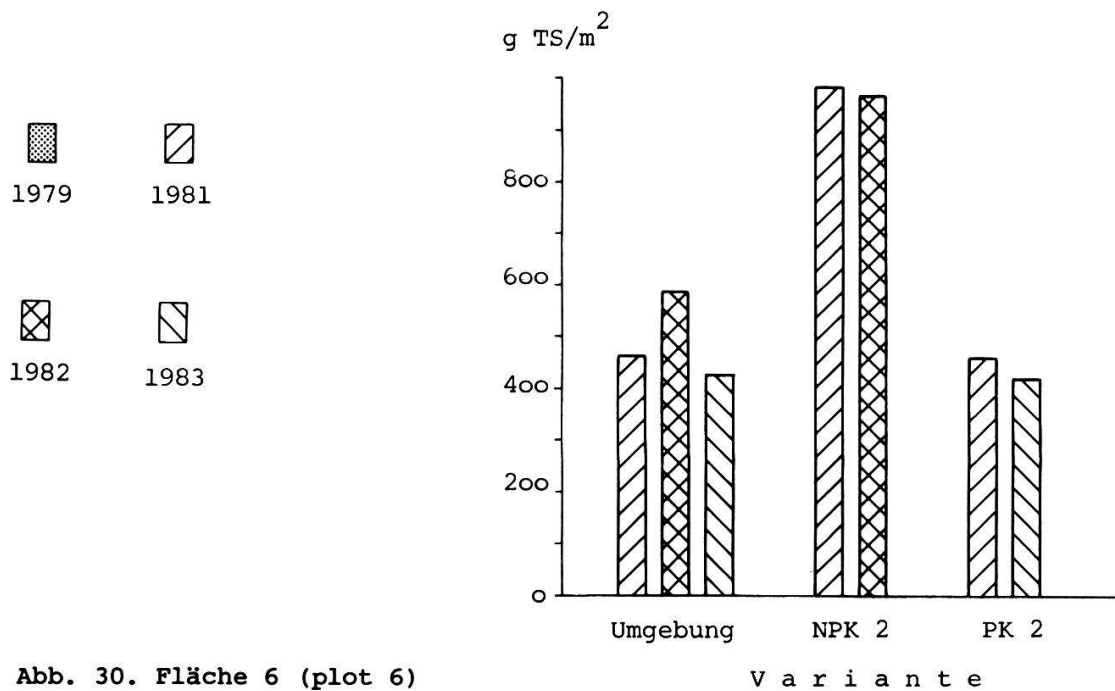


Abb. 30. Fläche 6 (plot 6)

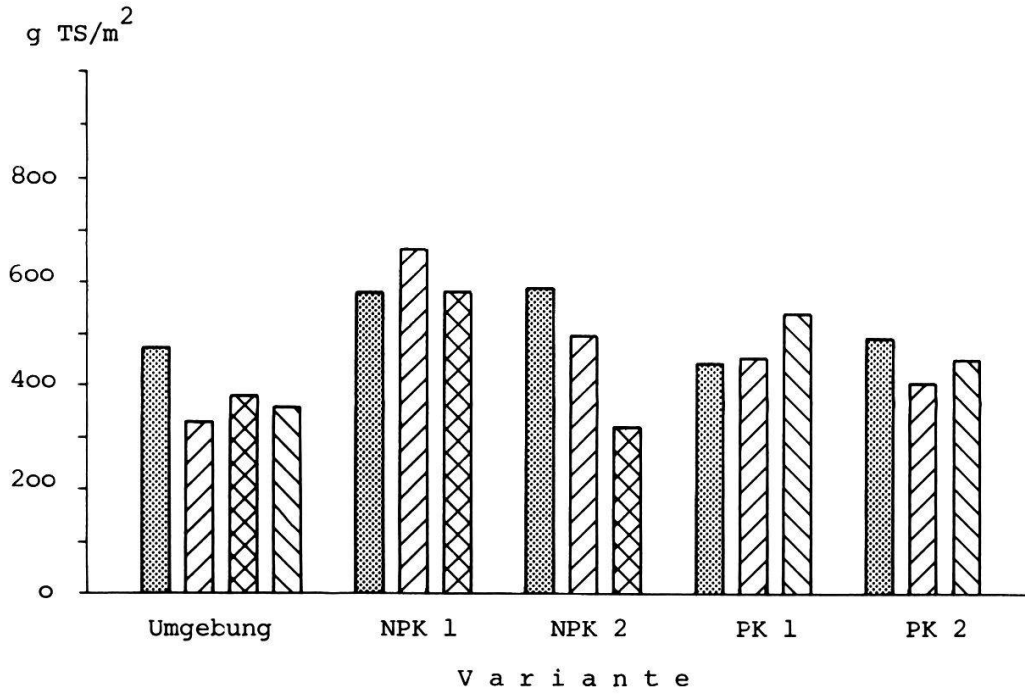


Abb. 31. Fläche 13 (plot 13)

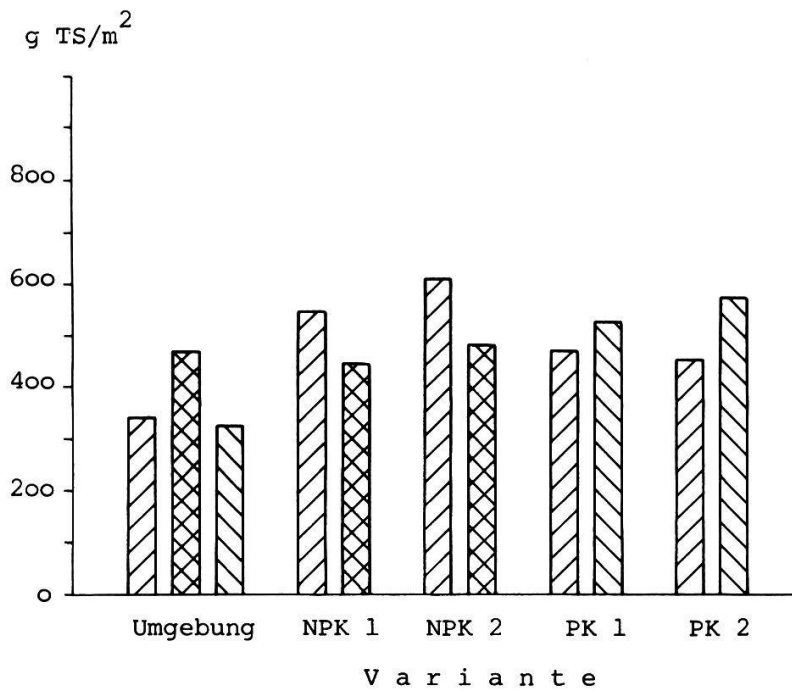


Abb. 32. Fläche 14 (plot 14)

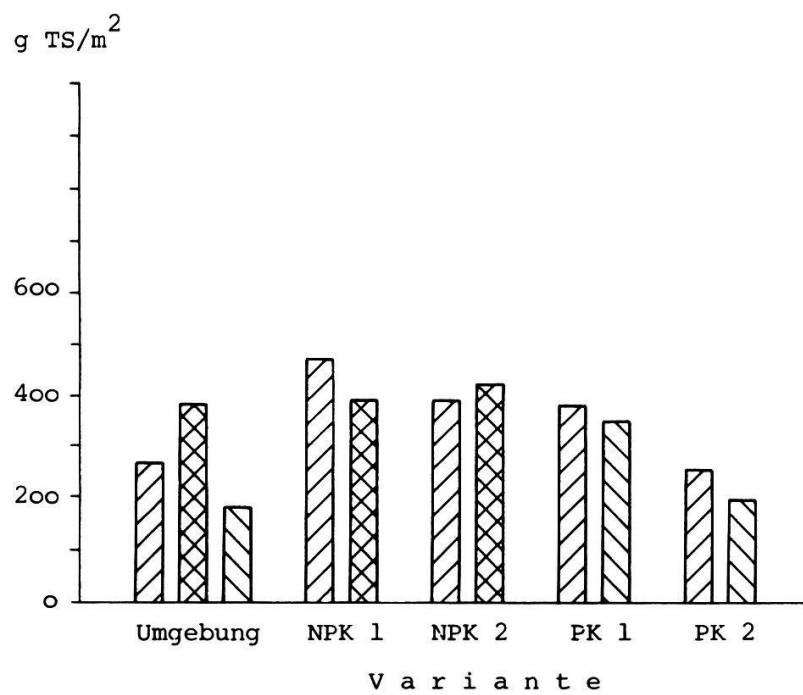


Abb. 33. Fläche 15 (plot 15)

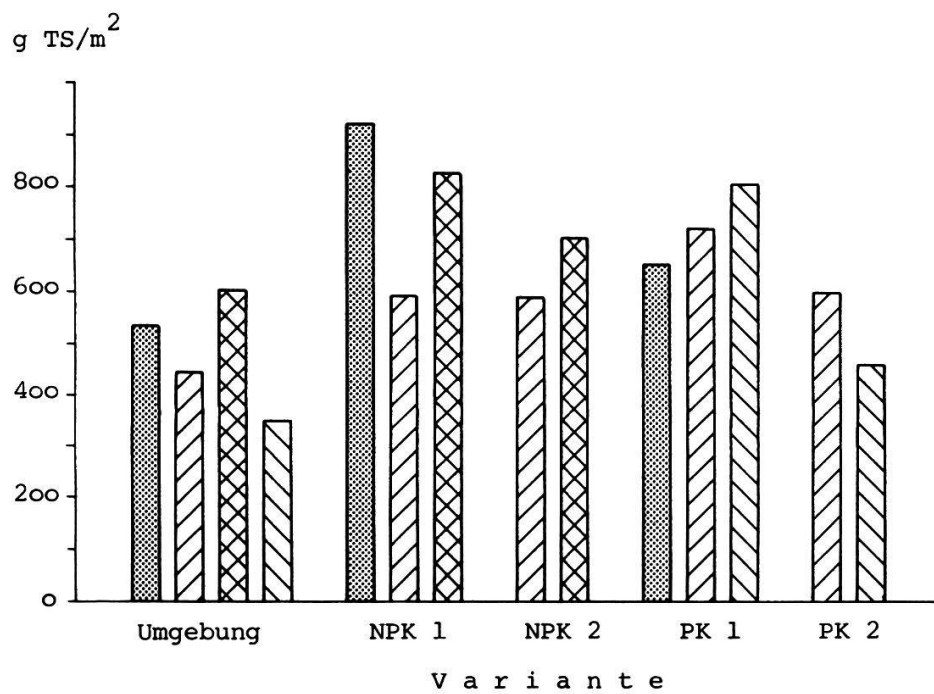


Abb. 34. Fläche 20 (plot 20)

4.2.3.3. Gegenüberstellung der N1- und N2- bzw. P1- und P2-Parzellen bezüglich ihres Nettoertrags (Tab. 17):

Alle vier Parzellen der Flächen 13, 15 und 20 erhielten insgesamt dieselben Düngermengen, doch waren deren N2- und P2-Parzellen 1979 zweimal, 1980 aber nicht mehr gedüngt worden (s. Tab. 2). Auf den Parzellen N2 und P2 der Flächen 3, 6 und 14 wurde hingegen 50% mehr Dünger ausgebracht.

1981 konnten auf den 1979 und 1980 je einmal gedüngten N1- und P1-Parzellen der Flächen 13, 15 und 20 in fünf von sechs Fällen deutlich höhere Erträge als auf den 1979 zweimal gedüngten N2- und P2-Parzellen gemessen werden. Bei diesen schienen die Mineralstoffe der zweiten Düngung von 1979 nur noch beschränkt zur Verfügung gestanden zu haben (P-Immobilisation, Denitrifikation, ev. Auswaschung von N; s. auch Abschnitt 4.2.3.2.). 1982 kann für die Flächen 13 und 20 dieselbe Feststellung gemacht werden.

Bei Fläche 14 ist N2 (3x gedüngt) N1 (2x gedüngt) erwartungsgemäss überlegen. Für die P-Parzellen kann die entsprechende Aussage erst 1983 gemacht werden (Tab. 17). N2 liegt 1982 bereits nicht mehr, P2 erst 1983 an der Spitze sämtlicher N- bzw. P-Parzellen-

4.2.3.4. Ertragsentwicklung auf den ehemaligen PK-Parzellen (Tab. 17):

Die Mehrproduktion der P-Parzellen der Flächen 13 und 20 im Herbst 1981 lässt sich mit der der entsprechenden N-Parzellen im Herbst 1979 vergleichen. (Sie liegt aber, bis auf Parzelle 20P1, unter derjenigen der zugehörigen N-Parzellen vom Herbst 1981.) Diese Beobachtung wurde bereits in einer früheren Arbeit diskutiert (EGLOFF 1983). Während P1 (1979 und 1980 je einmal gedüngt, s. Tab. 2) 1983 auf allen Flächen eine weitere starke Produktionssteigerung zeigte, war dies auf P2 nur bei Fläche 14 der Fall. (P2 war 1979 generell zweimal gedüngt worden, 1980 erhielt aber nur noch P2 von Fläche 14 Dünger (s. dazu auch den vorangehenden Abschnitt)). Diese Entwicklung deckt sich mit dem, was im vorangehenden Abschnitt auch für die N-Parzellen sowie bei der Besprechung der Bestandesumschichtungen hatte festgehalten werden können: P1 hatte sich stärker verändert als P2 (Kap. 4.2.2.2., Punkt 3).

1983 liegen die Mehrerträge von sechs der acht P-Parzellen höher als die Erträge der entsprechenden N-Parzellen im Herbst 1982. Trotz "fehlender" Stickstoffdüngung scheinen die PK-Parzellen den NPK-Parzellen drei Jahre nach der Düngung ertragsmässig überlegen zu sein (s. dazu auch Kap. 4.2.3.1.).

Nebst den Witterungsbedingungen (s. Kap. 4.2.3.2.) übt sicher auch die Artenzusammensetzung einen wesentlichen Einfluss auf die Trockenmasseerträge aus (s. 4.1.2.b), Punkt 5). An dieser Stelle muss auch daran erinnert werden, dass jeweils nur drei Parallelproben geschnitten wurden, was die Höhe der Werte ebenfalls beeinflusst.

4.2.3.5. Vergleich der Ertragsanteile in den Jahren 1981 und 1982 auf den N- bzw. 1981 und 1983 auf den P-Parzellen (Abb. 35 - 40):

Da 1979 die Biomasseproben nicht fraktioniert wurden und 1980 keine Probenahme erfolgte, dokumentieren die Stabdiagramme lediglich die "Nachwirkungen" der Düngung.

Abb. 35-40 (S. 66-69). Biomasse-Fractionen (in % des Gesamtertrags) der ehemaligen Düngungspartzellen und der unmittelbaren Umgebung der Versuchsflächen

Figs. 35-40 (S. 66-69). Standing crop, in % of total yield, of the former fertilized plots and of the immediate environments of the experimental plots

TS = Trockensubstanz - dry matter; U = Umgebung - environment
N1, N2, P1, P2; s. Abb. 5 in Kap. 3.1.2.

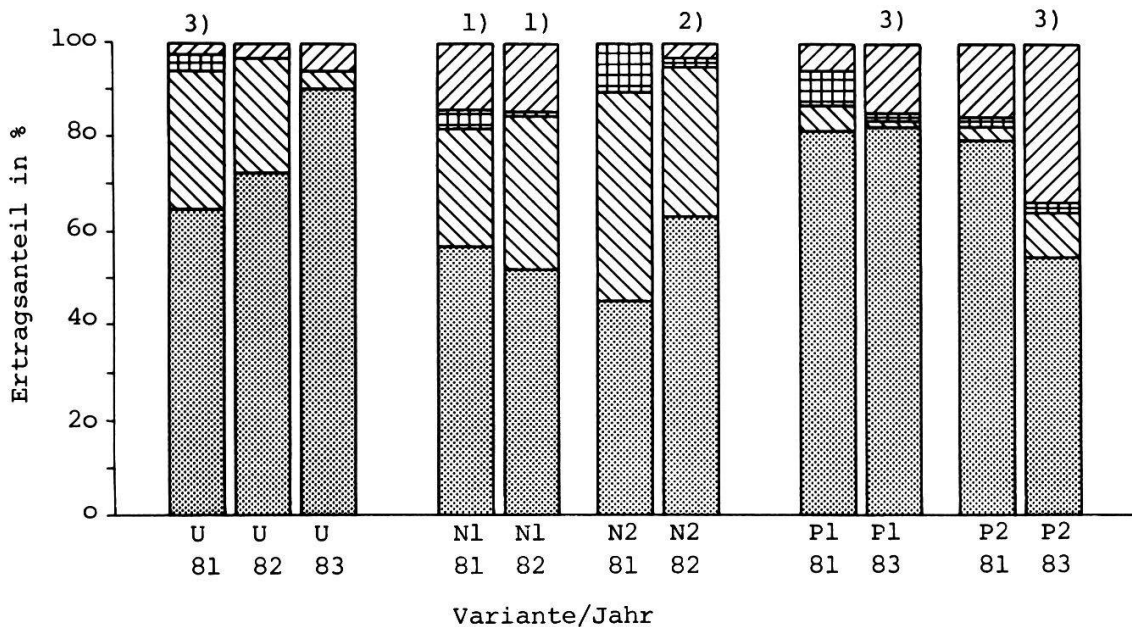
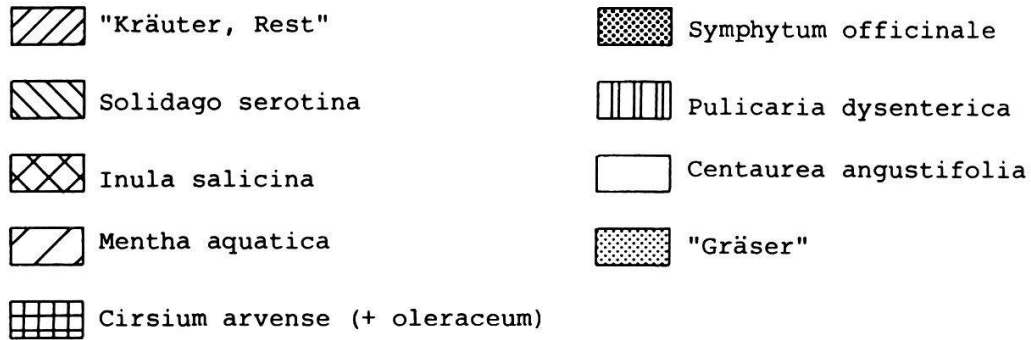


Abb. 35. Fläche 3. 1) viel Serratula tinctoria, 2) vor allem Stachys palustris, 3) vor allem Inula salicina

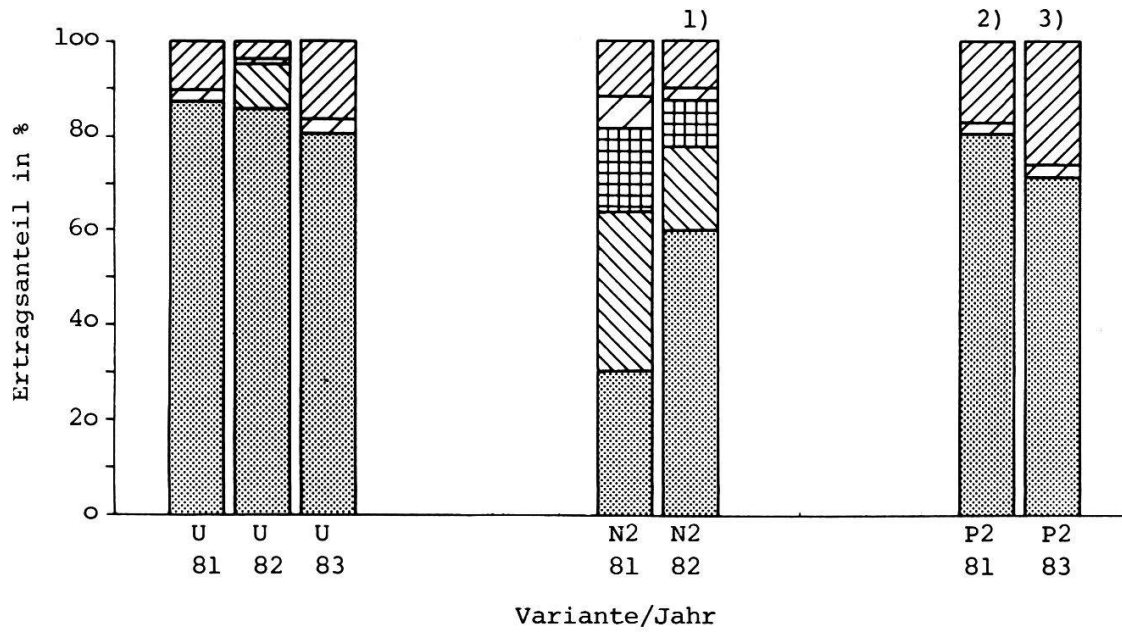


Abb. 36. Fläche 6. 1) Lysimachia vulgaris mit 4.3%, Pulicaria dysenterica mit 2.9%, Eupatorium cannabinum mit 2.3%, 2) viel Eupatorium, 3) Pulicaria mit 18.4%

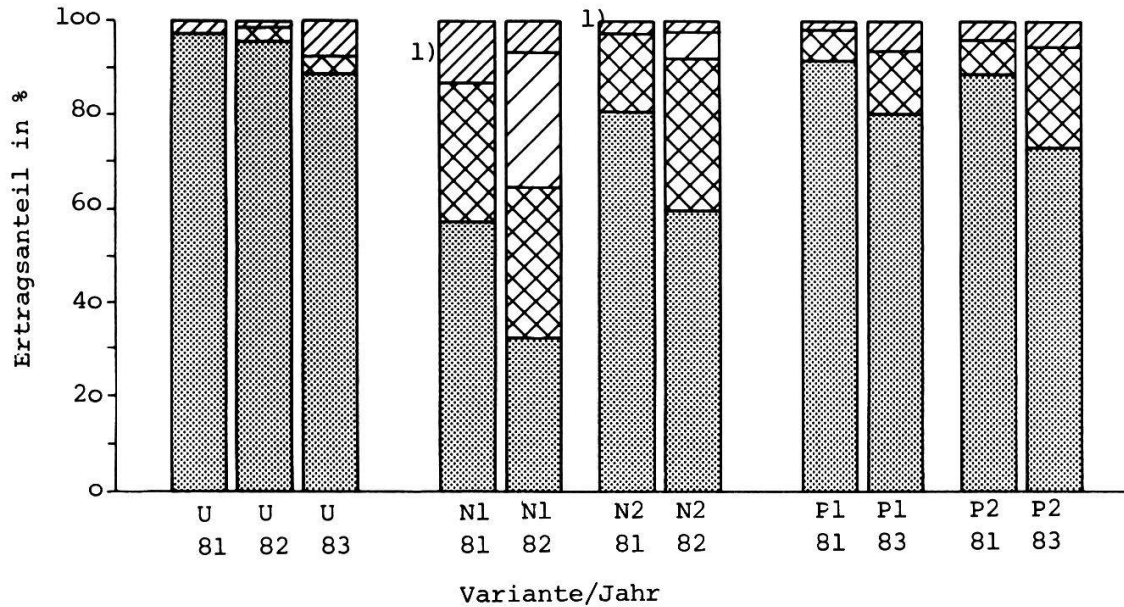


Abb. 37. Fläche 13. 1) vor allem Mentha aquatica

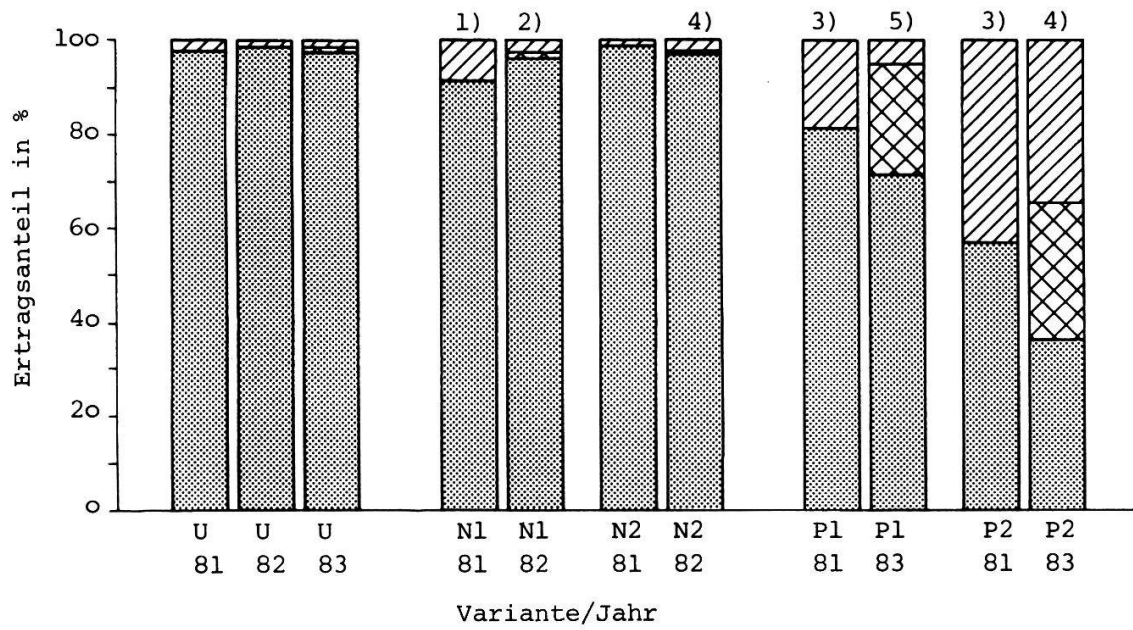


Abb. 38. Fläche 14. 1) Cirsium palustre mit 6%, 2) Cirsium mit 0.2%, 3) vor allem Inula salicina, 4) vor allem Galium album, 5) vor allem Cirsium palustre

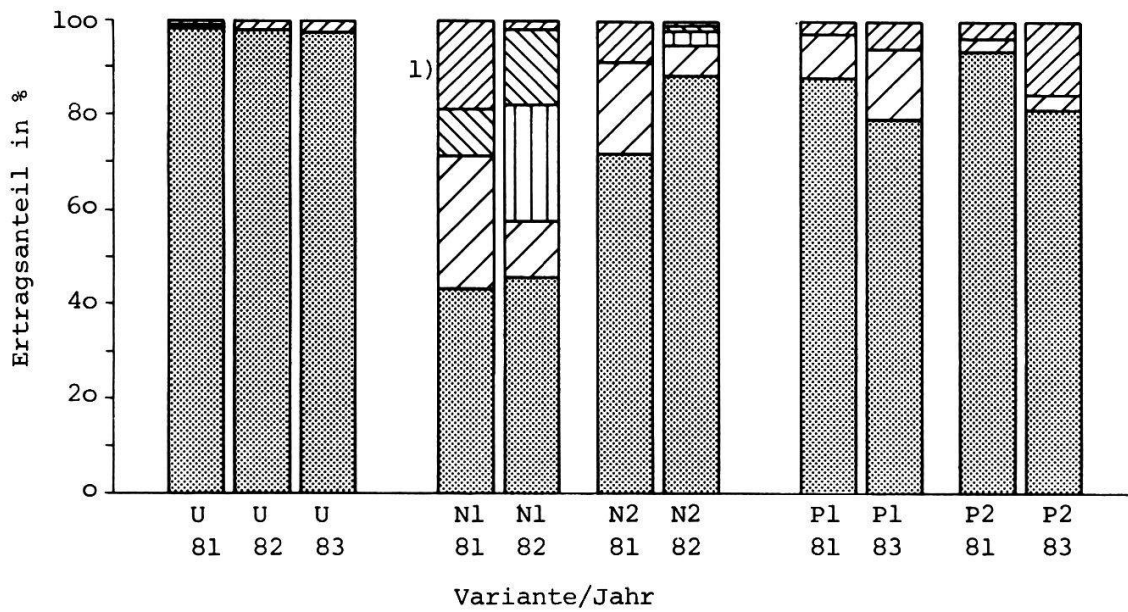


Abb. 39. Fläche 15. 1) vor allem Pulicaria dysenterica

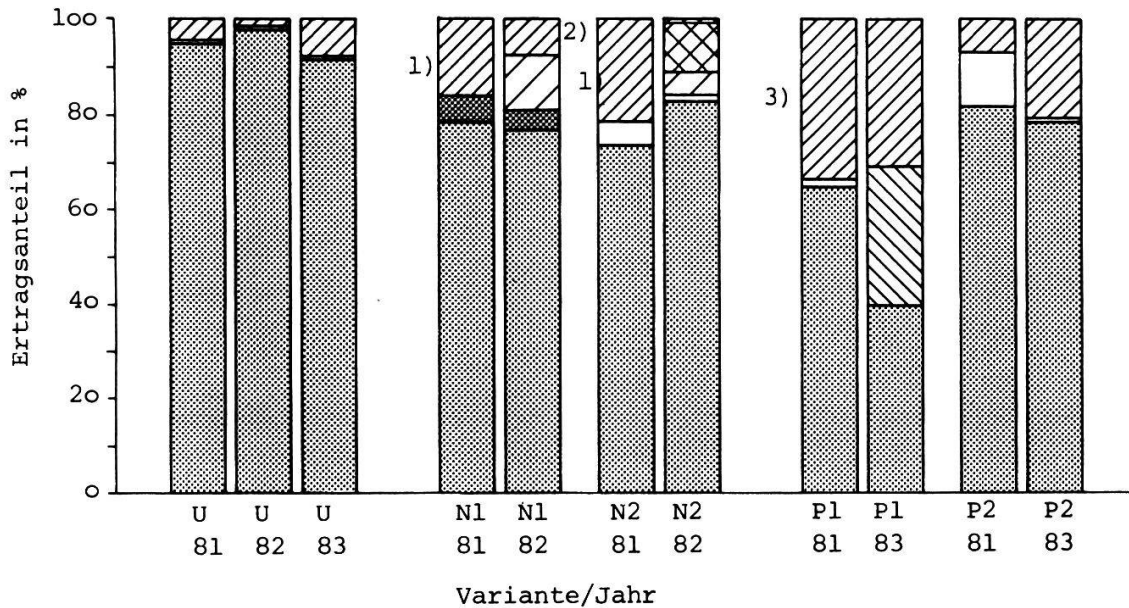


Abb. 40. Fläche 20. 1) vor allem Mentha aquatica, 2) vor allem Stachys palustris, 3) viel Solidago serotina

1. Umgebung (Abb. 35-40): Von der Umgebung der Flächen 13, 14, 15 und 20 liegen je drei sortierte Biomasse-Proben vor (1981-1983, jeweils Mitte September). 2/3 der Proben wiesen einen Grasanteil von 97% und mehr auf. Nur einmal lag der Wert mit 88.6% unter 90%.

Etwas grasärmer ist die Umgebung der trockeneren Flächen 6 und vor allem 3 (Abb. 35); bei 3 ist dies auf die Häufigkeit von Solidago serotina zurückzuführen.

2. Fläche 3 (Abb. 35): Solidago serotina konnte ihren Anteil auf N1, nicht aber auf N2 vergrößern. Auf den P-Parzellen ist das Bild ebenfalls uneinheitlich: Abnahme auf P1, Zunahme auf P2. Cirsium spec. zeigt auf den N-Parzellen rückläufige Tendenz. Während die Gräser ihren Anteil auf P1 halten konnten, wurden sie auf P2 vor allem von Inula zurückgedrängt.

3. Fläche 6 (Abb. 36): Im Sommer 1982 kam es auf der N-Parzelle zu einer Wiedererstarkung der Gräser (nämlich von Agrostis, Calamagrostis, Molinia und Phragmites) auf Kosten von Solidago, Cirsium arvense und Mentha (s. aber auch Kap. 4.2.1.2., Abschnitt b)). Auf der P-Parzelle drängte sich Pulicaria in den Mittelpunkt, was bereits in Kapitel 4.2.2.1., Abschnitt b) gezeigt werden konnte.

4. Fläche 13 (Abb. 37): Auf N1 breitete sich Mentha auf Kosten der Gräser aus, auf N2 wurden diese von der gleichen Art und vor allem von Inula zurückgedrängt. Inula bildete 1982 auf beiden Parzellen ziemlich genau einen Drittel des Ertrags. Auf den P-Parzellen nahm gegenüber der Umgebung der Kräuter-Anteil ebenfalls stark zu. Hauptprofiteur war Inula, auch in der Umgebung von 13 die dominierende Dikotyledone.

5. Fläche 14 (Abb. 38): Auf den N-Parzellen blieb der Anteil der Kräuter

fast unverändert klein. Lediglich Cirsium palustre auf N1 konnte sich vorübergehend etwas ausbreiten (Abb. 38). Auf den P-Parzellen konnte sich Calamagrostis weniger durchsetzen; vor allem auf P2 nahmen die Kräuter deutlich zu, wobei auch hier Inula dominiert.

6. Fläche 15 (Abb. 39): Auf N1 blieb der Gräseranteil 1982 gleich, doch breiteten sich Solidago serotina und vor allem Pulicaria auf Kosten von Mentha und der "übrigen Kräuter" aus. Auf N2 nahmen 1982 die Gräser auf Kosten von Mentha wieder zu, während auf den P-Parzellen die Kräuter ihren Anteil weiter vergrösserten. Dominierende Dikotyledone ist wie auf den N-Parzellen Mentha.

7. Fläche 20 (Abb. 40): Während N1 einen gleichbleibenden Gräser-Anteil von ca. 78% besass, zeigte N2 eine Zunahme von rund 10%. Centaurea angustifolia und Mentha gingen zurück. Auf P1 breitete sich Solidago serotina auf Kosten der Gräser stark aus, während Centaurea 1983 auf P2, bei einem unveränderten Kräuter-Anteil von ca. 20%, wie auf den N-Parzellen abnahm.

Zusammenfassung:

1. Alle Parzellen bis auf die N-Parzellen der Fläche 14, auf denen Calamagrostis epigeios dominierte, wiesen gegenüber der ungedüngten Umgebung einen bedeutend höheren Kräuter-Anteil auf.
2. Auf vielen N-Parzellen, nicht aber auf P-Parzellen hatte der Gräser-Anteil 1982 bzw. 1983 gegenüber 1981 zugenommen.
3. Auf etwas mehr als 2/3 aller Parzellen besaßen 1982 bzw. 1983 die N1- und P1-Parzellen einen höheren Kräuter-Anteil als die N2- und P2-Parzellen (Ausnahmen sind 3P, 13P und 14(P); s. auch Abschnitt 4.2.3.3., was die die Gegenüberstellung N1/P1 ↔ N2/P2 angeht).
4. Wo Mentha aquatica nicht schon am Anfang profitiert hatte, breitete sie sich aus (13N, 15P, (20N)); auf 15N, wo sie im ersten Düngungsjahr die Profiteurin gewesen war, nahm ihr Anteil hingegen ab.
5. Inula salicina profitierte mit Verzögerung, doch sehr erfolgreich von der Düngung.
6. Solidago serotina konnte ihren Anteil sogar auf der nassen Fläche 15 erhöhen.
7. Die Fraktionierung bestätigt die Resultate der Vegetationsanalyse, z.B. die Zunahme von Pulicaria dysenterica oder den Rückgang von Centaurea angustifolia.

4.2.4. Zusammenfassung der Düngungseffekte

4.2.4.1. Geförderte Arten

Im folgenden soll versucht werden, die Arten, die von der Düngung profitierten, zu gruppieren. "Förderung" schliesst auch eine eventuelle Neuansiedlung mit ein, was z.B. für Solidago serotina zutrifft.

1. Typische Arten der Streuwiesen, bei denen eine starke Zunahme oder sogar eine Herdenbildung beobachtet werden konnte:
Centaurea angustifolia, Cirsium palustre, Inula salicina, Mentha aquatica, Pulicaria dysenterica.
(Inula trifft man auch in ungestörtem Streuland häufig in Herden.

Auch Mentha und Pulicaria kommen nach KLÖTZLI (mündl.) oft in Herden vor.)

Auf den P-Parzellen der nassen, niederwüchsigen Flächen 15 und 18 wurde eine Förderung von Succisa pratensis und auf 15P2 von Selinum carvifolia beobachtet. Auch auf 14N1 und 18N2 profitierte Succisa deutlich.

18P1 stach wegen der üppiger wachsenden Molinia aus ihrer Umgebung heraus.

2. Arten, die in ungestörten Streuwiesen nur sporadisch anzutreffen sind, in gedüngten Feuchtwiesen (Calthion/Bromion racemosi) jedoch häufig auftreten:

Agrostis gigantea, Carex acutiformis (s. auch unter 5.); Angelica silvestris (nur Fläche 20N), Cirsium oleraceum, Lotus uliginosus (nur auf 13P beobachtet).

3. Arten mit breitem Verbreitungsspektrum, die in ungestörten Streuwiesen nur sporadisch anzutreffen sind:

Calamagrostis epigeios (s. aber auch Punkt 3 in Kap. 4.2.1.3.); Symphytum officinale.

4. Arten mit breitem Verbreitungsspektrum, die in trockeneren Riedern (trockeneren Pfeifengraswiesen und Hochstaudenstaudenriedern) häufig sein können, aber auch in feuchteren angetroffenen werden (KLÖTZLI 1969, s. Tab. im Anhang):

Festuca arundinacea; Galium verum (auf 13P und 16P2 gefördert), Vicia cracca (nur auf 13P deutlich gefördert).

5. Arten, die als typische Vertreter der Hochstaudenfluren (Filipendulion) zu bezeichnen sind:

Carex acutiformis; Eupatorium cannabinum, Filipendula ulmaria (nur Fläche 3), Lysimachia vulgaris, Stachys palustris, Valeriana officinalis (nur Fläche 13).

6. Ruderalpflanzen, die in gut gepflegten Riedern meist nur gestörte, offene Stellen, z.B. um Pfosten herum, besetzen:

Cirsium arvense, Solidago serotina, Solidago canadensis.

Unter den geförderten Arten wird man jetzt eine Gruppe vermissen, nämlich die der Fettwiesenarten und darunter vor allem die Futtergräser. Galium album ist die einzige Art, die erwähnt werden kann. Gräser wie Dactylis glomerata und Poa pratensis, die ihren Schwerpunkt in fetten Wiesen haben, sowie typische Futterwiesengräser wie Lolium multiflorum, Phleum pratense und Poa trivialis wurden (als fertile Individuen) nur in geringer Zahl angetroffen. Galium album, Dactylis glomerata und Poa pratensis sind Arten, die auch in Riedern vorkommen, von KLÖTZLI (1969) aber fast nur in Hochstaudenriedern und trockeneren Pfeifengraswiesen angetroffen wurden, meistens mit einer Deckung von wenigen Prozenten. Auf der Lunnerallmend (ohne trockene Pfeifengraswiesen) wachsen sie nur in der verhochstaudeten Randzone. Auch Anthoxanthum odoratum, Festuca rubra und Poa palustris wurden nur mit geringer Häufigkeit festgestellt. Fünf dieser acht Gräser fanden sich jeweils nur auf einer der insgesamt acht hier besprochenen Düngungsflächen. Rund ein Drittel der Angaben datiert aus dem Sommer 1983, mehr als die Hälfte stammt von der bereits vor der Düngung leicht verhochstaudeten Fläche 3.

4.2.4.2. Benachteiligte Arten

Beinahe unerwähnt blieben bis jetzt die Arten, die infolge der Düngung stark zurückgingen oder sogar ganz verschwanden. Zu nennen sind (nebst der schon mehrmals erwähnten Molinia) hauptsächlich die vorher dominierenden niederwüchsigen Sauergräser Carex hostiana, Carex panicea und

Schoenus nigricans, die hauptsächlich auf den Volldüngungsparzellen in der Konkurrenz um das Licht unterlagen. Ausnahmen bilden auch hier die nassen Flächen 15 und 18 (s. Abb. 12, 14). Vom Ausfall dieser Sauergräser profitierten z.T. andere Riedpflanzen (s. Punkt 1 im vorangehenden Kapitel).

4.2.4.3. Veränderungen in Kleinseggenriedbeständen

Abschliessend einige Bemerkungen zu den im Kleinseggenriedbereich liegenden, lediglich extensiv bearbeiteten Düngungsflächen 6 (N1, P1) und 23 (s. Tab. 2 in Kap. 3.1.2.): Im Sommer 1979 fielen auf 23 (nur auf N1) lediglich ein paar üppige Individuen von Symphytum officinale auf. Auf 6 N1 etablierte sich Agrostis gigantea bereits 1979, breitete sich aber 1980 nicht aus. Als ich die Fläche 1983 mit ihrer unmittelbaren Umgebung verglich, erschienen mir mehrere Arten vitaler (d.h. häufiger, üppiger, mit mehr fertilen Individuen), auf P1 weniger ausgeprägt als auf N1. Es waren dies Agrostis gigantea, Carex elata, Lythrum salicaria, Mentha aquatica, Pedicularis palustris, Senecio paludosus und Stachys palustris.

4.2.5. Photographische Dokumentation der Düngungseffekte

Die folgenden drei Abbildungen dokumentieren die Auswirkungen der Düngung in den beiden Düngungsjahren. Einen Eindruck von der mittelfristigen Wirkung bzw. der Nachwirkung der Düngung vermitteln die Aufnahmen in Kapitel 4.4.8. (s. Mittelstreifen, = Herbstvarianten).



Abb. 40a. Düngungsfläche 13N im ersten Jahr (15. Juli 1979).
(Auffallende Häufigkeit von Agrostis gigantea.)

Fig. 40a. Fertilized plot 13N in the first year (July 15, 1979).
(Agrostis gigantea very frequent).



Abb. 40b. Düngungsfläche 20N im ersten Jahr (15. Juli 1979).

(Die auffälligste Pflanze ist Angelica silvestris.)

Fig. 40b. Fertilized plot 20N in the first year (July 15, 1979).

(The most conspicuous plant is Angelica silvestris.)



Abb. 40c. Düngungsfläche 14 N1 im zweiten Jahr (23. Juli 1980).

(Dominierende Pflanzen: Cirsium palustre und Calamagrostis epigeios.)

Fig. 40c. Fertilized plot 14 N1 in the second year (July 23, 1980).

(Dominating plant species: Cirsium palustre and Calamagrostis epigeios.)

4.3. DUENGUNGSVERSUCH KLOTEN

4.3.1. Zum Ausgangspflanzenbestand

Die Riedparzelle, auf der dieser Düngungsversuch durchgeführt wurde, war offenbar früher zeitweise nicht mehr geschnitten worden, was sich in der Häufigkeit der typischen Hochstaudenriedarten (und somit Eutrophierungszeiger) Filipendula ulmaria und Lysimachia vulgaris und vor allem dem häufigen Auftreten von Gehölzanflügen zeigt: Neben Frangula alnus und Rhamnus cathartica, die sehr zahlreich sind, konnten auch Crataegus monogyna und Viburnum opulus beobachtet werden. Die starke Präsenz der beiden erwähnten Hochstauden sowie das stellenweise häufige Vorkommen von Cirsium palustre können aber auch mit der durch den nahen Himmelsbachgraben bedingten Entwässerung in Verbindung gebracht werden, die sich in einer verstärkten Mineralisation und damit in einer Auteutrophierung äussert. Auch die starke Präsenz von Juncus subnodulosus auf dieser Riedfläche weist in diese Richtung.

4.3.2. Die Düngungseffekte (Abb. 41)

Da die beiden Konzentrationsstufen (s. Abb. 7 in Kap. 3.3.2.) nicht unterschieden werden können, wird in der Folge nicht auf sie eingegangen. Ausser den 4 Volldüngungsparzellen machen auf Abbildung 41 fünf weitere Flächen 1983 einen grossen Sprung. In drei Fällen (N-Parzelle 1, NK-Parzellen 6 und 7) ist dies auf den starken Rückgang der Halmzahl von Festuca rubra zurückzuführen. Auf der NK-Parzelle 10 steht der Abnahme von Lysimachia die Zunahme von Phragmites gegenüber, während für den Sprung der N-Parzelle 4 die Erklärung unbefriedigend bleibt: Festuca rubra, auf keinem Zählquadrat angetroffen, figuriert 1983 nicht mehr in der Vegetationsaufnahme; die einzige weitere deutliche Verschiebung ist der Rückgang von Phragmites.

1983 nimmt ausser drei (der vier) NPK-Parzellen und der soeben erwähnten Teilfläche 4 nur die 0-Parzelle 2 eine isolierte Stellung ein, was an der Häufigkeit von Festuca rubra liegt. Die vier Volldüngungs-Parzellen, die einzigen, auf denen auch Phosphor ausgebracht wurde, heben sich ferner durch folgendes ab:

1. Auf allen NPK-Parzellen und sonst auf keiner anderen hatte die Zahl der Blütenstände von Festuca rubra sehr stark zugenommen.
2. Holcus lanatus-Halme wurden 1982 nur in den Zählquadraten von 3 NPK-Parzellen angetroffen; auf zwei Parzellen stagnierte die Zahl 1983, auf der dritten verdoppelte sie sich beinahe. Die Aufnahmen hingegen halten 1983 auf allen vier NPK-Parzellen eine Zunahme bzw. eine Neuan siedlung fest. Holcus wurde sonst nur noch auf der N-Parzelle 4 notiert; gemäss dem Protokollblatt vom September 1981 bereits 1981, vor der Düngung, und in den Jahren 1982 und 1983 mit 1% Deckung. Die 0-Parzelle 13 liegt "eingeklemmt" zwischen zwei NPK-Parzellen (s. Abb. 7 in Kap. 3.3.2.) und ist frei von Holcus. Weil vor der Düngung keine Vegetationserhebungen durchgeführt werden konnten (s. Kap. 3.4.1.), kann nicht mit Sicherheit gesagt werden, dass Holcus erst mit der Düngung (fertil) auftrat. Jedenfalls figuriert sie auf den Protokollblättern vom September 1981 nur bei Fläche 4. - Holcus hat nach KLAPP (1974) in unserer Höhenlage seinen Schwerpunkt im Calthion, kommt jedoch auch im Molinion und im Filipendulion vor. Aufgrund der Aufnahmen von KLÖTZLI (1969, s. Tab. im Anhang) ist er vor allem in den sauren Pfeifengraswiesen anzutreffen.

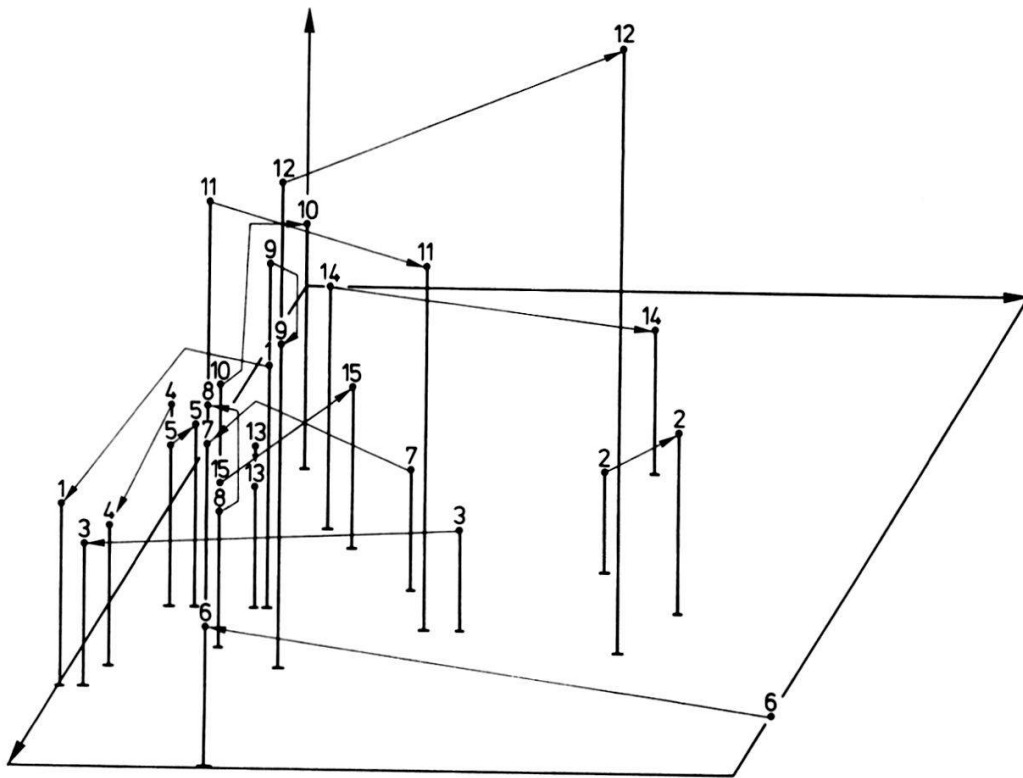


Abb. 41. Ordination der Vegetation der Klotener Düngungsparzellen mittels einer Korrespondenzanalyse

(Angaben zur Datenmatrix s. Kap. 3.7.1.2.)

Fig. 41. Ordination of the vegetation of the fertilized plots near Kloten by correspondence analysis

(For data matrix see chap. 3.7.1.2.)

Die Nummern entsprechen den Nummern der Düngungsparzellen (s. Abb. 7 in Kap. 3.3.2.). Die Pfeile verbinden die "Aufnahme" von 1982 mit der von 1983.

Numbers correspond to the numbers of test plots (see fig. 7). The arrows link 'relevé 1982' with 'relevé 1983'.

Beiträge der Achsen zur Erklärung der Gesamtvarianz; in Klammern die Arten mit dem grössten Beitrag:

Contributions of the axes to the explanation of the total variance; in brackets the species with the greatest contribution:

x: 45.6% (Zähldaten Festuca rubra und Lysimachia vulgaris)

y: 20.7% (Zähldaten von Holcus lanatus, Lysimachia und Festuca)

z: 13.2% (Zähldaten von Phragmites communis und Lysimachia)

3. Auf allen vier Volldüngungs-Parzellen besass Filipendula ulmaria eine Deckung von ca. 10% und mehr, auf zweien nahm sie deutlich zu. Ähnlich viel Filipendula, die auf dieser Riedwiese generell recht häufig ist (s. Kap. 4.3.1.), trugen sonst nur noch die N-Parzelle 1 (1982 wurden sogar 15% notiert) und die NK-Parzelle 6, hier aber erst 1983.
4. Nur auf den 1983er-Aufnahmen von drei Volldüngungs-Parzellen erhielt Lysimachia vulgaris gegenüber 1982 höhere Werte.
5. Bei der Vegetationsaufnahme war auch die Gesamtzahl der Stengel von Cirsium palustre notiert worden. Nebst gleichbleibender Anzahl und Abnahmen wurden 1983 auf einer O- und zwei N-Parzellen Zunahmen festgestellt (1982 --> 1983: 0 --> 1 bzw. 0 --> 2 und 2 --> 4). Um einiges deutlicher ist jedoch der Anstieg der Zahl fertiler Individuen auf drei von vier Volldüngungsparzellen: 0 --> 1, 0 --> 3, 0 --> 4, 1 --> 6.
6. Die NPK-Parzellen sind auch die einzigen, die sich optisch abheben (Abb. 41a).

Dass die Düngungseffekte nicht deutlicher sind, liegt zum einen an den geringen Düngermengen (s. Kap. 3.3.2.), zum andern an der bereits anfangs gestörten Vegetation (Kap. 4.3.1.).



Abb. 41a. Düngungsversuch Kloten im zweiten Jahr (4. Juli 1983)

Fig. 41a. Fertilizer test near Kloten in the second year (July 4, 1983)

4.4. REGENERATIONSEXPERIMENT LUNNERALLMEND

4.4.1. Produktionsvergleich der Bewirtschaftungsvarianten

4.4.1.1. Einleitung

Mit dem zusätzlichen Schnitt im Frühsommer sollte der Standort dazu angeregt werden, mehr Biomasse als bei einschüriger Nutzung im Herbst zu produzieren, um die Mineralstoffwegfuhr und damit die Verarmung zu beschleunigen. Nach dem folgenden Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten bezüglich ihrer Produktion wird im nächsten Kapitel (4.4.2.) nach dem am besten oligotrophierenden Schnittregime gefragt.

4.4.1.2. Besprechung der einzelnen Versuchsflächen

a) Fläche 3 (Abb. 42, 43):

In beiden Jahren produzierte die Herbstvariante am meisten Biomasse. Auffällig ist zudem die Produktionsabnahme der Frühschnittvarianten im zweiten Jahr.

b) Fläche 6 (Abb. 44):

Hier ist der Produktionsvorsprung der Herbstvariante noch viel ausgeprägter. Die Frühschnittvarianten zeigten 1982 keine Einbusse.

c) Fläche 13 (Abb. 45, 46):

1982 brachten sämtliche Varianten weniger Ertrag. Auf N1 erreichte die Juli-Variante die Totalwerte der Herbstvariante knapp (Abb. 45), auf N2 übertraf sie diese (Abb. 46). Auf N2 produzierte auch die Juni-Variante insgesamt mehr als die Herbstvariante.

d) Fläche 14 (Abb. 47, 48):

Auf 5 der 6 Varianten nahm 1982 die Wegfuhr an pflanzlicher Biomasse ab. In der Gesamtbilanz steht einmal die Juli- und einmal die Herbstvariante an der Spitze.

e) Fläche 15 (Abb. 49, 50):

Keine klare Aussagen ermöglichen die Werte dieser Fläche. Die Gesamtbilanz entspricht der von Fläche 14.

f) Fläche 20 (Abb. 51, 52):

Auch hier stehen sich Varianten mit Zu- und Abnahmen gegenüber. Am produktivsten ist auf beiden Teilflächen die Juli-Variante.

4.4.1.3. Zusammenfassung und Diskussion

Auf 6 der insgesamt 11 Teilflächen bringt die Herbstvariante in der zweijährigen Versuchsperiode den grössten Ertrag, auf 5 die Variante mit zusätzlichem Frühschnitt im Juli. Der Schnitt Mitte September ist sicher für die Juli-, aber eigentlich auch für die Juni-Variante ein zweiter Frühschnitt. Bei einem späteren herbstlichen Schnittzeitpunkt würde die Juli-Variante gegenüber der Herbst-Variante also bestimmt noch besser dastehen.

Auf gestörten Streuwiesen scheint Mehrschnittnutzung also nicht in jedem

Fall auch zu höheren Erträgen zu führen. In einem angedüngten Gentiano - Molinietum nördlich des Bodensees brachte die einschürige, im Oktober gemähte Variante im ersten Versuchsjahr mehr Ertrag als eine der beiden dreischürigen Varianten (KAPFER 1983). (Das unterschiedliche Verhalten der beiden dreischürigen Varianten sowie die hohe Produktion auf der zweischürigen Variante ist sehr wahrscheinlich auf die unterschiedliche Phosphorversorgung zurückzuführen).

Ertragsmässig schnitt die Juni-Variante am schlechtesten ab, doch darf daraus nicht auf eine ungenügende oligotrophierende Wirkung, d.h. auf einen geringen Entzug an Mineralstoffen geschlossen werden. "Höhere Gesamtproduktion" braucht nicht "grösserer Nährstoffentzug" zu bedeuten; zu berücksichtigen sind die Schnittzeitpunkte bzw. der jeweilige Entwicklungsstand der Vegetation. Ueber die Nährstoffentzüge gibt das folgende Kapitel Auskunft.

Abb. 42-52 (S. 78-83). Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten bezüglich der weggeführten Biomasse

Fig. 42-52 (p. 78-83). Comparison of management treatments relative to their harvested crop

TS = Trockensubstanz - dry matter, U = Umgebung - environment

Juni = im Juni und im September geschnitten - mown in June and September

Juli = im Juli und im September geschnitten - mown in July and September

Herbst = nur im September geschnitten - only mown in autumn

□ Herbstschnitt bzw. Total der Jahre 1981 und 1982 ▨ Frühschnitt

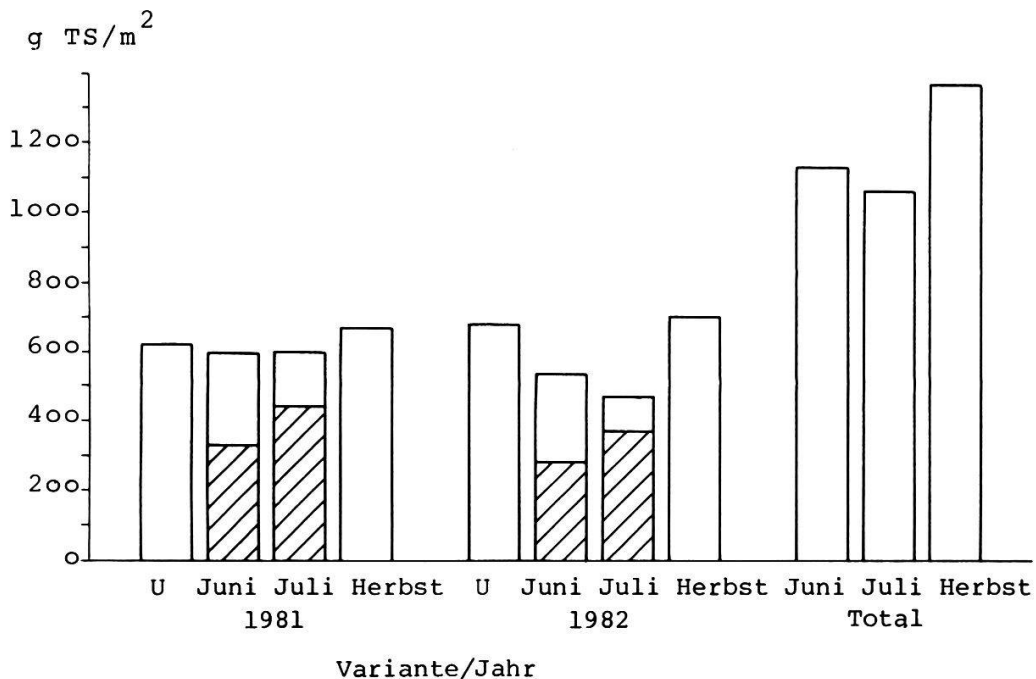


Abb. 42. Fläche 3 N1



Abb. 43. Fläche 3 N2

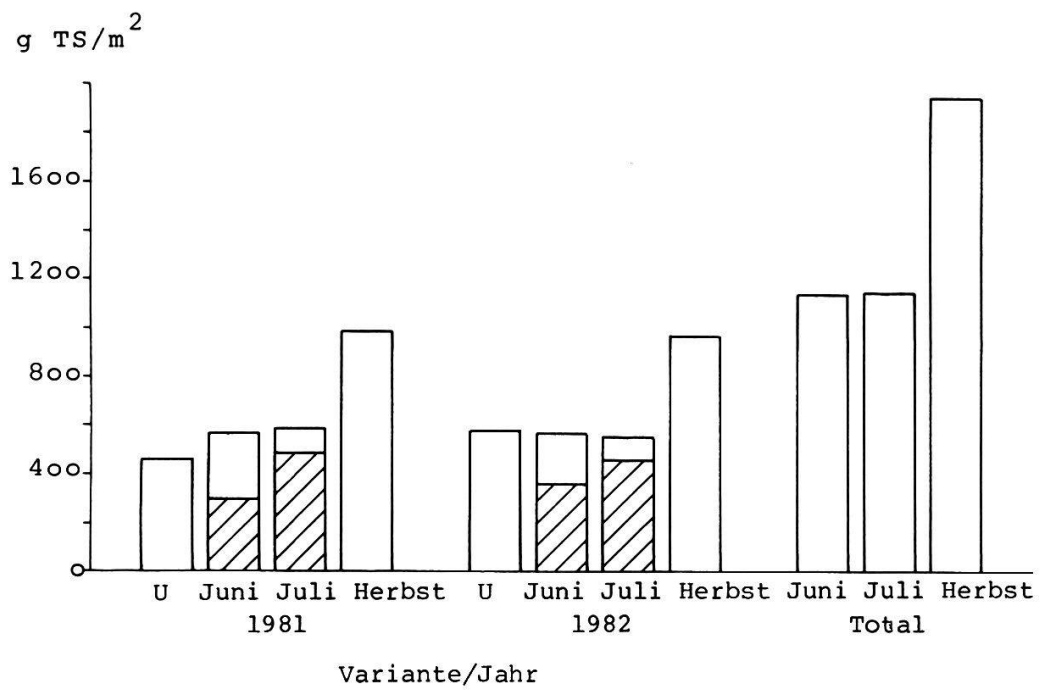


Abb. 44. Fläche 6 N2

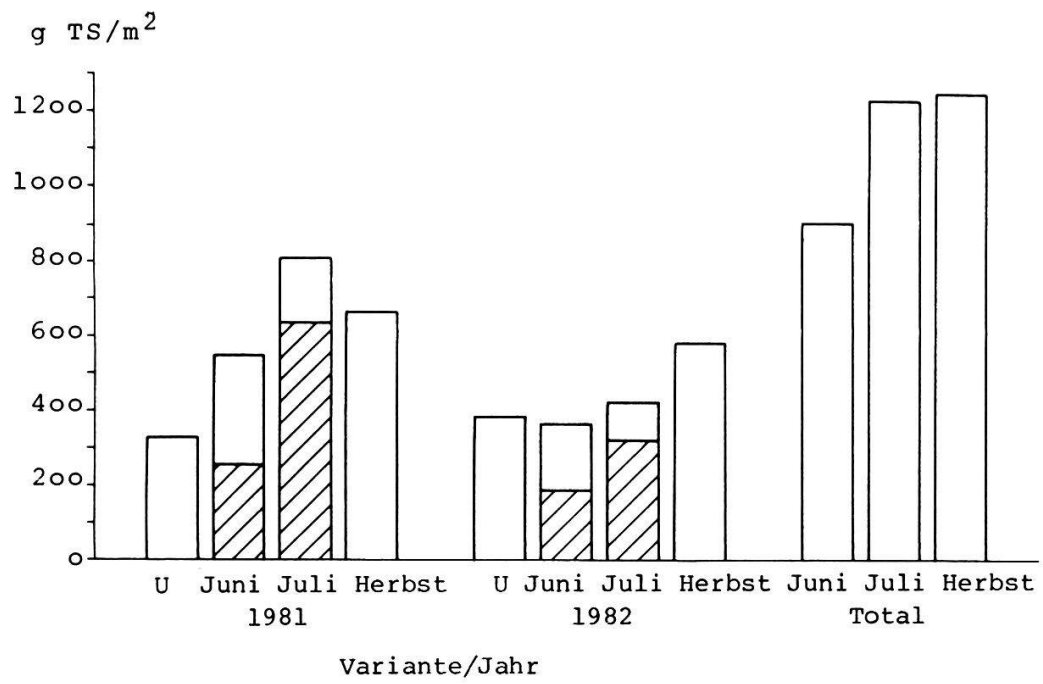


Abb. 45. Fläche 13 N1

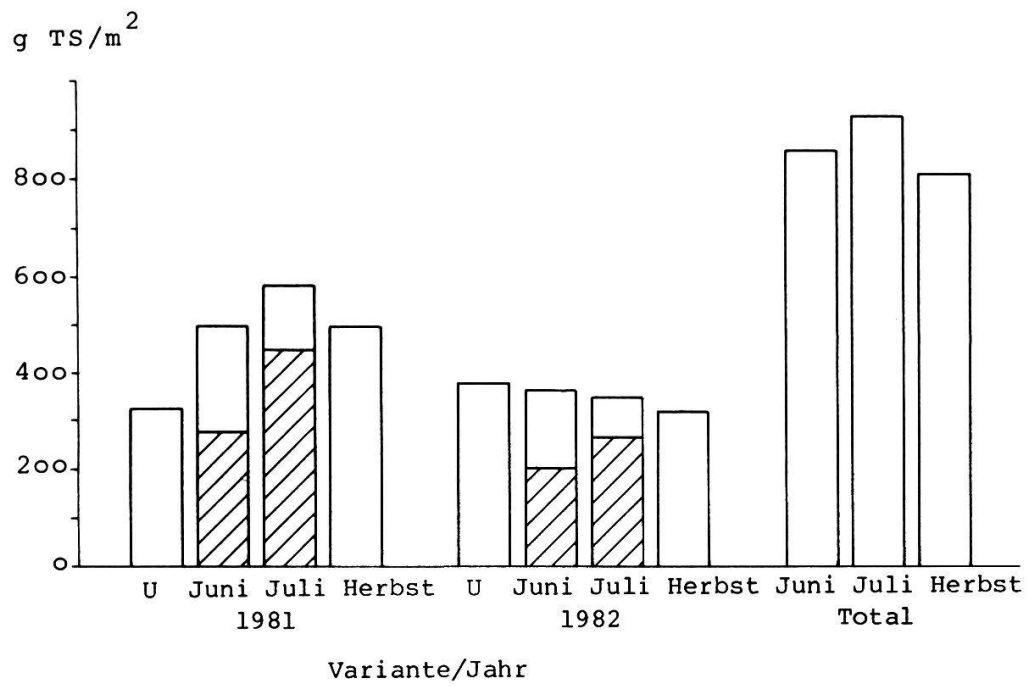


Abb. 46. Fläche 13 N2

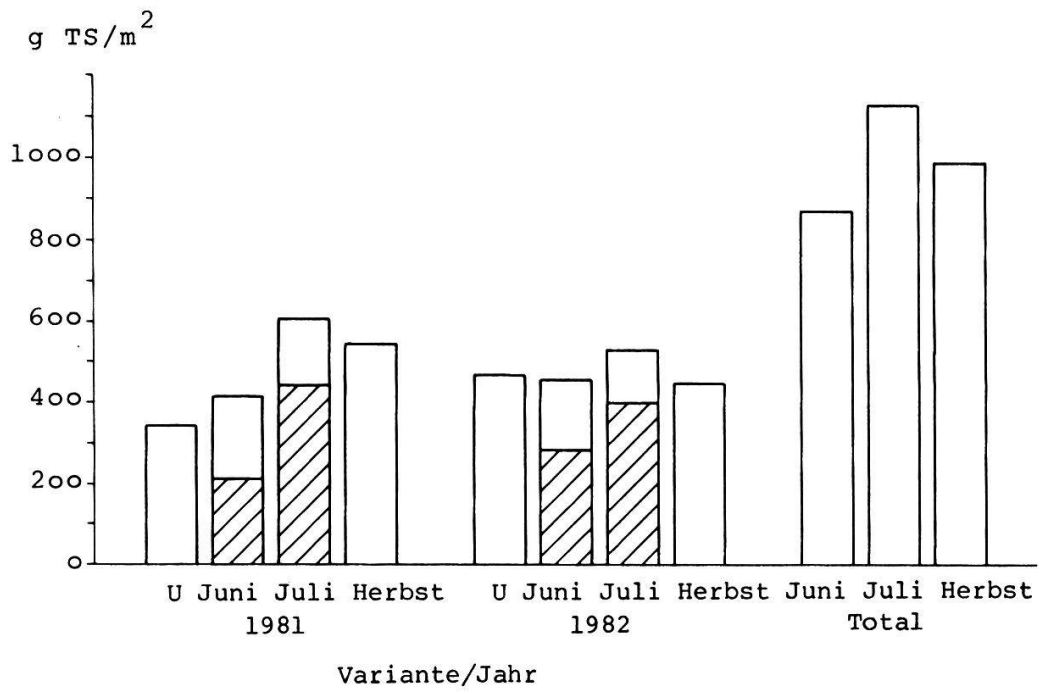


Abb. 47. Fläche 14 N1

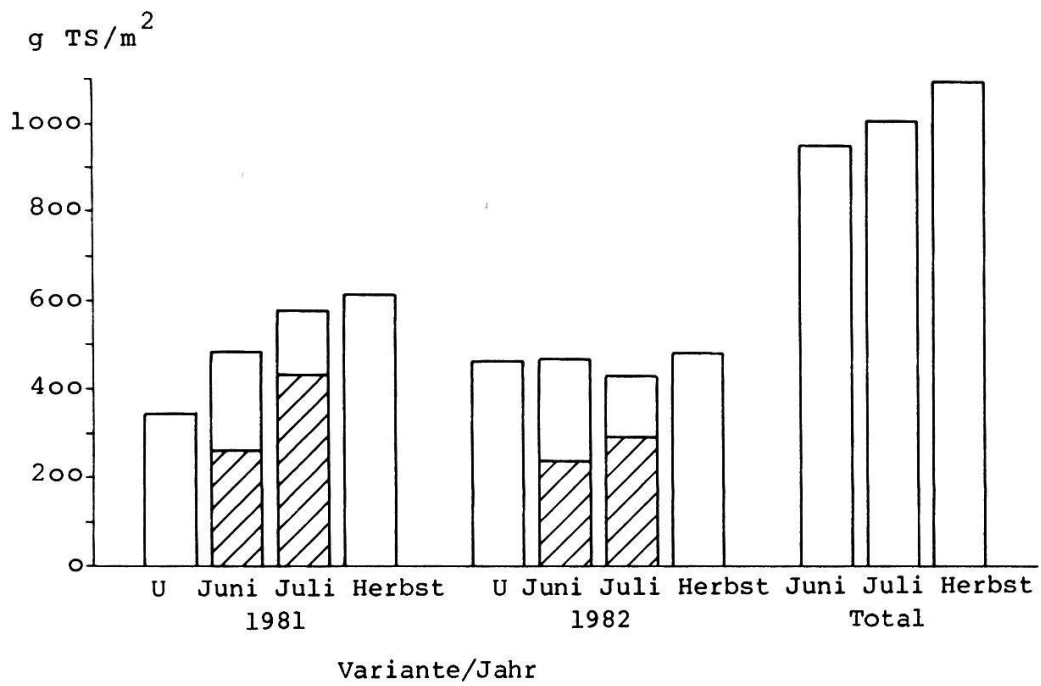


Abb. 48. Fläche 14 N2

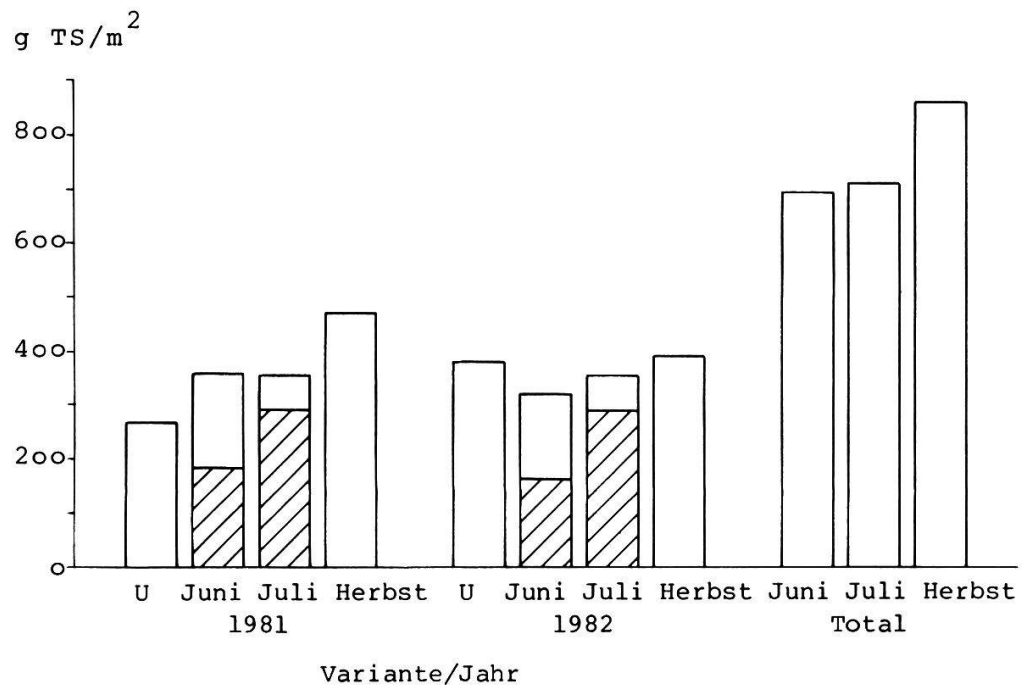


Abb. 49. Fläche 15 N1

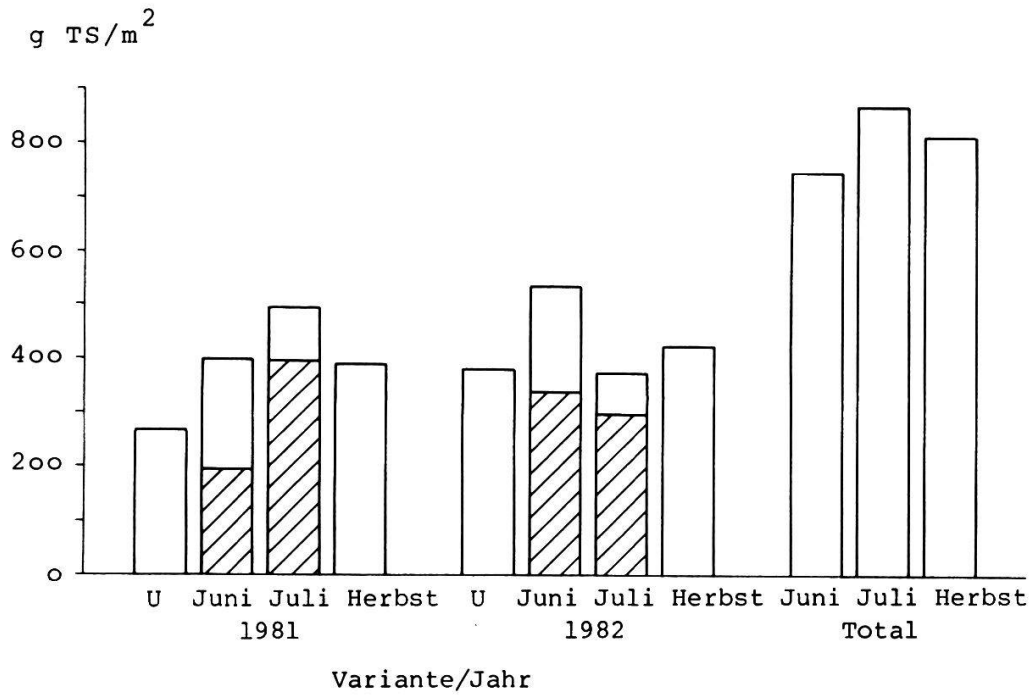


Abb. 50. Fläche 15 N2

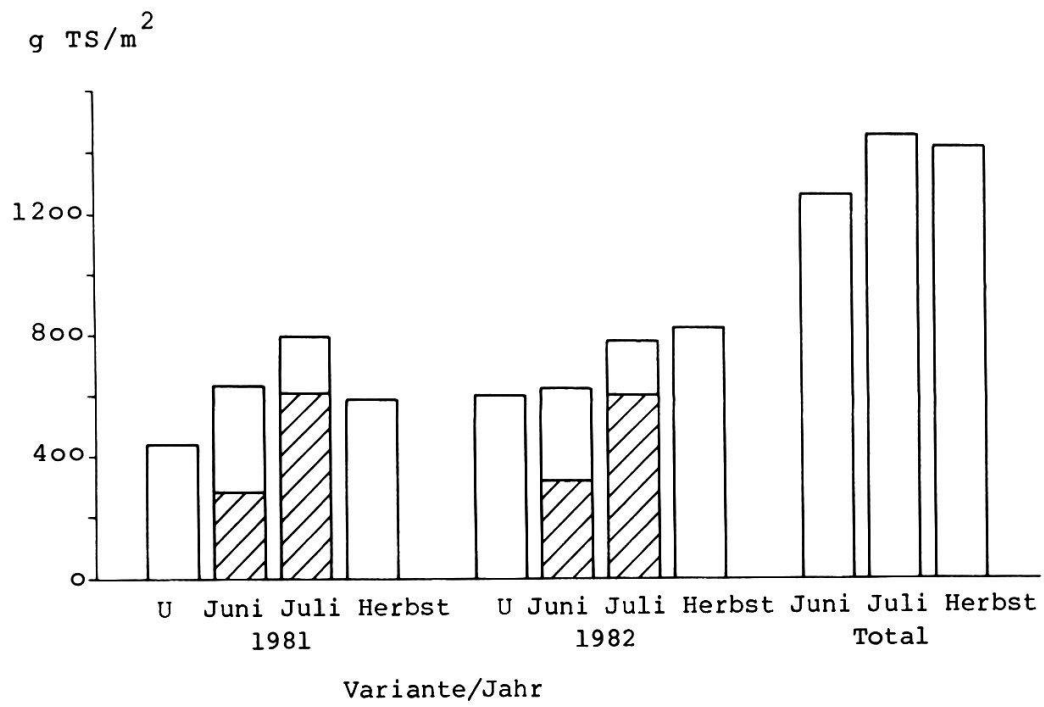


Abb. 51. Fläche 20 N1

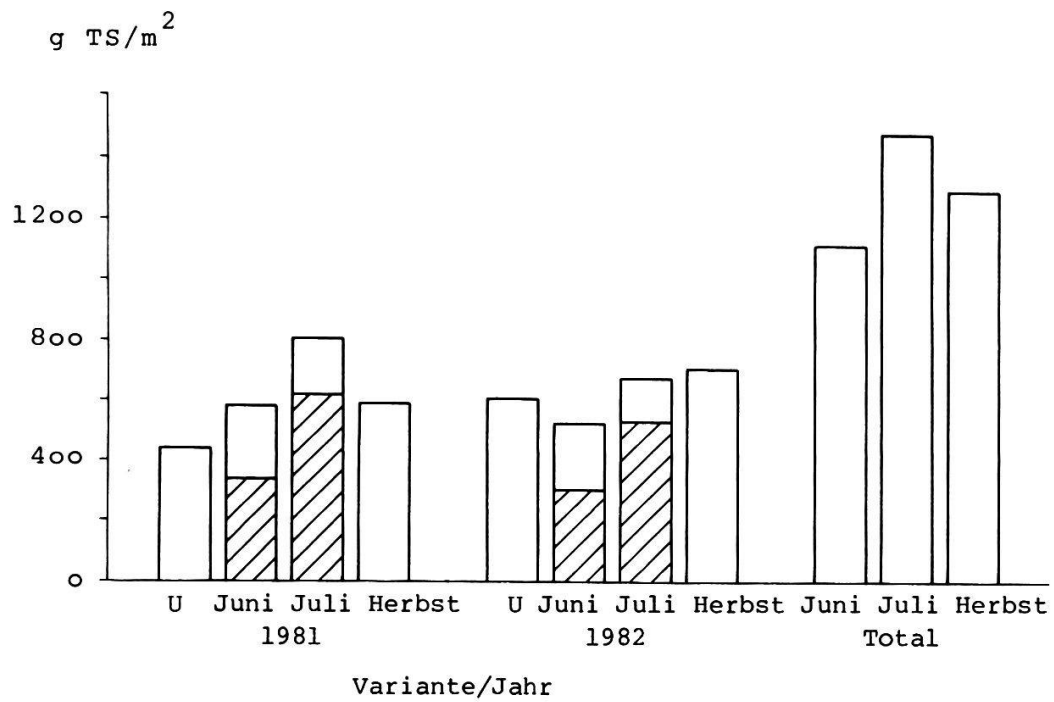


Abb. 52. Fläche 20 N2

4.4.2. Zwei Jahre Oligotrophierung durch Schnitt

4.4.2.1. Einleitung

Mit dem Zweischnittregime sollten dem Standort Nährstoffe entzogen werden. Es interessiert nun erstens, wie sich die Bewirtschaftungsvarianten bezüglich ihrer oligotrophierenden Wirkung unterscheiden und zweitens, welcher Anteil der durch die Düngung eingebrachten Mineralstoffe in den zwei Jahren mit Fröhschnitt entfernt werden konnten. Wenn die Biomasseproben von den Fröhschnittvarianten nicht bereits Mitte September hätten genommen werden müssen (s. Kap. 2.1.3.), wären auf ihnen Ertrag und Nährstoffentzug bestimmt höher ausgefallen. Zumindest für die Juli-Variante war der Schnitt Mitte September auf jeden Fall ein zweiter Fröhschnitt.

Die Flächen 13 und 14 wurden bereits früher verglichen (EGLOFF 1985; dort mit Fläche A bzw. B bezeichnet).

4.4.2.2. Stickstoffentzug (Tab. 18)

Nachdem der Nettoentzug (= Mehrentzug gegenüber der ungedüngten Umgebung) 1981 recht hoch gewesen war, erreichte er 1982 lediglich auf der Fläche 2o Werte von über 2o kg/ha. In drei Fällen sind die Werte sogar negativ. Am wenigsten wurde auf der nassen Fläche 15 entzogen. - Es darf angenommen werden, dass, bereits vor 1981, auch Denitrifikation und Auswaschung zur Stickstoffverarmung beitragen.

Während mit dem Herbstschnitt 1982 gesamthaft betrachtet nicht viel weniger Stickstoff als 1981 entfernt wurde, sank der Entzug durch den Fröhschnitt in den meisten Fällen deutlich. Tabelle 22 dokumentiert die relative Stickstoffarmut des Erstaufwuchses der Fröhschnittvarianten im Sommer 1982. Verantwortlich für die gegenüber 1981 schlechtere Bilanz ist sicher auch die höhere Biomasse-Produktion und damit der erhöhte Nährstoffexport aus der ungedüngten Umgebung im Sommer 1982 (s. Tab. 1o-14 in Kap. 4.1.2. sowie Kap. 4.2.3.2.). Doch weisen die 1982er Werte der Tabelle 22 auch darauf hin, dass die ungedüngte Umgebung nicht als stickstoffarm bezeichnet werden kann (s. auch EGLOFF 1983, Kap. 3.3.2.), und dass vom gedüngten Stickstoff offenbar nicht mehr viel vorhanden ist (vgl. Kap. 4.2.3.). Bereits die prozentualen Stickstoffgehalte der Trockensubstanz (Tab. 5 bei EGLOFF 1983) hatten gezeigt, dass der Stickstoff (im Sommer) nicht als Mangelnährstoff zu bezeichnen ist. Und noch Mitte September enthält die Trockensubstanz der ungedüngten Umgebung 1.05 % N (Mittel der Umgebung von 5 Versuchsflächen für die Jahre 1981 und 1982; s. Tab. 1o-14). Zum Vergleich: In der Gesamttrockensubstanz von Mais fand man 1.1 % N (FINK 1976).

In der Gesamtbilanz ist in drei Fällen die Juli-, in zwei die Juni-Variante diejenige mit dem grössten Entzug (Tab. 18 und 21). Auffällig hoch sind die auf die ausgebrachten Düngermengen bezogenen Entzugswerte der Juli-Variante 13 und beider Fröhschnittvarianten von 2o (Tab. 21). Die Herbst-Varianten folgen klar distanziert, am deutlichsten auf der von Calamagrostis dominierten Fläche 14.

4.4.2.3. Phosphorentzug (Tab. 19)

Der Vergleich der P-Gehalte (in Prozenten der Trockensubstanz) zeigt für 1982 eine überaus starke Abnahme (EGLOFF 1983: Tab. 5; EGLOFF 1985: Tab. 4). Es ist daher verständlich, dass 1982 sowohl mit dem Fröhschnitt wie auch mit dem Herbstschnitt weniger Phosphor weggeführt wurde (Tab. 22). Es

liegt nahe, die (noch weiter fortgeschrittene) Immobilisierung des gedüngten Phosphors als Teil-Erklärung heranzuziehen. Am meisten Phosphor konnte, von der Fläche 15 abgesehen, auf den Juli-Varianten entfernt werden, doch sind die Juni-Varianten nur gering distanziert (Tab. 19, 21). Die Herbst-Varianten von drei der fünf Flächen folgen klar abgeschlagen (3, 14, 20). Wenn der Herbstschnitt nicht schon Mitte September hätte durchgeführt werden müssen, sähe die Gesamtbilanz (Tab. 21) für die Juni- und vor allem für die Juli-Variante bestimmt noch besser aus.

Am erfolgreichsten war die P-Oligotrophierung auf den beiden trockensten und produktivsten Flächen 3 und 20 (Tab. 21), auf denjenigen Flächen also, auf denen sich die Eutrophierung am stärksten bemerkbar gemacht hatte (s. Kap. 4.2.1.3., Punkt 1).

4.4.2.4. Kaliumentzug (Tab. 20)

Der sommerliche Kalium-Entzug lag 1982 fast durchwegs, der herbstliche nur auf Fläche 13 stark unter dem von 1981 (Tab. 20). (Für Fläche 13 siehe EGLOFF 1985, Kap. 3.1., Fläche A.) Auch die K-Gehalte (in Prozenten der Trockensubstanz) sind 1982 auffällig niedriger (EGLOFF 1983, Tab. 5), was nicht allein dem Verdünnungseffekt infolge des späteren Schnittzeitpunkts zugeschrieben werden kann (s. auch Tab. 22). Für den gesunkenen Nettoentzugswert (Tab. 21) kann wie beim Stickstoff (Abschnitt 4.4.2.2.) die Biomasse-Mehrproduktion der Umgebung bzw. der geringe Ertrag der Regenerationsschnittflächen verantwortlich gemacht werden.

Bis auf Fläche 3 erwies sich das Juli+Herbst-Schnittregime als die beste Möglichkeit, Kalium zu entziehen (Tab. 20 und 21). Die Juni- und Herbstwerte (Tab. 20) können ihrer Heterogenität wegen nicht weiter diskutiert werden. Dass der Mineralstoffentzug auch stark von der Zusammensetzung der Vegetation abhängt, zeigt Fläche 14, die "standörtliche Schwester" von 13 (Tab. 21): Auf beiden Frühschnittvarianten ist Calamagrostis der Alleinherrscher, auf beiden ist, nebst dem Stickstoff- und (etwas weniger deutlich) dem Phosphor-, der Kalium-Nettoentzug viel geringer als auf Fläche 13.

4.4.2.5. Zusammenfassung

Obwohl das Zahlenmaterial recht heterogen wirkt, kann zusammenfassend trotzdem folgendes festgehalten werden:

1. Die Juli+Herbst-Variante kann als bestes der drei hier getesteten Schnittregime bezeichnet werden, obwohl ihr Vorsprung nicht immer deutlich ist und die Juni-Variante in einzelnen Fällen besser dasteht (s. auch Bemerkung in Kap. 4.4.2.1.).
2. Dass der Mineralstoffentzug parallel zur Bodenfeuchtigkeitsskala (nass → trocken) ansteigt, darf nicht überraschen, denn er ist direkt von der Biomasse-Produktion abhängig. (Der Gradient ist jedoch nur beim Phosphor klar ersichtlich; Tab. 21.).
3. Weiter wird der Nettoentzug von der Zusammensetzung der eutrophierten Riedvegetation sowie von den sommerlichen Wetterbedingungen, die die Ertragsdifferenz zur ungedüngten Umgebung verringern können, beeinflusst.
4. Bereits im Frühsommer 1981 und verstärkt 1982 lag der prozentuale Stickstoffgehalt der Vegetation der Bewirtschaftungsvarianten fast durchwegs tiefer als in der ungedüngten Umgebung (s. EGLOFF 1983). So ergab der Frühschnitt 1982 gegenüber der Umgebung auf keiner Fläche

Tab. 18-20. Nährstoffentzüge und -mehrentzüge gegenüber der ungedüngten Umgebung (in kg/ha) auf den drei Bewirtschaftungsvarianten in den Jahren 1981 und 1982; Mehrentzugstotal 1981 und 1982

Tables 18-20. Nutrient deprivation and additional deprivation compared to the unfertilized environment on the three management plots in the years 1981 and 1982; total additional mowing 1981 and 1982

* = Summe der 1. + 2. Kolonne minus herbstlicher Entzug in der ungedüngten Umgebung. (Die Herbstwerte der Umgebung sind in den Tabellen 10-14 zusammengestellt.)

Unterstrichen ist jeweils die "beste Variante"

Schnittzeitpunkte: s. Tab. 4 (Kap. 3.1.2.) und Tab. 10-14 (Kap. 4.1.2.)

* = Sum of the 1st and 2nd column minus deprivation in autumn from the unfertilized environment. (See tables 10-14 for autumn values of environment.)

The value of the 'best treatment' ist underlined

Dates of mowing: see table 4 and tables 10-14.

Tab. 18. Stickstoff (nitrogen)

Fläche Nr. / Bewirtschaftungsvariante	N-Entzug 1981 (kg/ha)			N-Entzug 1982 (kg/ha)			Mehrentzugstotal 1981+1982 (kg/ha)
	Entzug Sommer	Entzug Herbst	Mehr- entzug gegenüber Umgebung*	Entzug Sommer	Entzug Herbst	Mehr- entzug gegenüber Umgebung*	
3 Juni Juli Herbst	57.3	35.3	<u>34.1</u>	41.6	34.6	<u>17.0</u>	<u>51.1</u>
	53.8	25.8	<u>20.6</u>	40.9	16.9	<u>-1.4</u>	<u>19.2</u>
	-	60.4	<u>1.4</u>	-	66.8	<u>7.6</u>	<u>9.0</u>
13 Juni Juli Herbst	50.0	34.5	<u>44.4</u>	27.8	22.5	<u>10.6</u>	<u>55.0</u>
	84.4	26.8	<u>71.5</u>	35.6	12.3	<u>8.2</u>	<u>79.7</u>
	-	63.1	<u>23.0</u>	-	57.0	<u>17.3</u>	<u>40.3</u>
14 Juni Juli Herbst	36.4	25.5	<u>22.2</u>	39.2	22.9	<u>10.4</u>	<u>32.6</u>
	50.6	22.8	<u>33.7</u>	36.7	22.0	<u>7.0</u>	<u>40.7</u>
	-	51.8	<u>12.1</u>	-	40.1	<u>-11.6</u>	<u>0.5</u>
15 Juni Juli Herbst	32.9	20.1	<u>25.9</u>	22.0	21.1	<u>6.5</u>	<u>32.4</u>
	38.4	11.5	<u>22.8</u>	29.8	11.5	<u>4.7</u>	<u>27.5</u>
	-	44.0	<u>16.9</u>	-	34.0	<u>-2.6</u>	<u>14.3</u>
20 Juni Juli Herbst	57.3	47.2	<u>52.2</u>	53.0	42.3	<u>33.8</u>	<u>86.0</u>
	83.7	30.2	<u>61.6</u>	69.1	29.9	<u>37.5</u>	<u>99.1</u>
	-	66.5	<u>14.2</u>	-	91.4	<u>29.9</u>	<u>44.1</u>

Tab. 19. Phosphor (phosphorus)

Fläche Nr. / Bewirtschaftungsvariante	P-Entzug 1981 (kg/ha)			P-Entzug 1982 (kg/ha)			Mehrentzugstotal 1981+1982 (kg/ha)
	Entzug Sommer	Entzug Herbst	Mehr- entzug gegenüber Umgebung*	Entzug Sommer	Entzug Herbst	Mehr- entzug gegenüber Umgebung*	
3 Juni Juli Herbst	5.8	3.1	5.4	3.8	2.8	3.2	8.6
	6.4	3.2	6.1	4.4	1.8	2.8	8.9
	-	6.3	2.8	-	5.8	2.4	5.2
13 Juni Juli Herbst	5.3	3.6	7.3	2.6	1.9	2.8	10.1
	8.1	2.5	9.0	2.9	1.0	2.2	11.2
	-	7.1	5.5	-	6.0	4.3	9.8
14 Juni Juli Herbst	3.6	2.5	4.5	3.6	1.8	3.1	7.6
	5.1	2.4	5.9	3.6	1.8	3.1	9.0
	-	5.3	3.7	-	2.8	0.5	4.2
15 Juni Juli Herbst	2.9	1.8	3.3	1.8	1.7	1.4	4.7
	3.4	0.9	2.9	2.4	0.8	1.1	4.0
	-	4.1	2.7	-	2.8	0.7	3.4
20 Juni Juli Herbst	5.3	4.4	7.2	4.1	3.7	4.4	11.6
	8.2	2.9	8.6	5.7	2.5	4.8	13.4
	-	5.9	3.4	-	7.3	3.9	7.3

Tab. 20. Kalium (potassium)

Fläche Nr. / Bewirtschaftungsvariante	K-Entzug 1981 (kg/ha)			K-Entzug 1982 (kg/ha)			Mehrentzugstotal 1981+1982 (kg/ha)
	Entzug Sommer	Entzug Herbst	Mehr- entzug gegenüber Umgebung*	Entzug Sommer	Entzug Herbst	Mehr- entzug gegenüber Umgebung*	
3 Juni Juli Herbst	82.6	43.1	60.0	55.0	41.9	27.0	87.0
	82.1	28.7	45.1	58.2	19.1	7.4	52.5
	-	90.9	25.2	-	93.0	23.1	48.3
13 Juni Juli Herbst	82.2	43.7	97.9	41.2	26.3	29.0	126.9
	129.8	34.0	135.8	50.5	17.5	29.5	165.3
	-	99.7	71.7	-	91.8	53.3	125.0
14 Juni Juli Herbst	42.9	29.9	43.8	52.1	25.7	30.8	74.6
	64.0	23.6	58.6	50.0	19.8	22.8	81.4
	-	53.7	24.7	-	35.9	-11.1	13.6
15 Juni Juli Herbst	38.4	23.3	37.5	25.1	23.1	11.4	48.9
	73.2	12.4	61.4	40.7	10.7	14.6	76.0
	-	64.8	40.6	-	57.0	20.2	60.8
20 Juni Juli Herbst	67.0	61.8	77.0	68.7	64.7	67.6	144.6
	136.7	44.1	129.0	105.4	38.0	77.6	206.6
	-	88.8	37.0	-	121.3	55.8	92.8

einen Mehrentzug an Stickstoff und in weniger als der Hälfte aller Varianten einen Nettoentzug an Kalium (Tab. 22). Doch darf daraus nicht geschlossen werden, dass die zweite Regenerationssaison (Sommer 1982) demnach lediglich hinsichtlich der Phosphorverarmung erfolgreich war (Tab. 22), denn bei der Berechnung der Nettoentzüge werden ja nur die Herbstwerte der ungedüngten Umgebung subtrahiert.

5. Tabelle 23 zeigt, dass mit der zwei Jahre dauernden Zweischrittnutzung im Mittel mehr als ein Fünftel der gedüngten N- und K-Mengen entzogen werden konnte. Bezüglich ihres N-Mehrentzugs sind die Herbstvarianten klar distanziert.

Tab. 22. Prozentualer Nährstoffmehrentzug gegenüber der ungedüngten Umgebung zum Zeitpunkt des Juni-, Juli- und Septemberschnitts. (Die Werte basieren auf den flächenbezogenen Entzugswerten.) Vergleich der Jahre 1981 und 1982.

Table 22. Percentual additional deprivation of nutrients compared to the unfertilized environments at the times of June, July, and September mowing. (The values are based upon the deprival values per unit area.) Comparison of the years 1981 and 1982.

Fläche Nr. / 1) Bewirtschaftungsvariante		Mehrentzug in % gegenüber der ungedüngten Umgebung					
		an Stickstoff		an Phosphor		an Kalium	
		1981	1982	1981	1982	1981	1982
3	Juni	36	-35*	120	-14*	80	-38 ^x
	Juli	-10 ^x	-20*	65	8	-11 ^x	-42 ^x
	Herbst	2	13	81	71	38	33
13	Juni	54	-34 ^x	236	36	170	14
	Juli	87	-34 ^x	291	22	162	-16*
	Herbst	57	44	352	260	256	138
14	Juni	2	-20 ^x	108	58	51	15
	Juli	-5 ^x	-25 ^x	119	69	30	5
	Herbst	30	-22 ^x	235	25	85	-24 ^x
15	Juni	17	-32 ^x	83	-18*	58	-24*
	Juli	9	-27 ^x	81	3	97	-15*
	Herbst	62	-7 ^x	185	36	168	55
20	Juni	31	-23 ^x	111	12	61	-6*
	Juli	52	-4 ^x	180	39	103	15
	Herbst	27	49	135	114	71	84

1) Die Juni- und Juli-Werte beziehen sich auf den Frühschnittzeitpunkt.

Kommentar zu den negativen Werten:

* bedeutet: Bewirtschaftungsvariante wohl mit höherem Mineralstoffgehalt (in % der Trockensubstanz), doch mit geringerem Ertrag als ungedüngte Umgebung.

x bedeutet: Bewirtschaftungsvariante mit geringerem Mineralstoffgehalt als Umgebung (s. auch EGLOFF 1983, S. 133).

Tab. 23. Vergleich der drei Bewirtschaftungsvarianten bezüglich ihres **mittleren** Nettonährstoffentzugs

Table 23. Comparison of the three mowing treatments relative to their **mean** net deprival of nutrients

Nährstoff	N			P			K		
Variante	Juni	Juli	Herbst	Juni	Juli	Herbst	Juni	Juli	Herbst
Nettoentzug in kg*	51.4 (138%)	53.2 (146%)	21.6	8.5 (41%)	9.3 (77%)	6.0	96.4 (42%)	116.4 (71%)	68.1
Nettoentzug in % der Düngermenge	22	22	8	10	22	7	20	24	14

* In Klammern der prozentuale Mehrentzug der Frühschnittvarianten gegenüber der Herbst-Variante.

In brackets the additional deprivation (in %) of the treatments with early mowing compared to the 'autumn-treatment'.

Tab. 24 (S. 91). Resultate der Diskriminanzanalysen (s. Kap. 3.7.4.1.)
Table 24 (p. 91). Results of discriminant analyses

Erläuterungen:

- 1) a) Diskriminanzanalyse 1 (DA 1), vorgegebene Gruppen: Gruppe 1: Umgebung, Gruppe 2: Herbst-Varianten 1983
- b) Wenn dem Artnamen ein • vorangestellt ist, wurden nicht die Deckungsprozentwerte sondern die Individuenzählzahlen berücksichtigt.
- c) Zur Verdeutlichung der Rangabstände werden die F-Werte angegeben. Der hinter dem 3. Rang in Klammern aufgeführte F-Wert gehört der viert-rangigen Art.
- d) Die Sterne hinter den F-Werten kennzeichnen das Signifikanzniveau:
 ***: $P \leq 0.001$ (• = 0.1%)
 ** : $0.005 \geq P > 0.001$ (• = 0.5 %)
 * : $0.01 \geq P > 0.005$ (• =)
 (*): $0.025 \geq P > 0.01$ (• = 2.5%)
 ohne Symbol: $P > 0.025$
- e) Quelle für Arten-Rangliste und F-Werte ist der "Step 0" der Diskriminanzanalyse.
- 2) f) "ohne Carex acutiformis" ,acet: C acutiformis ist nicht Bestandteil der Datenmatrix. (DA 2 vor Fläche 20 wurde ohne C. acutiformis durchgeführt.)

Fläche Nr.	Resultate der Diskriminanzanalysen	
	DA 1	DA 2
	A: Die drei Arten, die die beiden vorgegebenen Gruppen(1) am besten trennen (diskriminieren) B: Zuordnung der Frühschnittvarianten zu einer der beiden vorgegebenen Gruppen	Diejenigen drei Arten, die die drei Bewirtschaftungsvarianten nach Beendigung des Experimentes am besten trennen
3	A: 1. Solidago ser. 164.2*** 2. Molinia coerulea 42.7** 3. ●Solidago ser. 28.5** (21.8) B: Juni + Juli --> Gruppe 1	1. Cirsium oleraceum 14.6** 2. ●Calamagrostis epig. 11.2* 3. Poa spec.(v.a. prat.) 8.7(*) (4.2)
13	A: 1. ●Cirsium pal. 101.4*** 2. Inula salicina 49.2*** 3. Mentha aquatica 29.4** (9.0) B: N1 --> Gruppe 2 N2 --> Gruppe 1	1. Inula salicina 22.5(*) 2. ●Inula salicina 3.2 (1.7)
14	A: 1. ●Cirsium pal. 227.6*** 2. Calamagrostis 162.0*** 3. Cirsium pal. 147.0*** (55.1) B: Juni + Juli --> Gruppe 2	1. Inula salicina 12.5 2. ●Inula salicina 6.6 3. Pulicaria dysenterica 6.0 (3.0)
15	A: 1. ●Mentha aquat. 156.2*** 2. Mentha aquatica 51.6*** 3. Centaurea ang./ 33.3** Cirsium pal. (21.8) B: Juni --> Gruppe 2 Juli --> Gruppe 1	1. ●Mentha aquatica 18.9(*) 2. Mentha aquatica 15.1(*) 3. ●Molinia coerulea 4.6 (4.0)
18	A: 1. Molinia coer. 225.0** 2. ●Agrostis gig. 49.0(*) (4.0) B: Juni + Juli --> Gruppe 1	1. Molinia coerulea 27.9(*) 2. ●Lythrum salicaria 3.3 3. Lysimachia vulgaris 3.0 (2.6)
20	A: 1. Carex acutif. 26.8 2. ●Calamagrostis 23.7 3. ●Mentha aquat. 20.4 4. Symphytum off. 16.0 (10.0) B: ohne Carex acutiformis (2): N1 --> Grp.1, N2 --> Grp.2 mit Carex acutiformis: Jun.-->Grp.2, Jul.-->Grp.1	1. ●Mentha aquatica 8.9 2. ●Lythrum salicaria 6.7 3. Mentha aquatica 5.6 4. Pulicaria dysenterica 5.4 (3.9)

6. Wie die in Prozenten der ausgebrachten Düngermenge ausgedrückten Entzugswerte (Tab. 21 und 23) zeigen, ist von den drei Makronährstoffen Stickstoff, Phosphor und Kalium der Phosphor am schwierigsten zu entfernen.

Berücksichtigt man die bei den vorliegenden Bodenverhältnissen starke Immobilisation des Phosphors, dann ist das Ziel, das ursprüngliche Phosphor-Niveau wiederherzustellen, als (nur beinahe?) illusorisch, die Massnahme, durch mehrmalige Mahd kurzfristig (und sogar mittelfristig) eine P-Oligotrophierung zu erreichen, als unwirksam zu bezeichnen. Aber gerade die Immobilisation wirkt auch oligotrophierend, indem die pflanzenverfügbare P-Menge dadurch (zumindest vorübergehend) abnimmt. (Die ausführliche Kommentierung des P-Entzugs ist angesichts seiner Bedeutung als primär limitierendem Nährstoff gerechtfertigt; s. EGLOFF 1983 und Kap. 5.3.)

7. Es ist nicht möglich, eine generelle Aussage zur notwendigen Dauer der Oligotrophierungsmassnahme bis zur Erreichung des ursprünglichen Nährstoffniveaus des Standorts zu machen (s. 2. und 3.). Doch muss mit einer zweistelligen Zahl von Jahren gerechnet werden, zumal das Frühschnittregime im Interesse der Streuwiesenpflanzen nicht ununterbrochen durchgeführt werden darf.

Beim Stickstoff wären zudem die Einträge durch Niederschläge und Wind ein gewichtiger Störfaktor.

4.4.3. Die Reaktion der Vegetation auf das Schnittregime

4.4.3.1. Einige wichtige Vorbemerkungen:

1. Der folgenden Besprechung liegen vier graphische Darstellungen und eine Tabelle zugrunde: Die ordinierten Resultate der Korrespondenzanalysen mit den Datenmatrizen 2 und 3 (s. Kap. 3.7.2.; Diagramme B bzw. C) sowie das auf der Datenmatrix 3 basierende Aufnahme-Clustering und schliesslich die beiden in Kapitel 3.7.4.1. beschriebenen Versionen der Diskriminanzanalyse, im folgenden DA 1 bzw. DA 2 genannt (Tab. 24).
2. - Die bereits in Kapitel 4.2. vorgestellten Diagramme B orientieren lediglich über die Stellung der Frühschnittvarianten nach dem zweijährigen Versuch.
 - Diagramm C und das Dendrogramm umfassen den ganzen Versuch, basieren aber nur auf den Zählraten, da vor dem Frühschnitt keine Aufnahmen gemacht worden waren (s. auch Kap. 3.7.2.).
 - Auf Diagramm C repräsentieren sämtliche drei 1981er Zählungen der N1- bzw. N2-Parzellen den Ausgangszustand. Die drei Punkte liegen im Koordinatensystem unterschiedlich weit auseinander, wofür die kleinflächige Heterogenität der Vegetation verantwortlich ist, welche wiederum u.a. davon beeinflusst wurde, welche Menge der von Hand ausgestreuten Düngermenge auf den Zählquadraten gelandet war.

4.4.3.2. Besprechung der einzelnen Flächen

a) Fläche 3 (Abb. 18, 53)

1. Ausser der Juni-Variante 2 waren die Frühschnittvarianten schon zu Beginn des Versuchs Solidago-ärmer als die Herbst-Varianten. Auf Diagramm 3-C (Abb. 53) ist die Verarmung im Laufe der beiden Jahre gut zu erkennen. (Solidago "spannt" die x-Achse auf, d.h.: Die x-Achse ist vor allem ein Solidago-Gradient.) Deshalb werden die Frühschnitt-

varianten bei der Diskriminanzanalyse auch der Umgebung zugeordnet (Tab. 24, DA 1).

2. Dass die Juni-Variante 1 regenerierte, trifft nur teilweise zu. Ihre Stellung auf Abbildung 53 verdankt sie der Zunahme von Molinia; die Häufigkeit von Festuca arundinacea kommt dabei nicht zum Ausdruck.
3. Ebenfalls nicht zum Ausdruck kommt auf der Abbildung 53 die Zunahme von Calamagrostis auf N2, die sich aber nicht auf die Frühschnittvarianten beschränkte, sowie diejenige von Poa pratensis auf der Juli-Variante 1. (Die Zählraten von Poa erfüllten die Aufnahmekriterien für die Datenmatrix nicht.)
4. Cirsium oleraceum, das die drei Varianten am besten trennt (Tab. 24, DA 2), kommt 1983 auf den Juli-Varianten am häufigsten (jedoch nur mit ca. 7% Deckung), auf den Herbstvarianten aber überhaupt nicht vor.
5. Auf den Frühschnittvarianten kam es gemäss den Zählraten zu einer Ausbreitung von Lysimachia.
6. Die Zählraten zweier Frühschnittvarianten dokumentieren einen Rückgang von Eupatorium cannabinum.
7. Eine Analyse des Verhaltens von Cirsium arvense und Phragmites communis folgt in Kapitel 4.4.5.

b) Fläche 6 N2 (Abb. 19, 54)

1. Infolge einer starken Ausbreitung von Solidago entfernt sich die Juni-Variante vorübergehend noch weiter von der Umgebung (Abb. 54).
2. Ein wesentliches Ereignis, das auf den Abbildungen nicht zum Ausdruck kommt betrifft Calamagrostis: Sie breitete sich ab 1982 stark aus, nachdem sie 1981 auf keinem Zählquadrat hatte festgestellt werden können.
3. Nachdem Agrostis 1980 noch mit geringer Deckung vorgekommen war, konnte sie 1981 nicht mehr nachgewiesen werden. Zählraten und Deckungsgrade belegen, dass Agrostis am Schluss des Versuchs auf den Frühschnittvarianten klar häufiger als auf dem nur im Herbst geschnittenen Mittelstreifen auftrat.
4. 1983 "fehlten" Cirsium arvense und Eupatorium cannabinum auf den Zählquadraten der Frühschnittstreifen; letztere figurierte nicht einmal mehr auf der Vegetationsaufnahme. 1982 waren auf der Juni-Variante immerhin noch 36 bzw. 40 Exemplare pro m² gezählt worden. Die Entwicklung von Cirsium sowie Solidago und Phragmites wird in Kapitel 4.4.5. weiter analysiert.
5. Folgende weiteren Arten verhielten sich auf beiden Frühschnittvarianten gleich: Mentha ging zurück und Phragmites nahm zu, auf der Juni-Variante zwar nur vorübergehend.
6. Mit zwei Ereignissen sticht die Juli-Variante heraus (Abb. 54): Erstens mit dem Verschwinden von Solidago und zweitens mit der ausserordentlich starken Zunahme von Molinia.
7. Inula, Lysimachia und Pulicaria zeigten auf allen drei Varianten im Verlauf der Versuchsperiode zunehmende Tendenz.

c) Fläche 13 (Abb. 21, 55, 56)

1. Weder die beiden Juni- noch die Juli-Varianten zeigen eine Parallelentwicklung.
2. Ihre Eigenentwicklung - deutlich bei Juni 1 (Mentha) und Juli 2 (Molinia) - führt sie von der Vegetation der Umgebung weg.
3. Diagramm B (Abb. 21) und vor allem das Dendrogramm (Abb. 56) zeigen jedoch, dass die Frühschnittvarianten von N2 der Umgebung näher stehen (s. dazu auch Kap. 4.2.3.3.).

4. Die Zusammensetzung der Vegetation zu Beginn des Bewirtschaftungsexperiments überlagert die Auswirkungen des Frührschnitts (s. Zuordnung durch DA 1, Tab. 24 und Abb. 56): Die beiden Frührschnittvarianten einer ehemaligen Düngungsparzelle (N1 bzw. N2) sind sich 1983 ähnlicher als die beiden gleich bewirtschafteten Varianten einer Versuchsfläche. Zwei Jahre mit zusätzlichem Frührschnitt konnten somit die zu Beginn des Bewirtschaftungsexperiments bestehenden Unterschiede in der Zusammensetzung der Vegetation nicht beseitigen.
5. Während die Agrostis-Population der Herbst-Varianten zusammenbrach (s. Kap. 4.2.1.2. und EGLOFF 1985, Abb. 5), scheint das Zweischnittregime bzw. der Frührschnitt, was bereits für Fläche 6 festgestellt werden konnte, dieses Untergras zu fördern. KLAPP (1974, S. 227) bestätigt dies.
6. Auf drei Frührschnittvarianten machte sich Festuca arundinacea breit.
7. Auf N1 profitierte auch Cirsium palustre vom Frührschnitt.
8. Inula salicina ist diejenige Art, die die Varianten aufgrund der Diskriminanzanalyse am besten trennt (Tab. 24, DA 2; s. dazu auch Abb. P4).

d) Fläche 14 (Abb. 23, 57)

1. Nicht nur die Herbst-, auch die Frührschnittvarianten entfernten sich noch weiter von der Umgebung (Abb. 57). Das spiegelt sich auch in der Zuordnung durch DA 1 (Tab. 24). Dem weiteren Rückgang von Molinia stehen, alle Varianten zusammen betrachtet, die Zunahme von Calamagrostis (s. EGLOFF 1985), Inula (vor allem Juni), Cirsium palustre (auf Herbst-Variante 1983 wieder Rückgang) und Mentha gegenüber. Doch müssten die Juni-Varianten auf Abbildung 57 bereits 1981 weiter links stehen, denn die Zählung erfolgte in diesem Jahr offenbar zu früh, als dass Calamagrostis-Halme hätten festgestellt werden können.
2. Wie auf Fläche 13 (s. Punkt 4) hob der Frührschnitt die anfänglichen Unterschiede zwischen den Varianten mit demselben Frührschnittzeitpunkt nicht auf (Abb. 23).
3. Bezüglich Agrostis kann die Aussage zu Fläche 13 übernommen werden.
4. Inula "diskriminiert" wie bei 13 die drei Varianten am besten (Tab. 24, DA 2).

e) Fläche 15 (Abb. 25, 58, 59)

1. Auf dem Dendrogramm (Abb. 59) wird die starke Annäherung der Juli-Varianten an die Umgebung ab Sommer 1982 deutlich, was auch aus Diagramm 15-C (Abb. 58) und Tabelle 24 (Zuordnung bei DA 1) hervorgeht. Dafür verantwortlich sind die Abnahme von Mentha und die Zunahme von Molinia.
2. Auf den Juni-Streifen hingegen nahm Mentha ebenso zu wie auf den Herbst-Varianten (Abb. 58).
3. Mentha ist aufgrund der Diskriminanzanalyse denn auch diejenige Art mit der grössten diskriminierenden Wirkung (Tab. 24, DA 2).
4. Auch auf dieser Fläche konnte sich Agrostis auf den Frührschnittvarianten halten bzw. wieder ausbreiten.
5. Dass sich die Herbst-Variante 1 auf den Abbildungen 25 und 58 absetzt, ist auf die starke Ausbreitung von Pulicaria zurückzuführen.
6. Calamagrostis verschwand 1983 lediglich von den Zählquadraten der Juli-Varianten.
7. Solidago wird in Kapitel 4.4.5. zur Sprache kommen.

f) Fläche 18 (Abb. 60)

1. Die beiden Herbst-Varianten stehen am Schluss des Experiments besser

- da als drei der vier Fröhschnittvarianten (Abb. 60), was sie vor allem ihrer grossen Zahl von Molinia-Halmen zu verdanken haben.
2. Molinia weist auf den Herbst-Varianten sogar gegenüber der Umgebung eine höhere Deckung auf. Diese Beobachtung, die auch auf einzelnen Varianten der Flächen 13 und 15 gemacht werden konnte, lässt sich mit der düngungsbedingten Verdrängung niederwüchsiger Sauergräser (Carex, Schoenus) erklären (vgl. z.B. Kap. 4.2.1.2.e)).
 3. Molinia ist hier denn auch die am besten diskriminierende Art (Tab. 23, DA 2).
 4. Für die unterschiedlichen Ausgangspunkte der Varianten von N2 (Abb. 60) ist hauptsächlich Calamagrostis verantwortlich, welche 1981 nur auf den Zählquadraten der Juli-Variante beobachtet wurde. Ihre Zahl nahm auf dieser Variante jedoch in der Folge ab. (Im Juni 1981 waren noch keine Blütenstände sichtbar gewesen.) Auf der Teilfläche N1, die anfänglich von diesem Gras verschont geblieben war, kam es gemäss den Vegetationsaufnahmen nur auf der Juni-Variante zu einer Invasion.
 5. Agrostis verhielt sich gleich wie auf den vorher besprochenen Flächen.
 6. Dass die Juli-Variante 1 1983 bezüglich der Referenz besser dasteht als die anderen Fröhschnittvarianten, liegt hauptsächlich an der grösseren Zahl von Molinia-Halmen, dem Fehlen von Calamagrostis (gegenüber N2) und der geringeren Zahl von Agrostis (gegenüber Juni 1).
 7. Auf den Fröhschnittvarianten Juni 2, Juli 1 und vor allem Juli 2 breitete sich der bereits vor der Düngung vorkommende Ranunculus repens aus. (Auf Juni 1 kam er nicht vor.)
- g) Fläche 20 (Abb. 28, 61, 62)
1. Diagramm 20-B (Abb. 28), das Dendrogramm (Abb. 62) und Diagramm 20-C (Abb. 61) zeigen alle eines deutlich: Einzig die Juli-Variante 2 näherte sich der Umgebung, was auf die Zunahme von Molinia und den Rückgang von Inula zurückzuführen ist.
 2. Der Alleingang der Juni-Variante 2 (Abb. 61) lässt sich hauptsächlich mit der Ausbreitung von Calamagrostis erklären.
 3. Agrostis verhält sich gleich wie auf den anderen Flächen (s. z.B. c), Punkt 5).
 4. Während Mentha gemäss den Zählraten auf den Juni- und Herbst-Streifen Terrain gewinnen konnte, stagnierte sie auf der Juli-Variante. (Vgl. das Verhalten von Mentha auf Fläche 15.)
 5. Wie bei Fläche 15 trennt Mentha die drei Varianten am besten (Tab. 24, DA 2).
 6. Centaurea verschwand vollständig von den Zählquadraten, aber nicht von der übrigen Fläche der Herbstvariante 2. Erwähnenswert ist ihr Verhalten auf der Variante Juli 2: 1981 wurde pro m² 20 fertile Individuen festgehalten, 1982 war sie nur im Zweitaufwuchs und 1983 konnten 13 Exemplare erfasst werden, wovon aber nur 1/5 Stengel ausgebildet hatte. Centaurea litt möglicherweise unter dem Fröhschnitt (s. aber auch Kap. 4.1.1.). Bei der Besprechung der Artengruppe Centaurea jacea vermutet LANDOLT (1977) unter Berücksichtigung der Ergebnisse von GEBERT (1972), dass Centaurea angustifolia deshalb nicht auf Fettwiesen und Weiden vorkomme, weil sie den frühen Schnitt nicht vertrage.

Eine Zusammenfassung der Fröhschnitteffekte folgt in Kapitel 4.4.6., unter Einbezug der Aussagen der Kapitel 4.4.4. und 4.4.5..

Abb. 53-55, 57, 58, 60, 61. Ordination der Vegetation der Regenerationsflächen mittels Korrespondenzanalysen aufgrund der Individuenzählungen

Figs. 53-55, 57, 58, 60, 61. Ordination of vegetation of the regeneration plots by correspondence analyses, based on countings of individuals

Aufgeführt sind jeweils sämtliche Arten, die für die Datenmatrix berücksichtigt wurden. Die unterstrichenen Arten liefern die grössten Beiträge zur Erklärung der Gesamtvarianz. Angegeben sind zudem die Beiträge der Achsen zur Erklärung der Gesamtvarianz. x:..%, y:..%, z:..%.

The listed species form the data matrix. A preceding * means, that the species appears twice in the matrix. 1st with its percentage of coverage and 2nd with its number of individuals per m². The species which make the greatest contribution to the explanation of the total variance are underlined. Contributions to the explanation of the total variance of the axes are also named.

Erläuterungen s. Abb. 17-28 und S. 99
explanations see figs. 17-28 and p. 99

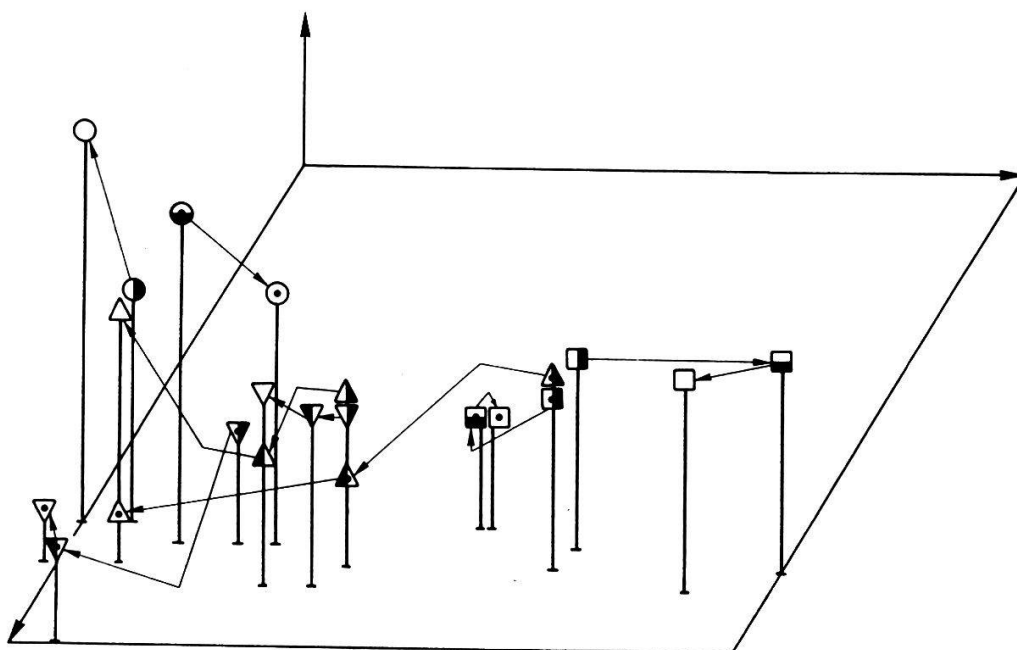


Abb. 53. Fläche 3: Diagramm 3-C

Calamagrostis epigeios, *Festuca arundinacea*, *Molinia coerulea*, *Phragmites communis*; *Cirsium arvense*, *Lysimachia vulgaris*, *Solidago serotina*
x: 79.1%, y: 15.1%, z: 3.5%; Total: 97.7%

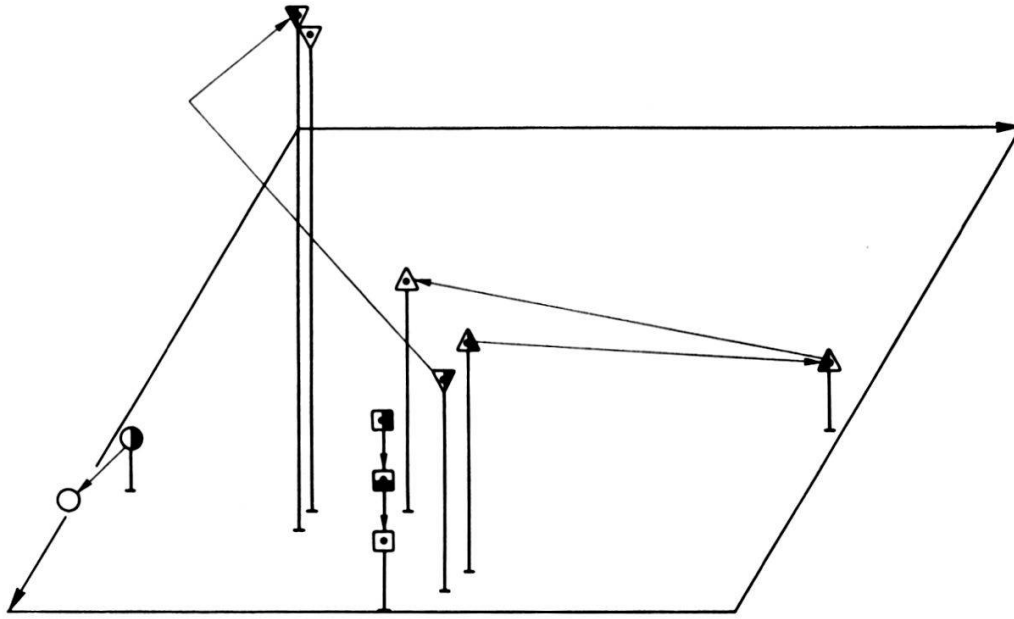


Abb. 54. Fläche 6: Diagramm 6-C

Calamagrostis epigeios, *Molinia coerulea*, *Phragmites communis*;
Cirsium arvense, *Eupatorium cannabinum*, *Inula salicina*, *Lysimachia vul-*
garis, *Mentha aquatica*, *Pulicaria dysenterica*, *Solidago serotina*
 x: 46.5%, y: 35.2%, z: 8.4%; Total: 90.1%

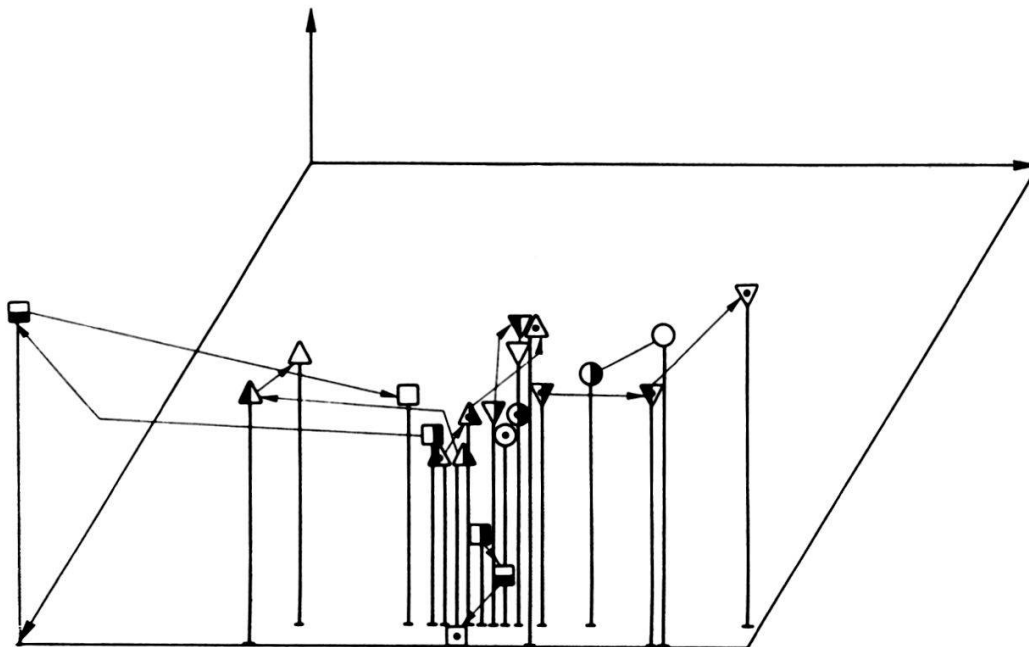


Abb. 55. Fläche 13: Diagramm 13-C

Festuca arundinacea, *Molinia coerulea*;
Cirsium palustre, *Inula salicina*, *Mentha aquatica*, *Pulicaria dysenterica*
 x: 74.4%, y: 23.1%, z: 2.2%; Total: 99.7%

Abb. 56, 59, 62. Dendrogramme aufgrund der Individuenzählungen, hergestellt mit Clusteranalysen
Figs. 56, 59, 62. Dendrograms by cluster analyses, based on counting of individuals

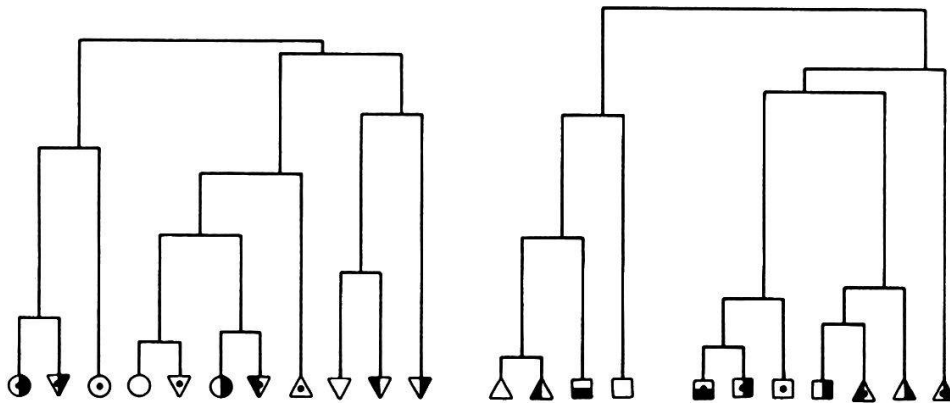


Abb. 56. Dendrogramm Fläche 13

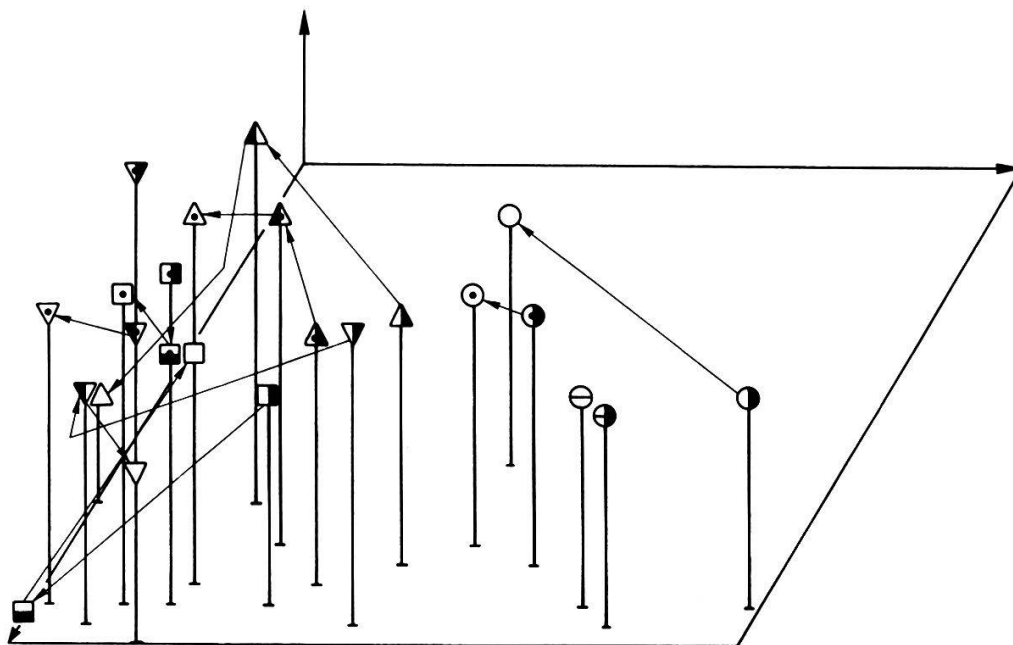


Abb. 57. Fläche 14: Diagramm 14-C
Calamagrostis epigeios, Molinia coerulea;
Cirsium palustre, Inula salicina, Mentha aquatica
x: 70.9%, y: 16.4%, z: 9.6%; Total: 96.9%

		JAHR		
		1981	1982	1983
V A R I A N T E	Umgebung	●		○
	Herbst 1	■	■	□
	Herbst 2	■	■	□
	ex-PK 1	◀		◇
	ex-PK 2	◀		◇
	Juni 1	▲	▲	△
	Juni 2	▲	▲	△
	Juli 1	▼	▼	▽
	Juli 2	▼	▼	▽
	benachbarte Kontroll- flächen	●	●	○

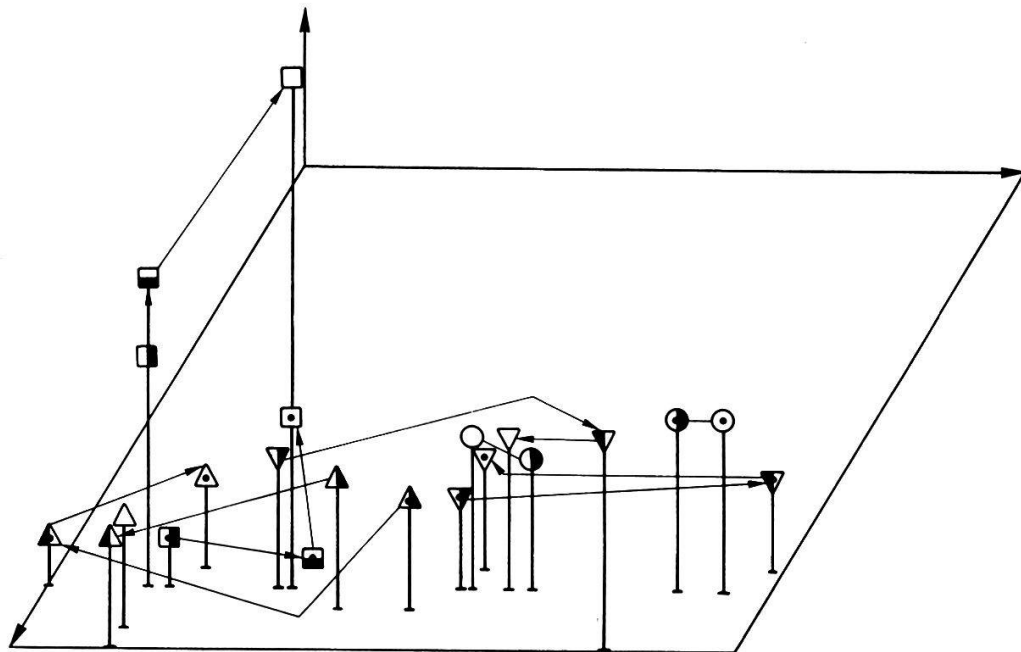


Abb. 58. Fläche 15: Diagramm 15-C
Calamagrostis epigeios, *Molinia coerulea*; *Inula salicina*, *Mentha aqua-*
tica, *Pulicaria dysenterica*, *Solidago serotina*
 x: 78.6%, y: 18.7%, z: 2.0%; Total: 99.3%

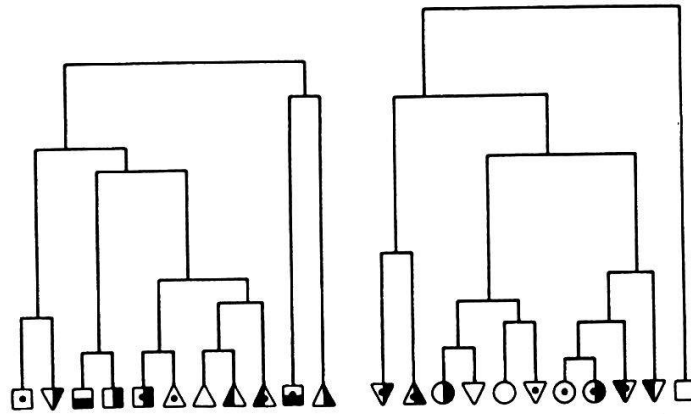


Abb. 59. Dendrogramm Fläche 15

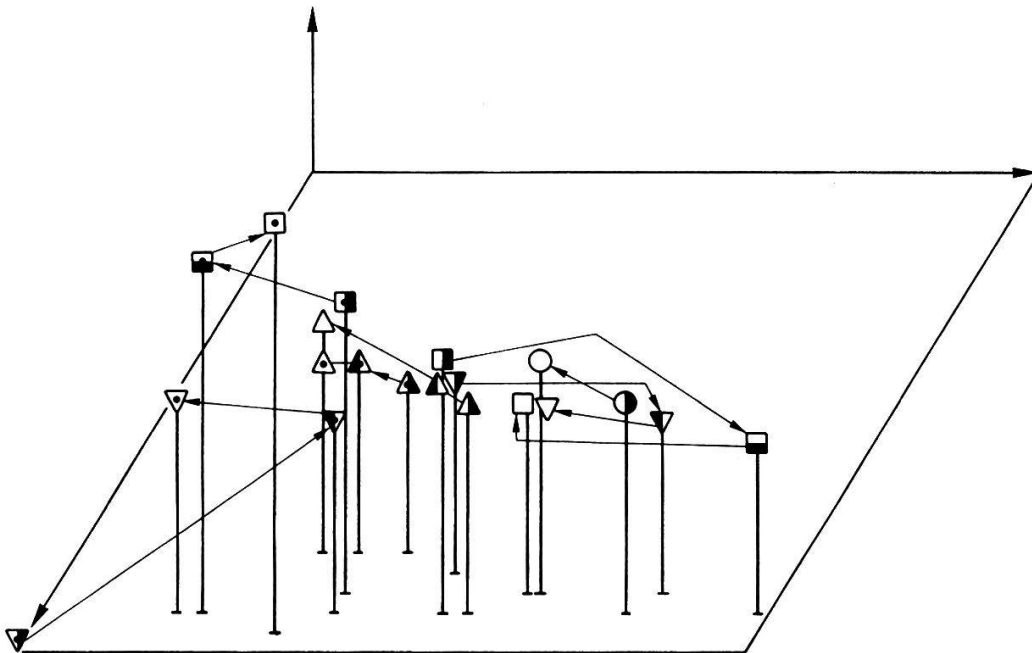


Abb. 60. Fläche 18: Diagramm 18-C
Agrostis gigantea, Calamagrostis epigeios, Molinia coerulea;
Inula salicina, Lythrum salicaria, Mentha aquatica
 x: 76.1%, y: 15.7%, z: 6.0%; Total: 97.8%

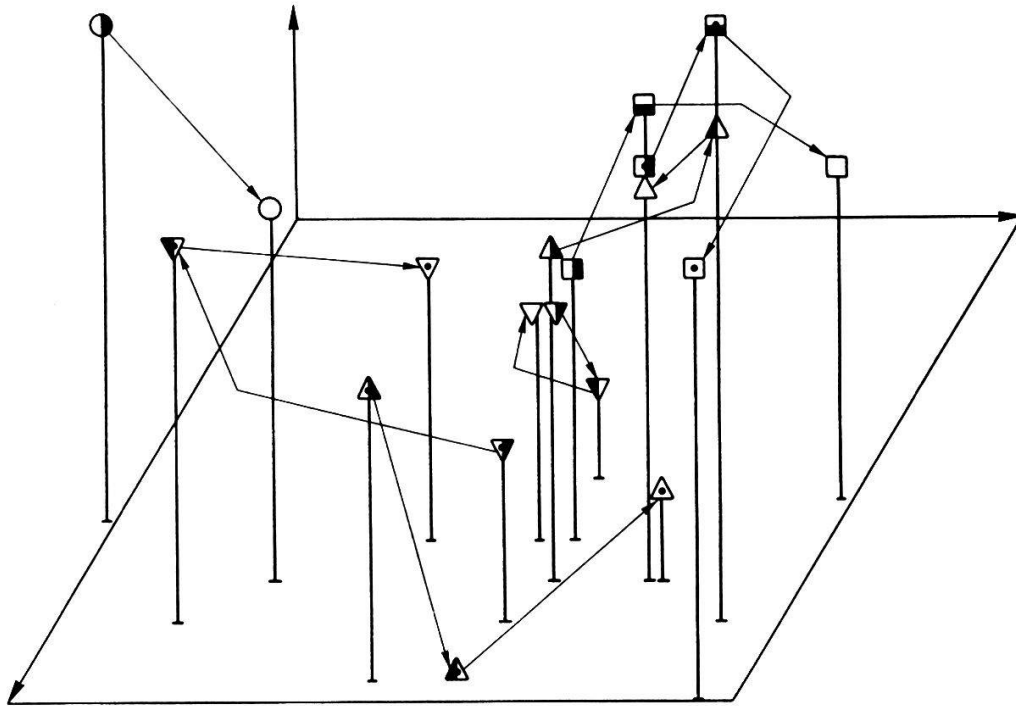


Abb. 61. Fläche 20: Diagramm 20-C

Calamagrostis epigeios, Molinia coerulea; Centaurea angustifolia, Inula salicina, Lythrum salicaria, Mentha aquatica, Pulicaria dysenterica
 x: 50.1%, y: 31.0%, z: 11.3%; Total: 92.4%

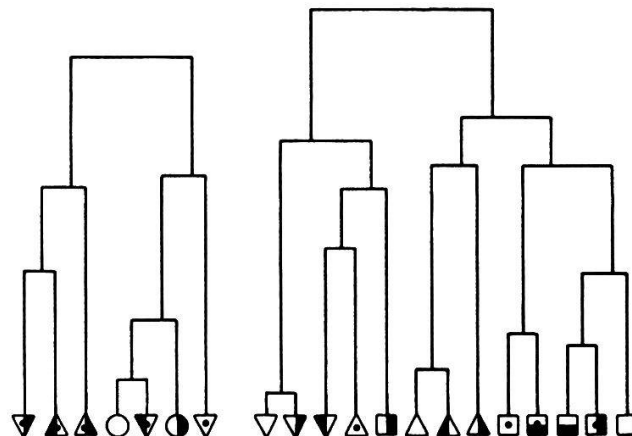


Abb. 62. Dendrogramm Fläche 20

4.4.4. Verschiebungen bei den Ertragsanteilen von 1981 zu 1982

4.4.4.1. Einleitung

Wesentliche Biomasse-Fractionen der Flächen 3 und 6, die hier nicht besprochen werden, kommen in Kapitel 4.4.5. zur Sprache; es handelt sich um Cirsium arvense und Solidago serotina. Von den Frühschnittvarianten wird jeweils nur der Erstaufwuchs dargestellt. Die Anteile von 1981 repräsentieren die Ausgangssituation, die von 1982 dokumentieren die Veränderungen nach der ersten Regenerationssaison, eventuell überlagert von Nachwirkungen der Düngung.

4.4.4.2. Besprechung der einzelnen Versuchsflächen

a) Fläche 13 (Abb. 63, 64)

Während auf der Juni-Variante 1 der Kräuter-Anteil, vor allem der von Inula salicina, zunahm (Abb. 63), blieben die Verhältnisse auf der Juni-Variante 2 gleich (Abb. 64). Auf beiden Juli-Varianten erlitt die Gräser-Fraktion, ebenfalls auf Kosten von Inula, leichte Einbussen. Auf den Herbst-Varianten schliesslich war die starke Ausbreitung von Mentha aquatica das auffälligste Ereignis (s. auch Kap. 4.2.3.5., Abb. 37).

b) Fläche 14 (Abb. 65, 66)

Im Gegensatz zur stärker gedüngten Variante Juni 2, wo der Anteil der Kräuter 1982, obwohl er sich immerhin verdreifachte (Abb. 66), gering blieb, betrug er auf Juni 1 fast ein Viertel; dies lag aber nicht nur an Inula (Abb. 65). Die fast nur mit Rosetten vorkommenden Cirsium palustre und Succisa pratensis profitierten offensichtlich von den verbesserten Lichtverhältnissen. Auf den Juli-Varianten blieb die Gräser-Dominanz beinahe unverändert, was bereits für die Herbst-Varianten hatte festgestellt werden können (s. auch Kap. 4.2.3.5., Abb. 38).

c) Fläche 15 (Abb. 67, 68)

Nahezu gleich blieben die Verhältnissen auf Juni 1 (Abb. 67); lediglich Solidago erreichte neu Fraktionsstärke. Dem steht auf Juni 2 ein Rückgang der Kräuter gegenüber (Abb. 68); auffällig ist die Halbierung des Anteils von Mentha. Die Entwicklung der Juli-Varianten ist der von Juni 2 vergleichbar, wobei die auf Juli 1 viel deutlicher ist: Erwähnenswert ist neben Mentha die Verkleinerung des Anteils von Solidago (Abb. 67).

Abb. 63-70 (S. 103-106). Biomasse-Fractionen (in % des Gesamtertrags) der Bewirtschaftungsvarianten, Vergleich der Jahre 1981 und 1982

Figs. 63-70 (p. 103-106). Standing crop, in % of total yield, of the management treatments, comparison of the years 1981 and 1982

 "Kräuter, Rest"	 <i>Symphytum officinale</i>
 <i>Solidago serotina</i>	 <i>Pulicaria dysenterica</i>
 <i>Inula salicina</i>	 <i>Centaurea angustifolia</i>
 <i>Mentha aquatica</i>	 "Gräser"
 <i>Cirsium arvense</i> (+ <i>oleraceum</i>)	

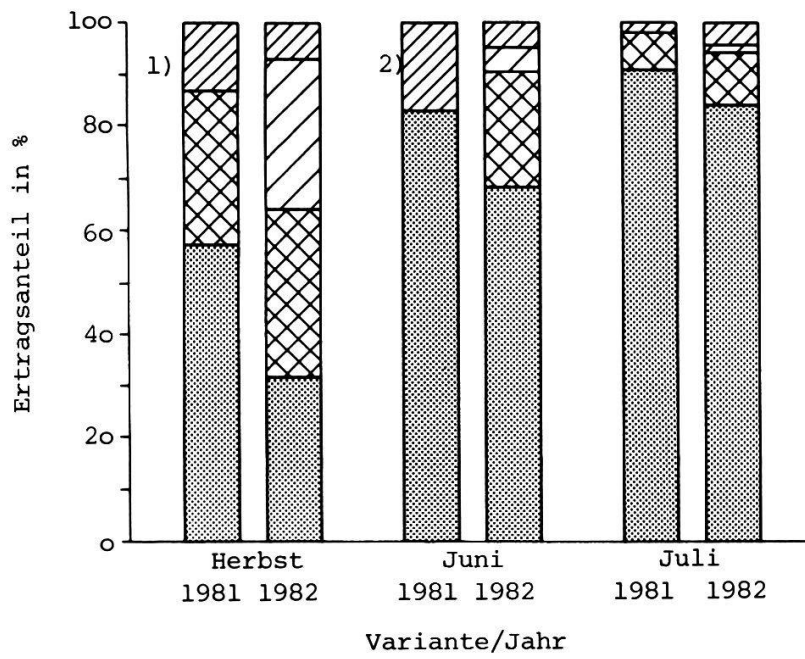


Abb. 63. Fläche 13 N1

1) vor allem Mentha aquatica, 2) vor allem Inula salicina

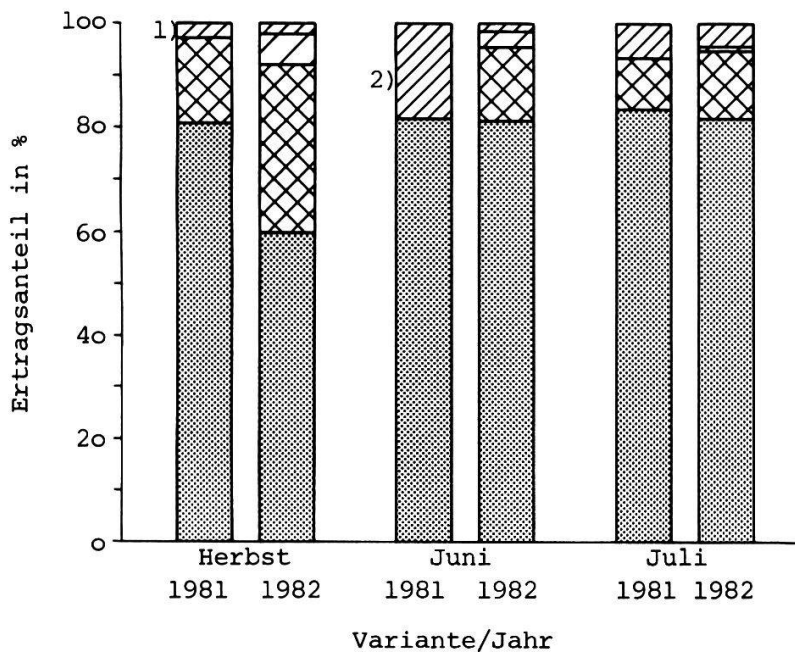


Abb. 64. Fläche 13 N2

1) vor allem Mentha aquatica, 2) vor allem Inula salicina

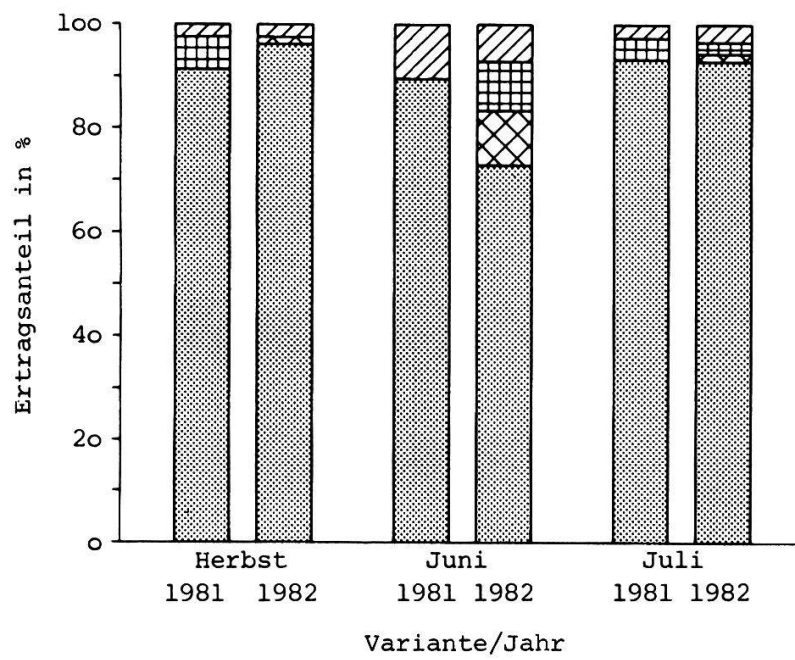


Abb. 65. Fläche 14 N1

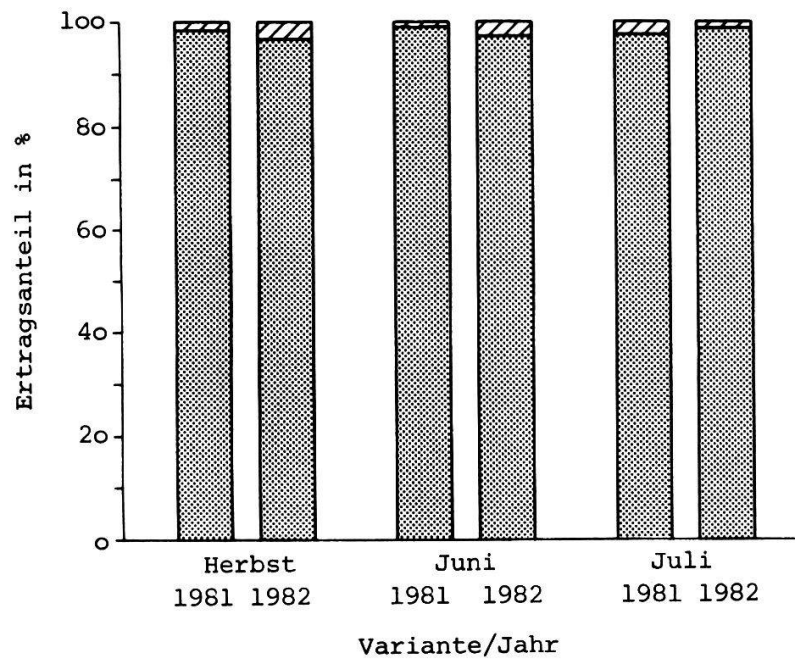


Abb. 66. Fläche 14 N2

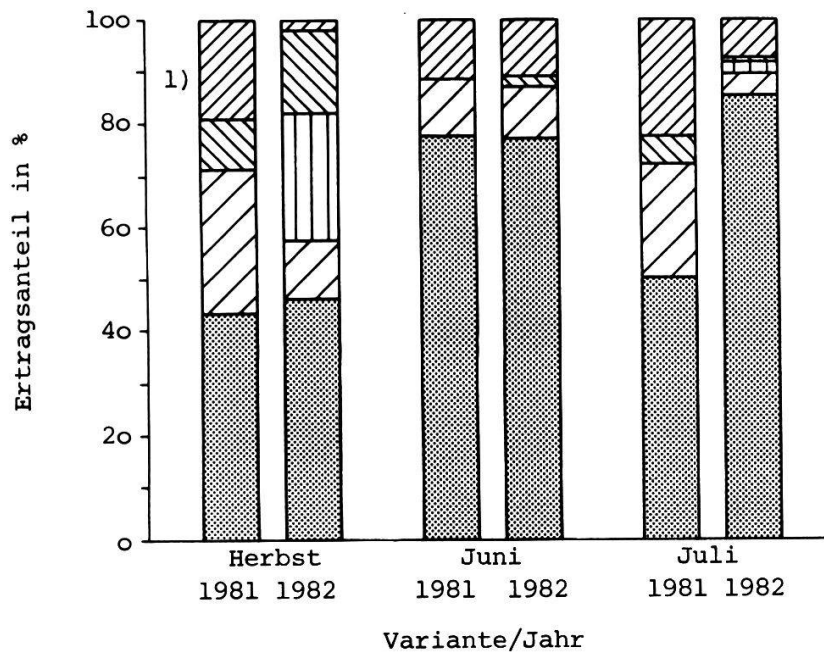


Abb. 67. Fläche 15 N1

1) vor allem Pulicaria dysenterica

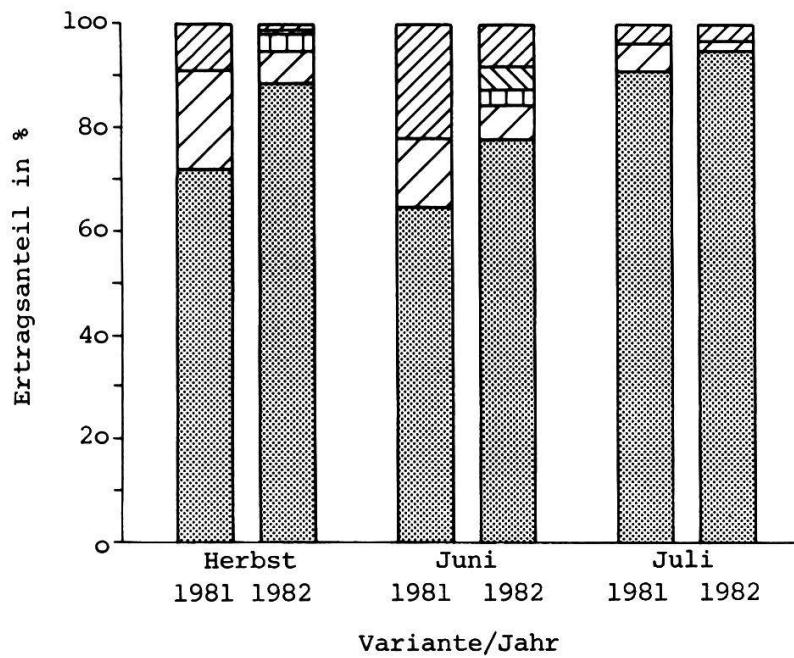


Abb. 68. Fläche 15 N2

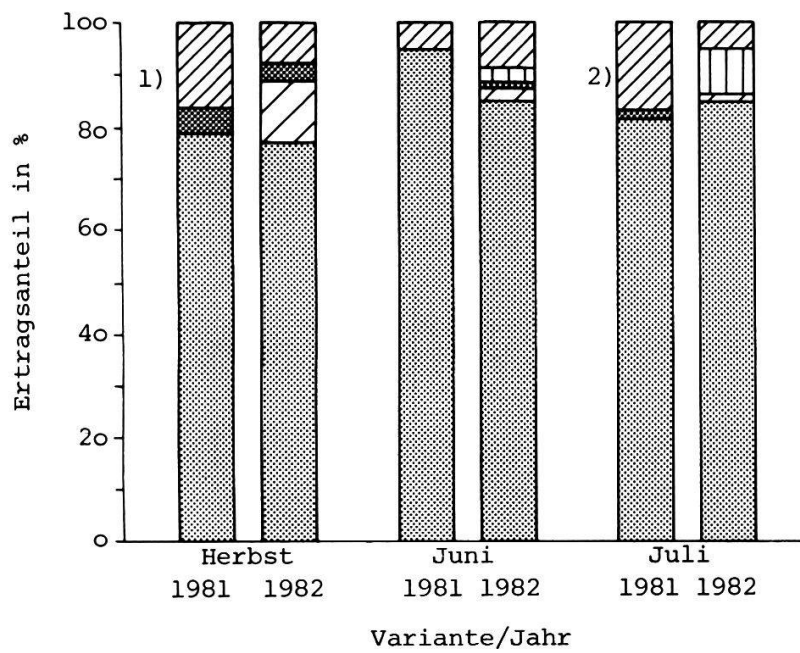


Abb. 69. Fläche 20 N1

1) vor allem Mentha aquatica, 2) vor allem Pulicaria dysenterica

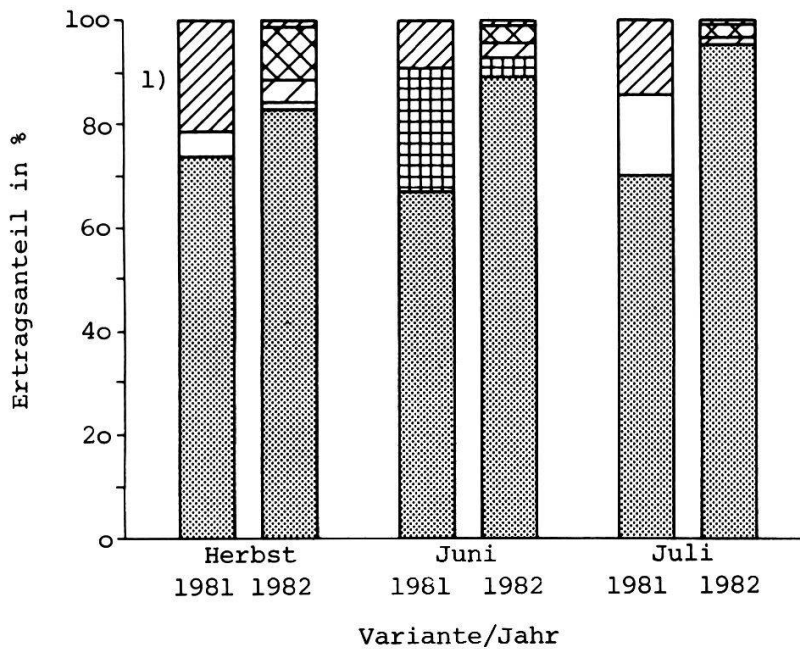


Abb. 70. Fläche 20 N2

1) vor allem Mentha aquatica

Auch auf den Herbst-Varianten hatte ein Rückgang der Wasserrminze konstatiert werden können (s. Kap. 4.2.3.5., Abb. 39); zugenommen hatten dort Pulicaria dysenterica und Solidago. - Die Zählungen hingegen hatten für Mentha lediglich einen Rückgang auf den Juli-Varianten festgehalten (s. Kap. 4.4.3.).

d) Fläche 20 (Abb. 69,70)

Während auf Juni 1 mehrere Kräuter ihren Anteil erhöhten (Abb. 69), vergrösserte sich auf Juni 2 die Gräser-Fraktion auf Kosten von Cirsium oleraceum (Abb. 70). Bei den Juli-Varianten stehen gleichbleibenden Gräser- und Kräutertotal-Anteilen auf Juli 1 eine noch stärkere Dominanz der Gräser und hauptsächlich ein Rückgang von Centaurea angustifolia gegenüber (Abb. 70). Auf den Herbst-Varianten (s. auch Kap. 4.2.3., Abb. 40) war u.a. ebenfalls der Rückgang von Centaurea aufgefallen.

4.4.4.3. Zusammenfassung

1. Die Anteilverschiebungen der Gräserfraktion und des Kräutertotals lassen sich jeweils mit wenigen Arten weitgehend erklären (z.B. Cirsium oleraceum und Centaurea angustifolia auf Fläche 20).
2. Während sich die beiden Juli-Varianten bezüglich dieser Anteilverschiebungen auf drei der vier Flächen gleich verhalten, ist dies bei den Juni-Varianten nur einmal der Fall (Fläche 14).
3. Mehrere dominante Arten verhalten sich auf den Frühschnitt- und Herbst-Varianten sehr ähnlich. So können die Zunahme von Inula salicina auf Fläche 13, die Abnahme von Mentha aquatica auf 15 (s. dazu aber auch Punkt 6) oder die Abnahme von Centaurea auf 20 nicht als reine Frühschnitteffekte bezeichnet werden (s. dazu aber auch Kapitel 4.4.6.2.).
4. Eine Zunahme der Gräser auf Kosten gewisser Kräuter (z.B. Mentha auf Fläche 15) ist bei Rückführungsmassnahmen nur dann als positiv zu bezeichnen, wenn nicht beispielsweise Calamagrostis epigeios an ihre Stelle tritt. Obwohl das ungedüngte Ried äusserst kräuterarm ist (s. z.B. Abb. 37 in Kap. 4.2.3.), ist eine Zunahme der Kräuter dann annehmbar, wenn gleichzeitig z.B. der Anteil an Calamagrostis sinkt (Fläche 14, Juni 1) und sich gleichzeitig keine fremden Kräuter wie Solidago serotina auszubreiten oder gar anzusiedeln vermögen.
5. Vergleich Frühschnittvarianten ↔ Herbstvariante: Auf Fläche 13 schränkte der Frühschnitt die Ausbreitung von Mentha und Inula ein. Auf Fläche 14 sprach nur die Juni-Variante 1 auf den Frühschnitt an. (Zum Verhalten von Calamagrostis s. auch EGLOFF 1985.) (Da die Vegetation der Fläche 20 bereits 1981 heterogen war, lassen sich die Varianten nicht vergleichen.)
6. Vergleich der beiden Frühschnittvarianten: Die Gräser-Fraktion umfasst sowohl Arten, die im Rahmen einer Streuwiesenregeneration gefördert werden sollen, wie auch solche, deren Rückgang angestrebt wird; deshalb ist nur eine reduzierte vergleichende Beurteilung der beiden Frühschnittvarianten möglich (s. aber auch Kap. 4.4.5.) Der Vergleich der Stabdiagramme des Sommers 1982 erlaubt folgende Feststellungen:
 - a) Fläche 14: Nur auf der bereits 1981 kräuterreicheren N1-Parzelle setzte sich 1982 die Juni- von der Juli-Variante ab (Abb. 65).
 - b) Fläche 15: Auf den Juli-Varianten sank der Mentha-Anteil stärker als auf den Juni-Varianten (s. dazu auch Kap. 4.4.5.6.).

Abschliessend sei daran erinnert, dass die Versuchsdauer für ein Rückführungsexperiment sehr kurz war.

4.4.5. Die Reaktion einzelner Arten auf den Fröhschnitt

4.4.5.1. Einleitung

In Kapitel 4.4.3. wurde die Entwicklung der Gesamtvegetation betrachtet, wobei fast ausschliesslich diejenigen Arten zur Sprache kamen, die jeweils starke Häufigkeitsunterschiede zeigten. Seltener Arten und solche mit geringen Populationsschwankungen (z.B. Cirsium arvense) wurden kaum erwähnt. Dies soll in diesem Kapitel teilweise nachgeholt werden, wobei aber auch Arten näher betrachtet werden, von denen schon in Kapitel 4.4.3. ausführlich die Rede war (Solidago serotina, Mentha aquatica). Von den im folgenden besprochenen fünf Arten gehören drei nicht in Rieder (Cirsium arvense, Solidago serotina, Solidago graminifolia), weil sie die typische Streuwiesenvegetation verdrängen, während die beiden anderen (Phragmites communis, Mentha aquatica) erst dann als Störung zu bezeichnen sind, wenn sie mit grossen, dichten Herden vorkommen: Dichte

Tab. 25. Ertragsanteile in % der Trockenmasse und Stengelzahl pro m² von Cirsium arvense.

Table 25. Portion of yield in % of dry matter and numbers of stems per m² of Cirsium arvense.

Die Werte der Fröhschnittvarianten beziehen sich auf den Erstaufwuchs -
The values of the treatments with early mowing refer to the first growth

Fläche	Variante	Ertragsanteile in % der Trockensubstanz		Stengelzahlen pro m ²		
		1981	1982	1981	1982	1983
1 N1	Juni	25.5	3.2	13	20	4
	Juli	3.6	1.0	19	11	9
	Herbst	23.2	2.6	12	17	12
1 N2	Juni		3.8	3	5	8
	Juli	1)	0.3	7	3	5
	Herbst		4.4	1	5	8
3 N1	Juni	1)	1)	5	7	3
	Juli	2.8	0.6	3	1	0
	Herbst	3.8	0.7	3	5	3
3 N2	Juni	1)	2.7	1	15	1
	Juli	9.2	0.03	3	1	8
	Herbst	10.5	1.9	11	13	5
6 N2	Juni	16.5	3.7	35	36	0
	Juli	10.3	0.1	28	3	1
	Herbst	17.7	10.1	16	29	24

1) Ohne eigene Fraktion. Ev. einige wenige Individuen in der Restfraktion integriert, doch eher keine vorhanden.

Bestände von Phragmites unterdrücken die niederwüchsige Vegetation; Mentha hinterlässt wegen seiner rasch abgebauten Streu offene Stellen, die von unerwünschten Arten besiedelt werden können. Da sie den Sauergräserteppich verdrängt, fehlt dem Boden zudem ein gewisser Schutz vor Traktorspuren.

Die beiden Gramineen Agrostis gigantea und Calamagrostis epigeios standen, von ihrer mehrfachen Erwähnung in Kapitel 4.4.3. abgesehen, im Zentrum einer früheren Arbeit (EGLOFF 1985).

Tab. 26. Ertragsanteile in % der Trockenmasse und Stengelzahl pro m² von Solidago serotina bzw. S. graminifolia (Fläche 8)

Table 26. Portion of yield in % of dry matter and numbers of stems per m² of Solidago serotina resp. S. graminifolia (plot 8)

Die Werte der Frühschnittvarianten beziehen sich auf den Erstaufwuchs -
The values of treatments with early mowing refer to the first growth.

Fläche	Variante	Ertragsanteile in % der Trockensubstanz		Stengelzahlen pro m ²		
		1981	1982	1981	1982	1983
3 N1	Juni	23.7	8.2	16	37	13
	Juli	10.9	2.2	29	29	13
	Herbst	25.0	32.9	100	176	153
3 N2	Juni	61.7	22.1	100	83	16
	Juli	4.8	0.3	5	8	0
	Herbst	44.2	31.3	104	113	107
6 N2	Juni	22.8	12.0	0	81	8
	Juli	3)	3)	15	0	0
	Herbst	33.9	17.3	5	15	21
15 N1	Juni	3)	1.8	13	20	7
	Juli	5.4	0.3	5	4	0
	Herbst	9.5	15.8	9	8	12
15 N2	Juni	3)	4.4	15	16	0
	Juli	3)	3)	3	0	0
	Herbst	3)	0.9	4	0	0
2	Juni	-	-	48	55	21
	Juli	-	-	9	8	1
	Herbst	-	-	2)	35	45
8 ¹⁾	Juni	-	-	107	217	160
	Juli	-	-	153	200	131
	Herbst	-	-	91	160	156

1) Solidago graminifolia, 2) Keine Zählung vorhanden

3) Ohne eigene Fraktion; falls überhaupt vorhanden, einige wenige Individuen in der Restfraktion integriert.

Zur Besprechung gelangen lediglich die entsprechenden Biomasse-Fraktio-
nen sowie die Individuenzählungen, während die Deckungsgrade nicht be-
rücksichtigt wurden.

4.4.5.2. Cirsium arvense (Tab. 25)

Mit einer Ausnahme (3N2 Juni, 1N2 zudem unklar) nahm der Ertragsanteil
von 1981 zu 1982 ab, doch spiegelt sich diese Entwicklung nicht in den
Stengelzahlen wider. Es drängt sich jedoch die Vermutung auf, dass die
Stengel 1982 kleiner waren. (Ueber ihre Grösse liegen nur unvollständige
Angaben vor.) Während die Stengelzahl auf den Juni-Varianten 1982 stag-
nierte oder sogar anstieg, geht sie 1983 mit Ausnahme der Fläche 1N2

Tab. 27. Stengelzahl pro m² von Phragmites communis*

Table 27. Numbers of stems per m² of Phragmites communis*

Die Werte der Frühschnittvarianten beziehen sich auf den Erstaufwuchs -
The values of the treatments with early mowing refer to the first growth

* Phragmites kam beim Sortieren der Biomasse zur Gräserfraktion
Standing crop of Phragmites is included in the part "grasses"

1) Keine Zählung vorhanden - not counted

Fläche	Variante	Halmzahlen pro m ²		
		1981	1982	1983
1 N1	Juni	12	41	61
	Juli	28	61	85
	Herbst	17	48	56
1 N2	Juni	17	29	35
	Juli	75	95	105
	Herbst	23	51	80
2	Juni	5	20	43
	Juli	55	65	57
	Herbst	1)	23	33
3 N1	Juni	5	29	20
	Juli	11	11	9
	Herbst	11	13	8
3 N2	Juni	16	43	56
	Juli	17	25	36
	Herbst	12	37	35
6 N2	Juni	32	60	21
	Juli	60	87	71
	Herbst	21	32	37

grösstenteils deutlich zurück. Keine gesicherte Aussage erlauben die Juli-Varianten: Abnahmen von 1981 zu 1982 stehen 1983 nebst weiterem Rückgang (2x) auch Zunahmen (3x) gegenüber. Die Zahl Blüten(knospen)-tragender Stengel nahm auf allen Varianten ab, auf den Frühschnittvarianten aber rascher und deutlicher als auf den Herbst-Varianten (Daten nicht publ.). Im Vergleich mit den Frühschnittvarianten ist die Bekämpfung von Cirsium arvense mit Herbstschnitt allein als sehr unbefriedigend zu bezeichnen.

Tab. 28. Ertragsanteile in % der Trockenmasse und Stengelzahl pro m² von Mentha aquatica

Table 28. Portion of yield in % of dry matter and numbers of stems per m² of Mentha aquatica

Die Werte der Frühschnittvarianten beziehen sich auf den Erstaufwuchs -
The values of the treatments with early mowing refer to the first growth

1) Ohne eigene Fraktion; evtl. einige wenige Individuen in der Restfraktion integriert.

Fläche	Variante	Ertragsanteile in % der Trockensubstanz		Stengelzahlen pro m ²		
		1981	1982	1981	1982	1983
6 N2	Juni	1)	2.2	0	25	7
	Juli	10.6	0.0	23	8	0
	Herbst	6.7	2.7	31	41	56
13 N1	Juni		4.5	31	171	169
	Juli	1)	0.9	23	73	63
	Herbst		28.5	37	348	127
13 N2	Juni		3.1	27	28	63
	Juli	1)	0.4	0	0	0
	Herbst		5.7	3	11	29
15 N1	Juni	10.9	9.9	91	253	200
	Juli	22.0	3.9	117	45	32
	Herbst	27.9	11.4	275	360	161
15 N2	Juni	13.2	6.6	133	393	193
	Juli	5.5	1.6	120	112	79
	Herbst	19.1	6.2	284	421	200
20 N1	Juni		2.1	9	53	23
	Juli	1)	1.1	1	5	0
	Herbst		11.8	8	51	68
20 N2	Juni		2.1	5	19	41
	Juli	1)	1.1	20	23	24
	Herbst		4.7	76	121	103

4.4.5.3. Solidago serotina (Tab. 26)

Deutlicher Verminderung des Ertragsanteils auf den Frühschnittvarianten stehen auf den Herbstvarianten Zunahmen und Abnahmen gegenüber. Von den letzteren zeigt aber nur die Herbstvariante 6 eine deutliche Abnahme.

(Die Gesamtproduktion auf der Herbstvariante der Fläche 6 veränderte sich nicht stark: 1981: 982 g/m², 1982: 965 g/m²,) Auf den Frühschnittvarianten zeigt sich in den Stengelzahlen erst 1983 eine Schwächung, nachdem sich diese 1982 vergrößert hatten.

Werden sowohl Ertragsanteile wie Stengelzahlen betrachtet, erweist sich von den Frühschnittvarianten das Juli+Herbst-Regime als das erfolgreichere. Auch auf der Mehrzahl der Juni-Varianten kam es nach Anstiegen im Sommer 1982 zu derart starken Abnahmen, dass man nicht von Schwankungen, sondern von Zusammenbrüchen der Teilpopulationen sprechen muss. Deutlich zeigt sich zudem, dass sich mit dem herbstlichen Streuschnitt allein bei Solidago serotina nichts ausrichten lässt.

4.4.5.4. Solidago graminifolia (Tab. 26)

Nur beschränkt lässt sich hingegen die Wirkung des Frühschnitts auf Solidago graminifolia beurteilen: Einer Zunahme im zweiten Beobachtungsjahr folgte nur auf den Frühschnittvarianten eine Abnahme im dritten, während die Stengelzahl auf der Herbst-Variante stagnierte.

4.4.5.5. Phragmites communis (Tab. 27)

Auf 3N1 zeigen 1983 alle Varianten eine leichte Abnahme der Stengelzahl. Sonst scheint der Frühschnitt (im zweiten Regenerationsjahr) nur auf der Fläche 6 Phragmites zurückgedrängt zu haben. Auf allen anderen Teilflächen erhöhte sich die Halmzahl, an einzelnen Orten beträchtlich (s. bezüglich der jährlichen Schwankungen von Phragmites auch Kap. 4.1.1.). Diese Ergebnisse überraschen etwas (s. Kap. 5.8. c)).

4.4.5.6. Mentha aquatica (Tab. 28)

Während die Werte der Juni- und Herbst-Varianten auf der Mentha-reichsten Fläche 15 stark schwanken, zeigt die Wassermintze auf der Juli-Variante eine abnehmende Tendenz. Der Ertragsanteil sank auf der Juli-Variante am stärksten. - Mentha weist 1982 auf allen Flächen auf den Juli-Varianten den geringsten Ertragsanteil auf.

Die Daten lassen somit einen wichtigen Schluss zu: Mit einem zusätzlichen Frühschnitt Mitte Juli kann Mentha noch am ehesten zurückgedrängt werden (vgl. Punkt 6 in Kap. 4.4.3.2.).

4.4.6. Zusammenfassung der Frühschnitteffekte

4.4.6.1. Einleitung

Nicht jede Veränderung auf den Frühschnittvarianten ist ein Frühschnitteffekt: Entwicklungsschritte, die auch auf den Herbst-Varianten beobachtet wurden, müssen als Nachwirkungen der Düngung bezeichnet werden. Zudem sind viele typische Streuwiesenkräuter zu wenig häufig, als dass eventuelle Frühschnitteffekte von natürlichen Schwankungen getrennt werden könnten. Entsprechende Aussagen erforderten eine längere Versuchsdauer. Das folgende Kapitel 4.4.7. kann jedoch beschränkte Hinweise geben.

Hinsichtlich der Annäherung der Bewirtschaftungsvarianten an die nie gedüngte Umgebung der Versuchsflächen lässt sich aufgrund der als Diagramm C bezeichneten Ordinationen folgendes feststellen: Die Juli-Varianten zeigten in 6 von 13 Fällen eine Annäherung, die Juni-Varianten in 2 und die Herbst-Variante in einem Fall. Auch (u.a.) die Tabelle 24 und der folgende Abschnitt veranlassen zum Schluss, das Juli+Herbst-Schnittregime in diesen Versuchen als erfolgreichste Regenerationsvariante zu bezeichnen.

Die Juli+Herbst-Variante erwies sich gesamthaft betrachtet auch bezüglich des Nährstoffentzugs als bestes Schnittregime (s. Kap. 4.4.2.5.).

Tab. 29. Präsenz der niederwüchsigen Sauergräser Carex hostiana, C. panicea und Schoenus nigricans nach dem Regenerationsexperiment; zusammengestellt aufgrund der Vegetationsaufnahmen

Table 29. Presence of the low growing sedges Carex hostiana, C. panicea and Schoenus nigricans after the regeneration experiment, compiled after the relevés of 1983

Fläche Nr.	Variante	Arten		
		Carex hostiana	Carex panicea	Schoenus nigricans
13	Juni	x x	* *	*
	Juli	x x	*	
	Herbst			
14	Juni	*	* *	*
	Juli		*	
	Herbst		* *	
15	Juni	* *	* *	
	Juli	* x	* *	x
	Herbst	x x	* *	
16	Juni	* *		
	Juli	* *		1)
	Herbst	* x		
18	Juni	* *	* *	
	Juli	* *	*	1)
	Herbst	* x		

* = mit Blüten- oder Fruchtständen beobachtet - observed with inflorescences or infructescences

x = nur vegetative Organe angetroffen - only vegetative organs met with

**/xx = kam auf beiden Teilflächen vor - occurred on both subplots

1) Bereits vor der Düngung ohne Schoenus - Already before fertilization without Schoenus

4.4.6.2. Zurückdrängung von Arten

Zur Bekämpfung von Solidago serotina und Mentha aquatica-Herden ist ein zusätzlicher Frühschnitt Mitte Juli zu empfehlen. Für Cirsium arvense (3 Flächen) und Eupatorium cannabinum (2 Flächen) brachten beide Termine Erfolge; von Fläche 6 verschwanden beide Arten vollständig. Der Frühschnitt bremste/verhinderte zudem die als Nachwirkung der Düngung zu bezeichnende starke Ausbreitung von Inula salicina und Pulicaria dysenterica.

4.4.6.3. Förderung von Arten

Molinia coerulea profitierte zweifellos vom Frühschnitt (bzw. von der Beseitigung der Konkurrenten), würde aber bei dessen ununterbrochener Fortsetzung wohl zurückgedrängt (s. Kap. 5.8.a) sowie EGLOFF 1985: Kap. 4.3.). Wie aus Tabelle 29 hervorgeht, führte vor allem der Juni-Frühschnitt zu einer leichten Erholung der niederwüchsigen Sauergräser. Deutlich ist diese Entwicklung jedoch nur auf den durch die Düngung stärker veränderten Flächen 13 und 14 (s. Kap. 4.2.1.3. und 4.2.2.2.), die gegenüber den anderen drei Flächen etwas trockener sind; auf diesen waren die Sauergräser auch weniger stark zurückgedrängt worden. Daneben ist es nicht zu vermeiden, dass sich, sozusagen als Nebeneffekt, als Folge des Frühschnitts Arten ausbreiten, die vorher nur eine Nebenrolle spielten (Briza media, Festuca arundinacea), oder sogar, zumindest was das Vorkommen mit Blütenständen angeht, neue Arten auftreten (Lolium multiflorum, Phleum pratense, Poa pratensis, Poa trivialis). Doch diese Folgen müssen nur teilweise als negativ bezeichnet werden: Briza und Festuca werden möglicherweise durch regelmässigen Herbstschnitt wieder in ihre ursprüngliche Nebenrolle zurückgedrängt. Lolium, Phleum und Poa palustris traten nur auf je einer Fläche auf. Poa pratensis, die auf zwei Flächen vorkam, breitete sich als einzige stark aus, nämlich auf den Juli-Varianten der trockenen Fläche 3; sie ist wohl für die Lunnerallmend ein Fremdling, nicht aber generell für Streuwiesen (s. Bemerkung

Tab. 30 (S. 115). Arten mit Blüten oder -knospen im Zweitaufwuchs der Frühschnittvarianten

Table 30 (p. 115). Species with flowers or flower buds in the regrowth of the plots with early mowing

- Nicht in die Tabelle aufgenommen wurde Molinia coerulea, die auf allen Varianten mit Blütenstand angetroffen worden war.
- Ein vorangesetztes o hebt diejenigen Arten hervor, die auf N1 und N2 blühten bzw. Blütenknospen trugen.
- Ein dem Artnamen vorangesetzter * bezeichnet die 1982 neu mit Blüten bzw. -knospen vorkommenden Arten, während ein x diejenigen Arten hervorhebt, die nur 1981 beobachtet wurden.
- Molinia coerulea was not integrated, because it occurred with all treatments on all plots.
- Species occurring with flowers (buds) on both subplots have a preceding o.
- Species preceded by * = new observation in 1982
Species with a preceded by x = observed only in 1981.

Fläche Nr.	Jahr	Variante	
		Juni	Juli
13	1981	x Festuca arundinacea Centaurea angustifolia o Gentiana pneumonanthe x Inula salicina o Mentha aquatica ox Parnassia pulustris Potentilla erecta Prunella vulgaris Serratula tinctoria	x Centaurea angustifolia Potentilla erecta x Serratula tinctoria
	1982	o* Agrostis gigantea * Juncus alpinus Centaurea angustifolia Gentiana pneumonanthe Mentha aquatica o Potentilla erecta Prunella vulgaris * Selinum carvifolia Serratula tinctoria	* Gentiana pneumonanthe * Parnassia palustris o Potentilla erecta * Vicia cracca
14	1981	x Cirsium palustre Galium album x Galium verum x Lythrum salicaria Potentilla erecta x Pulicaria dysenterica	o Galium album Potentilla erecta
	1982	* Agrostis gigantea * Cirsium oleraceum Galium album * Galium palustre * Parnassia palustris o Potentilla erecta * Succisa pratensis	Galium album o Potentilla erecta * Vicia cracca
15	1981	x Agrostis gigantea x Cirsium palustre Galium palustre o Mentha aquatica ox Parnassia palustris o Potentilla erecta x Prunella vulgaris ox Pulicaria dysenterica Succisa pratensis	x Juncus inflexus x Galium palustre Parnassia palustris o Potentilla erecta Succisa pratensis
	1982	* Juncus alp./J.articulatus o Galium palustre * Gentiana pneumonanthe o* Lythrum salicaria o Mentha aquatica Potentilla erecta o Succisa pratensis	o* Juncus alpinus Parnassia palustris o Potentilla erecta Succisa pratensis

in Kap. 4.2.4.). Am negativsten ist wohl das Auftreten von Poa trivialis auf drei Flächen zu beurteilen, doch ist zu erwarten, dass der regelmässige Herbstschnitt sie und die anderen Futtergräser wieder verdrängen wird. (Für STEBLER (1887) gehörte Poa trivialis übrigens zu den "ungern gesehenen Gästen auf den Streuwiesen" (S. 24), deren Ausbreitung durch "fettes" (zit.) Wasser veranlasst würde.)

Agrostis gigantea hatte durch die Düngung eine starke Förderung erfahren und sollte durch den zusätzlichen Frührschnitt geschädigt werden. Während sie aber auf den Herbst-Varianten vollständig in den Hintergrund trat, breitete sie sich auf den Frührschnitt-Streifen aus.

Problemart Nr. 1 ist und bleibt Calamagrostis epigeios, die überhaupt nicht auf den Frührschnitt ansprach, sondern sich vielmehr auch auf Frührschnittvarianten ausbreitete oder sogar neu ansiedelte. Um die Bekämpfung dieses Grases geht es übrigens auch auf einer Fläche in Kloten (s. Kap. 4.5.3.).

4.4.6.4. Die Bedeutung des Ausgangspflanzenbestandes

Dass die Frührschnittvarianten der einzelnen Flächen sich nur wenig unterscheiden, kann einerseits der kurzen Versuchsdauer zugeschrieben werden, andererseits aber auch dem Ausgangspflanzenbestand, der, zumindest in der Anfangsphase, entscheidender als das Schnittregime zu sein scheint. Das zeigte besonders die von Calamagrostis dominierte Fläche 14 im Vergleich zu ihrer benachbarten "standörtlichen Schwester" 13. Aber auch die z.T. grössere Ähnlichkeit der beiden Frührschnittvarianten einer Teilfläche (z.B. Juni + Juli von N1) gegenüber den gleich bewirtschafteten Varianten einer Fläche (z.B. Juni N1 + Juni N2) weist in diese Richtung.

Aus den Ergebnissen der Flächen 15 und 18 kann geschlossen werden, dass bei der Rückführung nasserer Flächen unter Umständen auf einen zusätzlichen Frührschnitt verzichtet werden kann. (Auf den als "nass" angesprochenen Flächen steht das Grundwasser u.a. im Frühsommer über Flur.) Während der Juli-Führschnitt auf Fläche 15 die dominierende Mentha schwächte (s. Kap. 4.4.6.2.), hatte der Frührschnitt auf Fläche 18 auf einer Variante eine Calamagrostis-Invasion zur Folge. Bezüglich der Häufigkeit von Molinia stehen auf Fläche 18 die Herbst-Varianten am besten da.

4.4.7. Der Zweitaufwuchs der Frührschnittvarianten

4.4.7.1. Einleitung

In diesem Kapitel soll folgenden Fragen nachgegangen werden:

- Welche Arten erschienen im Zweitaufwuchs mit Blüten oder -knospen?
- Wie erholte sich Molinia coerulea vom Frührschnitt?
- Kam es nach dem zweiten Frührschnitt zu Verschiebungen bei den Gräser- und Kräuter-Anteilen?

4.4.7.2. Arten des Zweitaufwuchses mit Blüten(knospen) auf den Versuchsf lächen 13, 14 und 15 (Tab. 30)

Die Blüten(knospen) bildenden Arten können wie folgt gruppiert werden:

- In Fettwiesen verbreitete Arten, die einen frühen Schnitt gut vertragen: Galium album.
- Arten, die durch den Frührschnitt nicht stark geschädigt wurden, weil sie niederwüchsig sind: Potentilla erecta und Prunella vulgaris, beide besitzen zudem einen kurzen Entwicklungszyklus.

- c) Arten, die nicht stark geschädigt wurden, weil sie bodenanliegende Rosetten besitzen (Succisa pratensis) oder
 - d) ausserordentliche Spätentwickler sind: Gentiana pneumonanthe, Parnassia palustris.
 - e) Arten, bei denen es wohl entscheidend ist, wie stark der Schnitt die grundständigen Blätter beschädigte: Centaurea angustifolia, Serratula tinctoria, Cirsium palustre, C. oleraceum und die auf der Lunnerallmend selten fertil vorkommende Selinum carvifolia.
 - f) Für folgende Arten ist sicher bedeutsam, wie tief der Stengel abgeschnitten wurde, d.h. wieviele Stengelblätter zurückblieben: Mentha aquatica, Inula salicina, Pulicaria dysenterica, Lythrum salicaria
- Im Zweitaufwuchs am häufigsten mit Blüten(knospen)angetroffen wurden Potentilla erecta, Succisa pratensis und Parnassia palustris. Bereits in Kapitel 4.4.1.3. wurde betont, dass die Flächen mit Juli-Frückschnitt nicht schon wieder Mitte September hätten geschnitten werden dürfen. Dies würde sich auch günstig auf die trotz des Frückschnitts noch (einmal) zur Blüte gelangenden Arten auswirken.

4.4.7.3. Molinia coerulea im Zweitaufwuchs der Flächen 13 und 14 (Abb. 71 und 72)

Die beiden Abbildungen stammen aus einer 1983 zusammengestellten Arbeit (EGLOFF 1985), doch wurde dort der Zweitaufwuchs nicht diskutiert, was an dieser Stelle nachgeholt werden soll.

a) Fläche 13 (Abb. 71):

1982 lag die Zahl der Molinia-Halme im Zweitaufwuchs der Juni-Varianten wohl deshalb tiefer, weil der Frückschnitt etwas später erfolgt und Molinia somit stärker geschädigt worden war; N2 wies bereits vor dem Schnitt Blütenstände auf. Auf den Juli-Varianten kam Molinia noch einmal zur (besonders 1982 nur geringen) Halmbildung; 1982 war dafür die Halmzahl im Erstaufwuchs stark angestiegen.

b) Fläche 14 (Abb. 72):

Hier ging die Zahl der Molinia-Halme auf den Juli-Varianten sowohl im Erst- wie im Zweitaufwuchs zurück. Auf der Juni-Variante 1 jedoch profitierte Molinia, die von Calamagrostis immer mehr zurückgedrängt worden war, offenbar von deren Beseitigung. Auf Juni 2 wäre sie 1983 wahrscheinlich wieder im Zweitaufwuchs erschienen.

4.4.7.4. Verschiebungen bei den Ertragsanteilen des Zweitaufwuchses (Abb. 73 - 75)

Während auf der "Mentha-Fläche" 15 (Abb. 73) und auf 20 (Abb. 75) bis auf eine Ausnahme (Symphytum auf Juni 1) der Kräuter-Anteil im Zweitaufwuchs des zweiten Versuchsjahres zurückgegangen war, vergrößert er sich auf der "Inula-Fläche" 13 (Abb. 74) bei Juli-Frückschnitt. (Die Fläche 14 bleibt ihrer Kräuterarmut wegen unerwähnt.)

4.4.8. Photographische Dokumentation der Frückschnitteffekte

Der Frückschnitt verhinderte die als Nachwirkung der Düngung zu betrachtende Ausbreitung von Inula salicina (s. Mittelstreifen/Herbstvariante auf Abb. 75a), doch Calamagrostis epigeios vermochte er nicht zurückzudrängen (Abb. 75b). (Abb. 75b zeigt zudem im Hintergrund rechts die von Inula beherrschte Parzelle P2, auf der LANFRANCHI (1983) arbeitete.)

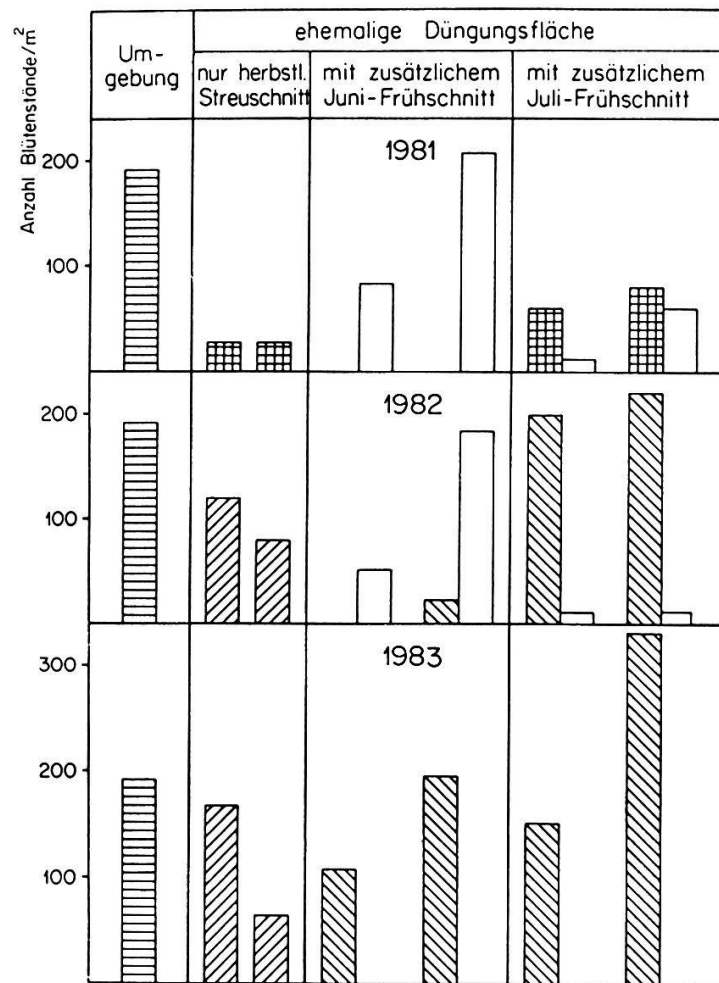


Abb. 71. Fläche 13

Abb. 71, 72. Reaktion (Anzahl Blütenstände/m²) von Molinia coerulea auf das Schnittregime

Figs. 71, 72. Reaction (numbers of inflorescences/m²) of Molinia coerulea to the mowing treatment

-  nie gedüngte Umgebung - never fertilized environment
-  Ausgangssituation zu Beginn des Experiments
situation in the beginning of the experiment
-  Frühschnittvarianten vor dem 1. Schnitt
treatments with early mowing before the 1st cut
-  Zweitaufwuchs der Frühschnittvarianten
regrowth of treatments with early mowing
-  Herbstvariante - treatment mown in autumn

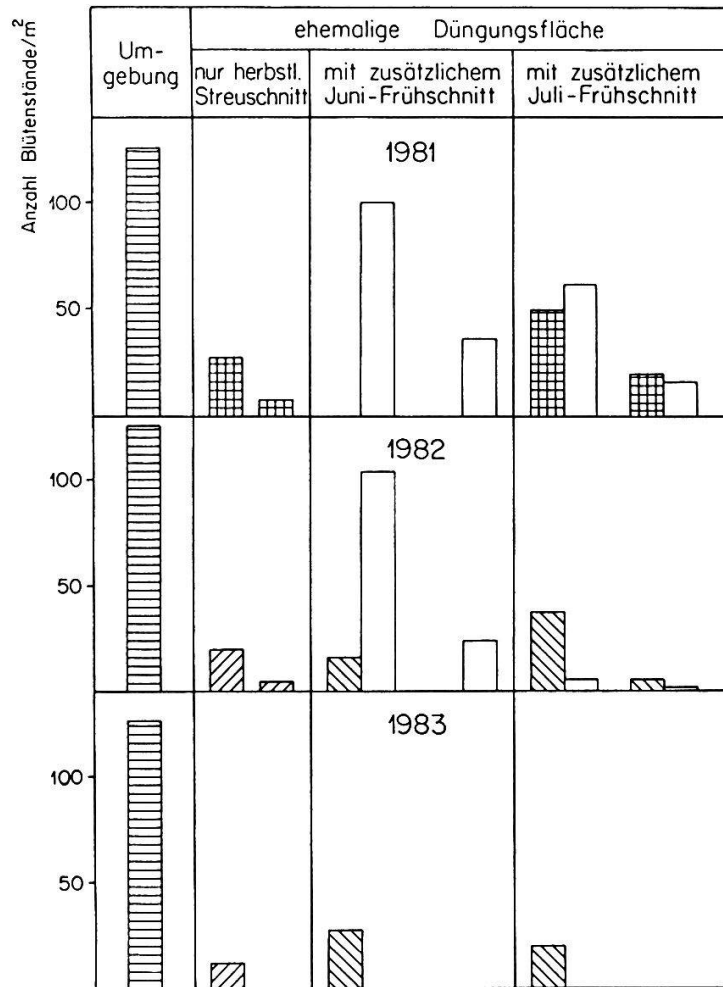


Abb. 72. Fläche 14

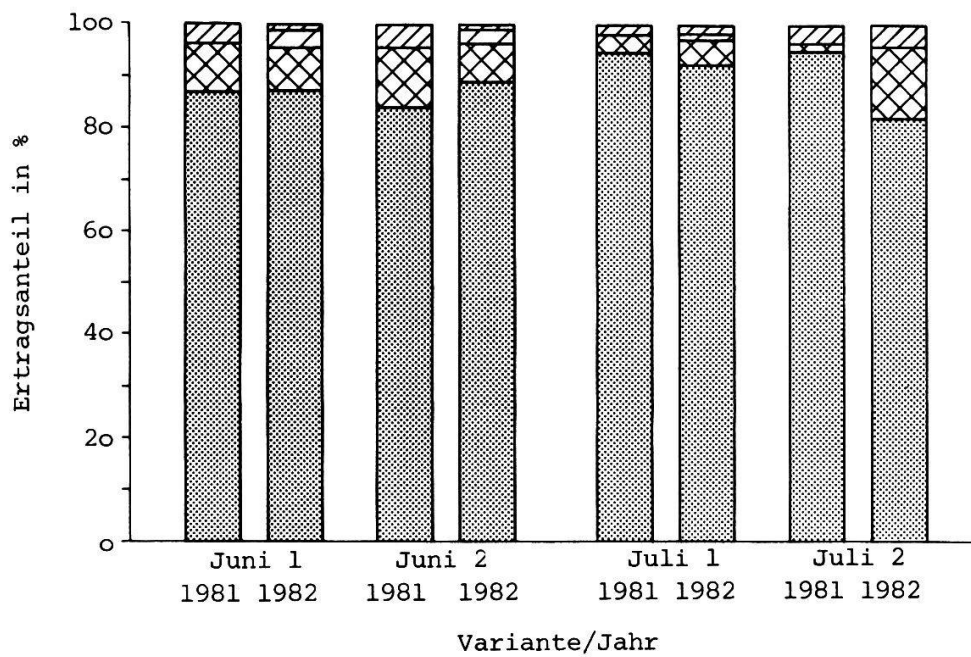


Abb. 73. Fläche 13 (Legende s. S. 120)

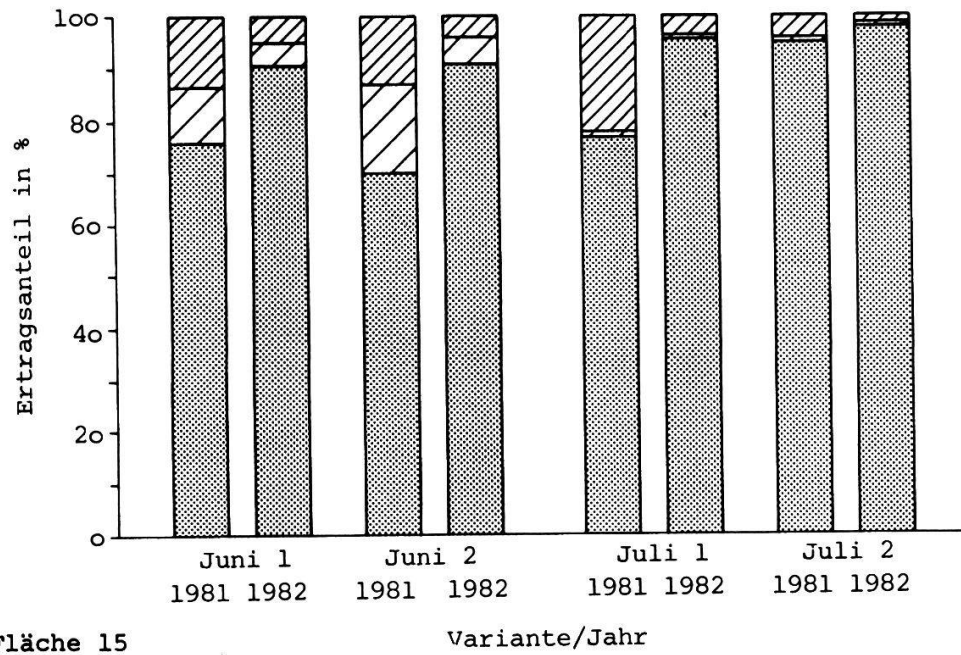


Abb. 74. Fläche 15

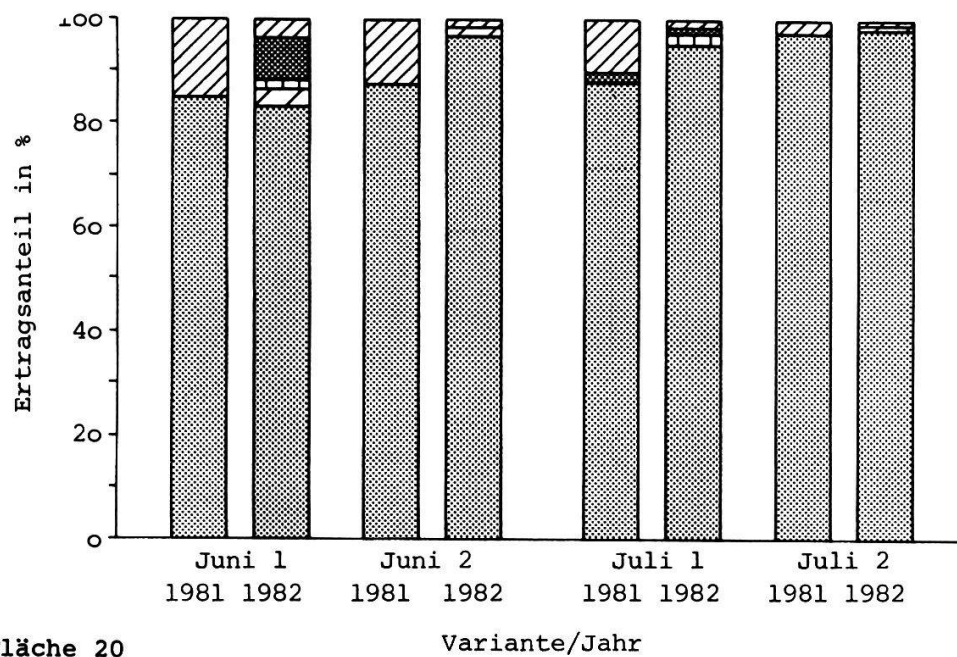
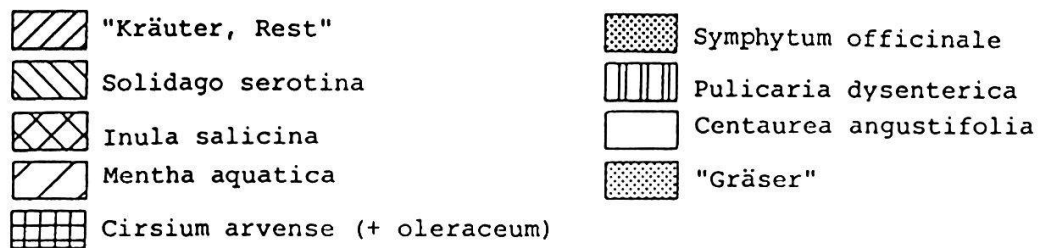


Abb. 75. Fläche 20

Abb. 73-75. Ertragsanteile im Zweitaufwuchs
Figs. 73-75. Yield of regrowth



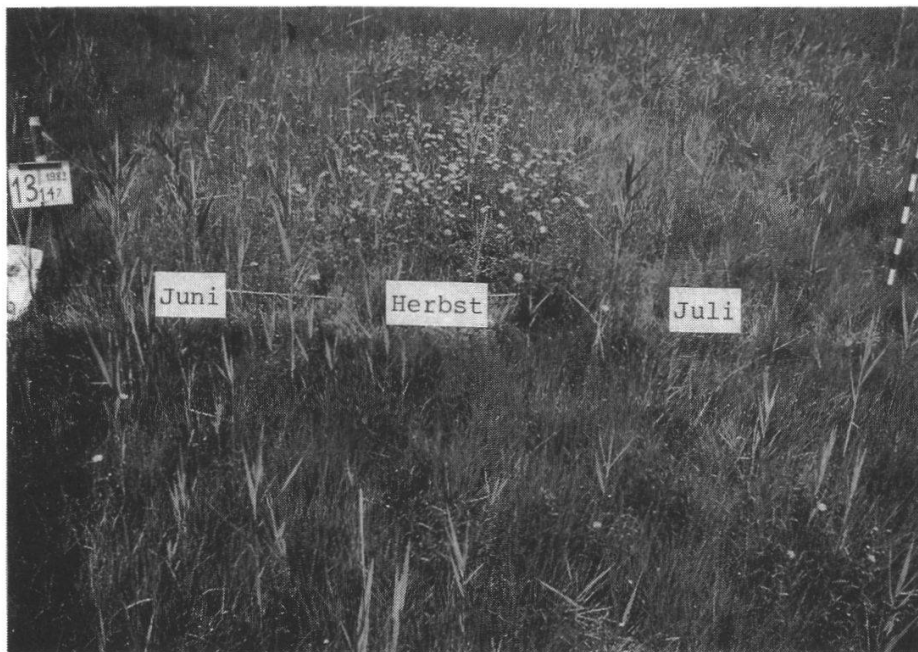


Abb. 75a. Ehemalige Düngungsfläche 13N nach zwei Jahren mit zusätzlichem Frühschnitt (14. Juli 1983)

Fig. 75a. Former fertilized plot 13N after two years with additional early mowing (July 14, 1983)

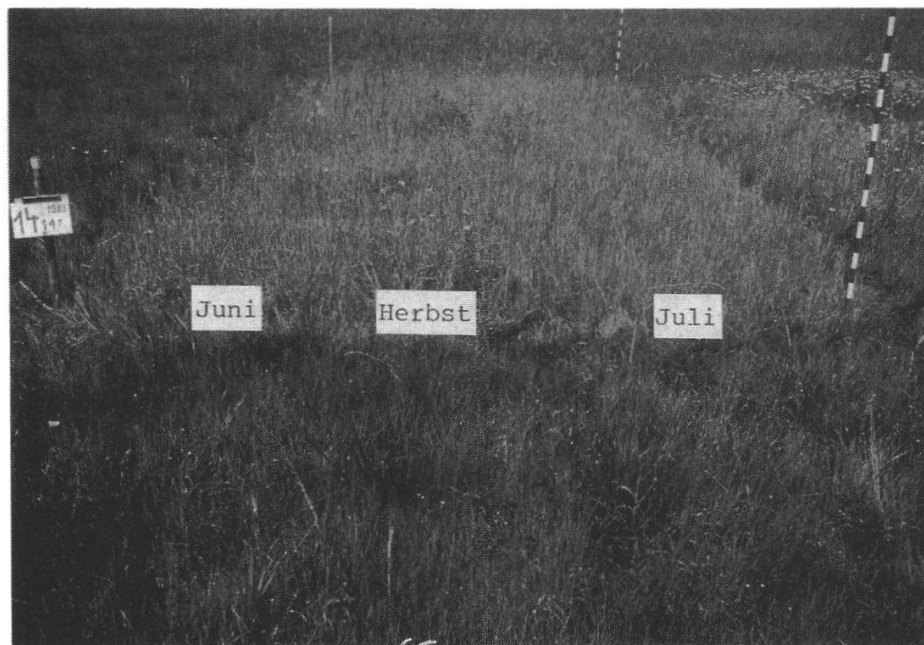


Abb. 75b. Ehemalige Düngungsfläche 14N nach zwei Jahren mit zusätzlichem Frühschnitt (14. Juli 1983)

Fig. 75b. Former fertilized plot 14N after two years with additional early mowing (July 14, 1983)

4.5. REGENERATIONSEXPERIMENT KLOTEN

Bei der Besprechung der einzelnen Arten wird ihre Reihenfolge in den Tabellen übernommen.

4.5.1. Vegetationsveränderungen auf der Versuchsfläche 2 (Tab. 31)

1. *Molinia coerulea* scheint nicht nur vom Juli-Frückschnitt, sondern auch vom alleinigen Herbstschnitt profitiert zu haben. (Zur Erinnerung: Vor Versuchsbeginn waren die Riedflächen 10 Jahre lang jeweils bereits Mitte August gemulcht worden.) - Die Juni-Variante war bereits am Anfang reicher an *Molinia* und ärmer an *Juncus subnodulosus*. Dass *Molinia* auch zugenommen haben könnte, deutet das Zählquadrat B an.

Tab. 31-35 (S. 122, 123, 126, 128, 130). Änderungen in der Vegetationszusammensetzung der Klotener Regenerationsflächen, dargestellt durch Individuenzahlen und Deckungsprozente
Tables 31-35 (p. 122, 123, 126, 128, 130). Changes in the vegetation of the regeneration plots near Kloten, expressed in numbers of individuals and percentages of coverage

* vor dem Artnamen: Individuenzahl pro m²

* in front of species: numbers of individuals per m²

ohne *: Deckungsprozent - without *: percentages of coverage

Tab. 31. Versuchsfläche 2

Arten	Varianten / Jahre								
	Juni			Juli			Herbst		
	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984
* <i>Molinia coerulea</i>									
1. 0.25 m ² A	(36)	(16)	40	27	40	160	0	0	0
2. 0.25 m ² B	(22)	(15)	58	5	0	27	1	9	16
3. 0.25 m ² C	(10)	(15)	13	21	30	53	5	0	0
4. m ²	(91)	(61)	148	71	93	320	8	12	28
<i>Molinia coerulea</i>		30	30		9	30	9	5	30
* <i>Juncus subnodulosus</i> 1)	2)	2)	59	149	280	55	257	313	128
<i>Juncus subnodulosus</i>		30	30		50	30	50	70	50
* <i>Mentha aquatica</i>	16	20	28	17	25	27	3	4	19
<i>Mentha aquatica</i>		5	9		5	3	5	3	5
* <i>Galium boreale</i>	64	88	121	47	23	39	1	0	0
<i>Galium boreale</i>		9	9		3	5	3	3	3
<i>Prunella vulgaris</i>		5	15		3	9	3	1	0

1) Nur fertile Individuen, 2) Anfangs Juni, vor dem Schnitt, nicht erfassbar. Die Zahlen in Klammern beziehen sich auf den Zweitaufwuchs.

2. *Juncus subnodulosus* hingegen, die andere dominierende Art, scheint durch den Juli-Frückschnitt etwas geschwächt worden zu sein.

BRAUN (1968) beobachtete, dass die Knotenbinse, "da sie offensichtlich Schnitt und Düngung verträgt, ausgedehnte Bestände bildet, die zum *Calthion* zu stellen sind"; S. 81.)

Tab. 32. Versuchsfläche 3.1 (plot 3.1)
(s. Legende S. 122)

Arten	Varianten / Jahre								
	Juni			Juli			Herbst		
	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984
* <i>Holcus lanatus</i>									
1. 0.25 m ² A	52	55	6	0	35	20	3	30	2
2. 0.25 m ² B	57	100	11	4	85	27	0	3	1
3. 0.25 m ² C	30	16	3	0	20	50	10	100	14
4. m ²	185	228	27	5	187	129	17	177	23
<i>Holcus lanatus</i>		30	5		50	30	5	30	5
* <i>Poa pratensis</i> + <i>trivialis</i>	36	69	60	0	31	21	0	3	15
<i>Poa pratensis</i> + <i>trivialis</i>		15	30		9	9	0	5	5
* <i>Festuca rubra</i>	39	77	44	31	13	3	1	0 ²⁾	0
<i>Festuca rubra</i>		15	20		5	3	5	3 ²⁾	0
* <i>Deschampsia caespitosa</i>	0	0 ³⁾	0	9	4	1	25	0	1
<i>Deschampsia caespitosa</i>		5	7		3	3	1	3	5
* <i>Filipendula ulmaria</i> 1)	5	4)	4)	19	25	9	19	31	39
<i>Filipendula ulmaria</i>		30	15		30	15	30	30	30
* <i>Hypericum perforatum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	11
<i>Hypericum perforatum</i>	0	0	0	0	0	0	5	9	15
<i>Galium album</i>		9	15		9	50	15	9	5
<i>Ajuga reptans</i>		3	5		3	9	0	0	0
<i>Glechoma hederaceum</i>		3	5		3	9	0	3	0
* <i>Lysimachia vulgaris</i>	7	7	0	3	8	1	0	15	12
<i>Lysimachia vulgaris</i>		3	3		3	1	3	3	4
* <i>Lathyrus pratensis</i>	17	64	47	33	35	61	8	0	5
<i>Lathyrus pratensis</i>		9	9		9	9	3	3	5
* <i>Lotus uliginosus</i>	0	0	0	0	0	0	5	9	28
<i>Lotus uliginosus</i>		1	0		0	0	3	3	5

1) nur blüten- bzw. -knospentragende Stengel, 2) keine fertilen Individuen mehr festgestellt, 3) Horste vorhanden, 4) noch ohne fertile Individuen

3. Die Zunahme der Stengelzahl von Mentha aquatica auf allen Varianten spiegelt sich nur für die Juni-Variante auch in den Deckungsgraden wider.
4. Auch bei Galium boreale, das auf der Juni-Variante seine Zahl beinahe verdoppelte, fehlt die Bestätigung durch die Deckungsgrade, was an der geringen Grösse dieser Pflanze liegen mag.
5. Eindeutig zeigen die Deckungsgrade jedoch an, dass Prunella vulgaris von beiden Fröhschnitt-Terminen profitierte.

4.5.2. Vegetationsveränderungen auf der Versuchsfläche 3.1 (Tab. 32)

1. Holcus lanatus unterliegt starken Schwankungen, was die Daten der drei Zählquadrate eindrücklich belegen. Im Gegensatz zur Herbst-Variante, die 1984 wieder auf dem Niveau von 1982 landete, vermutet man auf der Juli-Variante zunehmende Tendenz, obwohl die Daten von 1984 wieder eine Abnahme zeigen. Holcus konnte seine Entwicklung offensichtlich noch vor dem Juli-Fröhschnitt beenden: Am 4. Juli 1983 waren alle Halme vergilbt; die Individuen auf der Herbst-Variante präsentierten sich am 19. Juli 1983 mit leeren Blütenstandsachsen; gemäht wurde in diesem Jahr am 12. Juli. (S. dazu auch Kap. 5.8. e.) Mit dem Juni-Fröhschnitt darf ein weiterer Rückgang erwartet werden. So empfiehlt denn auch KLAPP (1974) zur vorbeugenden Bekämpfung u.a. die "Verhinderung des Absamens durch Fröhschnitt" (S. 196).
2. Auf der Juli- und der Herbst-Variante trat(en) Poa pratensis (+ trivialis) 1983 erstmals mit Halmen auf; Poa pratensis konnte bereits 1982 im Zweitaufwuchs der Juli-Fläche beobachtet werden. Dass Poa als Untergras hauptsächlich vom Juni-Fröhschnitt profitiert, kann nicht überraschen.
3. Auch Festuca rubra scheint sich beim Juni+Herbst-Schnittregime, nicht aber bei den andern, wohlfühlen.
4. Bei Deschampsia caespitosa, die 1984 auf der Juni-Variante nicht mehr fertil angetroffen wurde und deren Halmzahl auf den übrigen Teilflächen stark zurückging, lohnte es sich offenbar, dass nach der Mahd mit der Mähmaschine die zähen, nur wenig gestutzten Deschampsia-Horste noch mit der Rasenschere zurückgeschnitten wurden. Denn KLAPP (1974) hält fest, dass Deschampsia "empfindlich gegen häufigen tiefen Schnitt oder Verbiss" sei (S. 191). Wie die Deckungsgrade zeigen, bedeutet diese mögliche Schwächung aber (noch?) keinen Rückgang.
5. Einen Rückgang auf beiden Fröhschnittvarianten hat Filipendula ulmaria zu verzeichnen (s. dazu auch Kap. 5.8. b).
6. Ausserordentlich stark zugenommen hat hingegen auf denselben Varianten Galium album, zu dessen Bekämpfung also von einem Fröhschnitt abzusehen ist.
7. Nicht unerwartet profitierten auch die niederliegenden, ausläufer-treibenden Ajuga reptans und Glechoma hederaceum vom Fröhschnitt. Diese Entwicklung ist mit der Ausbreitung von Ranunculus repens auf der Versuchsfläche 18 der Lunnerallmend vergleichbar.
8. Die Zähl-daten von Lysimachia vulgaris deuten auf einen Rückgang bei Fröhschnitt und eine Zunahme bei herbstlichem Streuschnitt allein hin.
9. Sowohl Hypericum perforatum wie Lotus uliginosus, die von Anfang an nur auf der Herbstvariante vorkamen, breiteten sich aus.
10. Die andere häufige Leguminose, Lathyrus pratensis, konnte ihre Individuenzahl auf beiden Fröhschnittvarianten deutlich erhöhen.
11. Molinia bildete im Zweitaufwuchs Blütenstände, steigerte ihren Anteil

aber nicht. 1982 wie 1983 erreichte sie auf der Juni-Variante 5%, auf der Juli-Variante 3% Deckung.
Die Abbildungen 76 und 77 vergleichen die Juli-Variante vor dem ersten und dem zweiten Fröhschnitt.



Abb. 76. Juli-Variante von Fläche 3.1 am 12. Juli 1982; Filipendula ulmaria blühend
Fig. 76. 'July-treatment' of plot 3.1 on July 12, 1982; Filipendula ulmaria flowering



Abb. 77. Juli-Variante von Fläche 3.1 am 3. Juli 1983
(Zunahme von Holcus lanatus)
Fig. 77. 'July-treatment' of plot 3.1 on July 3, 1983
(Increase of Holcus lanatus)

4.5.3. Vegetationsveränderungen auf der Versuchsfläche 3.2. (Tab. 33)

1. Bei Molinia coerulea glaubt man auf beiden Frühschnittvarianten eine zunehmende Tendenz herauslesen zu können, während
2. Calamagrostis epigeios, die dominierende Art auf dieser Fläche, lediglich auf der Juli-Variante geschwächt worden zu sein scheint: Die Halmzahl betrug 1984 nur ein Drittel derjenigen bei Versuchsbeginn. (Im Vergleich zur Calamagrostis-Fläche 14 der Lunnerallmend sind die Halmzahlen hier ausserordentlich hoch; s. EGLOFF 1985, Abb. 6.) Für eindeutige Schlüsse reicht der Beobachtungszeitraum jedoch nicht aus, auch was einen eventuellen Rückgang auf der Herbst-Variante angeht. (Die Juni-Variante war bereits am Anfang etwas Calamagrostis-ärmer. Deren Deckung, und wohl auch diejenige von Molinia, war 1983, bedingt durch den Entwicklungsstand der Vegetation bzw. den Aufnahmezeitpunkt, wohl eher unterschätzt worden. Auf der Herbst-Variante erfolgte 1982 offensichtlich eine Ueberschätzung.)
3. Bereits bei der Juni-Variante der Nachbarfläche 3.1 hatte auf die Förderung von Festuca rubra hingewiesen werden können.

Tab. 33. Versuchsfläche 3.2 (plot 3.2)
(s. Legende S. 122)

Arten	Varianten / Jahre								
	Juni			Juli			Herbst		
	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984
* <u>Molinia coerulea</u>									
1. 0.25 m ² A	(26)	(42)	23	0	3	5	3	1	4
2. 0.25 m ² B	(0)	(5)	4	0	0	0	0	0	0
3. 0.25 m ² C	(21)	(39)	4	0	11	35	0	0	0
4. m ²	(63)	(115)	41	0	19	52	4	1	5
<u>Molinia coerulea</u>		3	15		7	9	1	3	5
* <u>Calamagrostis epigeios</u>	2)	29	12	128	89	40	131	152	87
<u>Calamagrostis epigeios</u>		15	30		50	50	90	70	50
* <u>Festuca rubra</u>	5	21	12	0	5	8	0	0	0
<u>Festuca rubra</u>		15	30		3	3	0	3	0
* <u>Poa pratensis</u> +trivialis	0	9	8	0	3	1	0	4	5
<u>Poa pratensis</u> +trivialis		15	5		3	3	0	3	3
* <u>Phragmites communis</u>	5	3	9	7	25	17	16	16	27
<u>Phragmites communis</u>		9	4		5	5	9	9	15
* <u>Lysimachia vulgaris</u>	7	23	17	11	27	16	13	33	28
<u>Lysimachia vulgaris</u>		9	5		9	5	9	9	15
<u>Filipendula ulmaria</u>		5	5		5	5	3	5	9
<u>Galium album</u>		5	4		9	30	5	5	9
<u>Ajuga reptans</u>		9	5		3	15	0	3	5

- 1) Die Zahlen in Klammern beziehen sich auf den Zweitaufwuchs
- 2) Noch keine Blütenstände sichtbar

4. Nicht zu einer Ausbreitung, sondern zu einem Rückgang kam es jedoch für Poa pratensis (+ trivialis) (vgl. Punkt 2 in Kap. 4.5.2.).
5. Aus den Daten von Phragmites communis kann lediglich eine Zunahme bei alleinigem Herbstschnitt abgelesen werden.
6. Lysimachia vulgaris zeigte auf den Fröhschnittvarianten die bereits auf Fläche 3.1 beobachtete Entwicklung (s. Punkt 8 in Kap. 4.5.2.).
7. Ein etwas anderes Bild liefert Filipendula ulmaria: Stagnation bei zusätzlichem Schnitt im Fröhsommer steht eine Ausbreitung bei Herbstschnitt allein gegenüber, wobei aber der Deckungsanteil von Filipendula generell viel geringer als auf Fläche 3.1 ist.
8. Galium album eroberte die Juli-Variante ähnlich massiv wie auf Fläche 3.1. Sein Verhalten auf den beiden andern Varianten jedoch bestätigt die Resultate von Fläche 3.1 nicht (s. Punkt 6 in Kap. 4.5.2.).
9. Ajuga reptans profitierte ebenfalls stark vom Juli-Fröhschnitt (vgl. Punkt 7 in Kap. 4.5.2.).

4.5.4. Vegetationsveränderungen auf der Versuchsfläche 4 (Tab. 34)

1. Holcus lanatus gibt wie schon bei der Fläche 3.1 Interpretationsschwierigkeiten auf. Ein Rückgang ist am ehesten mit dem Juni-Fröhschnitt zu erwarten.
2. Auch Poa pratensis + trivialis gibt Rätsel auf. Der Zusammenbruch der Halmzahl könnte jedoch Ausdruck der natürlichen Schwankungen sein.
3. Die Daten von Festuca rubra auf der Juni-Variante repräsentieren die ausgeprägte Dynamik der Vegetation dieser Versuchsfläche.
4. Deschampsia caespitosas Halmzahl ging 1984 zwar auf allen Varianten wieder zurück, doch gewann sie gemäss den Deckungsgraden gleichzeitig überall an Terrain (vgl. Punkt 4 in Kap. 4.5.2.).
5. Ob Calamagrostis epigeios auf der Juli-Variante weiter zurückgehen und auf der Herbst-Variante zunehmen wird, muss im Moment als offene Frage stehen bleiben.
6. Obwohl es sich bei Dactylis glomerata um ein frühwüchsiges Gras handelt, kam es auf der Juni-Variante zu einer Ausbreitung. Doch könnte die zunehmende Aushagerung des Bodens zu ihrem Verschwinden führen (s. Halmzahlen der Fröhschnittvarianten). - Kommt es auf der Herbst-Variante langfristig zu ihrer Elimination?
7. Trotz ihrer Lückenhaftigkeit bestätigen die Daten von Galium album die Aussage in Kapitel 4.5.2. (Punkt 6).
8. Dass Cirsium arvense trotz des Fröhschnitts expandierte, kann auf den Samenregen aus der unmittelbaren Umgebung sowie die vielen, Keimungsnischen bildenden Lücken in der Vegetation zurückgeführt werden.
9. Von der Juni-Variante verschwand Rhinanthus alectorolophus, doch auf der Juli-Variante entwickelte er sich zum (vorübergehenden?) Dominator (s. Abb. 78 und Kap. 5.8. h)).
10. Dass sie mit dem herbstlichen Streuschnitt allein (zumindest kurzfristig) nicht bekämpft werden kann, zeigt, wie bereits auf der Lunnerrallmend (s. Kap. 4.4.5.), äusserst deutlich Solidago serotina. Aufgrund der starken Zunahme im Verlauf der Versuchsperiode muss aber grundsätzlich in Frage gestellt werden, dass der Streuschnitt langfristig zu einer Abnahme führt.
11. Hatte Rubus caesius, der auf allen Varianten an Terrain verlor, vom Mulchen, das unserem Versuch jahrelang vorausging, profitiert?
12. Bei der Zunahme von Lathyrus pratensis im Sommer 1983 auf der Juni-Variante könnte es sich um eine "Episode" handeln (vgl. aber Punkt 10 in Kap. 4.5.2.).

13. Bemerkenswerte Arten, auch hinsichtlich des Wasserhaushalts, sind auf der Juni-Variante dieser Fläche die fertil vorkommenden Bromus erectus und Cynosurus cristata. (Letztere wurde 1983 erstmals beobachtet).

14. Molinia erschien im Zweitaufwuchs mit Halmen, beide Jahre mit 3% Deckung.

Die Abbildungen 78 und 79 vergleichen die Juli-Variante vor dem ersten und zweiten Fröhschnitt.

Tab. 34. Versuchsfläche 4 (plot 4)
(s. Legende S. 122)

Arten	Varianten / Jahre								
	Juni			Juli			Herbst		
	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984
	1982	1983	1984	1982	1983	1984	1982	1983	1984
*Holcus lanatus	17	49	0	21	160	19	0	48	12
Holcus lanatus		5	3		30	8	3	9	5
*Poa pratensis+trivialis	28	104	19	0	11	1	0	7	0
Poa pratensis+trivialis		15	15		5	1	0	3	0
*Festuca rubra	0	113	0	1	0	0	0	5	0
Festuca rubra		15	0?		0	0	3	5	9
*Deschampsia caespitosa	0	5	0	5	47	29	9	13	0
Deschampsia caespitosa		3	5		5	9	3	5	5
*Calamagrostis epigeios	0	1	0	3	63	16	3	8	24
Calamagrostis epigeios		3	0		15	8	15	15	15
*Dactylis glomerata	0	11	5	0	9	1	0	0	0
Dactylis glomerata		9	15		5	3	5	3	1
*Galium album 1)	108	85	100	97	2)	53	123	2)	2)
Galium album		30	50		2)	30	50	30	15
*Cirsium arvense	8	13	16	8	16	20	1	0	0
Cirsium arvense		5	5		5	9	3	5	3
*Rhinanthus alectoroloph.	16	3	0	9	5	20	1	5	7
Rhinanthus alectoroloph.		5	0		15	50	5	9	15
*Solidago serotina	0	0	0	5	1	1	4	21	52
Solidago serotina		0	0		1	1	9	15	30
Rubus caesius		9	5		9	5	5	9	3
*Lathyrus pratensis	1	56	37	0	3	1	0	0	0
Lathyrus pratensis		5	3		1	1	0	0	0

1) Gezählt wurden lediglich die blüten- bzw. -knospentragenden Stengel

2) Keine Erhebungen durchgeführt



Abb. 78. Juli-Variante von Fläche 4 am 12. Juli 1982
Fig. 78. 'July-treatment' of plot 4 on July 12, 1982



Abb. 79. Juli-Variante von Fläche 4 am 3. Juli 1983
(Zunahme von Holcus lanatus)
Fig. 79. 'July-treatment' of plot 4 on July 3, 1983
(Increase of Holcus lanatus)

4.5.5. Vegetationsveränderungen auf der Versuchsfläche 5 (Tab. 35)

Wegen ihrer hauptsächlich durch tiefe Karrenspuren bedingten Heterogenität wurde diese Fläche 1983 aus dem Untersuchungsprogramm gestrichen. Obwohl deswegen nur Daten von zwei Jahren vorliegen, wird kurz auf ihre Entwicklung eingegangen.

1. Eine massive Zunahme von Holcus lanatus-Halmen auf der Juli-Variante war 1983 auch auf Fläche 3.1 (Kap. 4.5.2.) festgestellt worden.
2. Auf den Frühschnittvarianten derselben Fläche kam es auch zu einer Expansion von Poa pratensis + trivialis.
3. Auch auf Fläche 4 (s. Kap. 4.5.4., Punkt 4) waren 1983 die Halmzahlen von Deschampsia caespitosa höher als 1982.
4. Solidago serotina zeigte bereits auf Fläche 4, dass sie sich bei Herbstschnitt allein ausbreitet.
5. Für Equisetum arvense, nicht aber für E. palustre wirkt ein Frühschnitt fördernd.
6. Es ist möglich, dass sich Lathyrus pratensis (wie auf Fläche 3.1) auf der Juli-Variante weiter ausbreitet.

Tab. 35. Versuchsfläche 5 (plot 5)
(s. Legende S. 122)

Arten	Varianten / Jahre					
	Juni		Juli		Herbst	
	1982	1983	1982	1983	1982	1983
* <u>Holcus lanatus</u>	32	41	0	31	0	0
* <u>Poa pratensis</u> + <u>trivialis</u>	156	209	0	77	0	9
* <u>Deschampsia caespitosa</u>	0	3	9	17	3	8
* <u>Solidago serotina</u>	56	43	37	20	63	71
* <u>Equisetum arvense</u>	21	37	1	15	8	0
* <u>Equisetum palustre</u>	17	96	20	21	49	88
* <u>Lathyrus pratensis</u>	0	0	33	40	32	31

4.5.6. Zusammenfassung der Bewirtschaftungseffekte

4.5.6.1. Einleitung

Aufgrund der Ausgangssituation (s. Kap. 2.2.3. und 3.4.1./2.) und weil sich die Beobachtungen nur über drei Jahre erstreckten, leuchtet es unmittelbar ein, dass die folgende Liste keine absolute Gültigkeit beanspruchen kann.

Fett gedruckt sind Arten, deren Verhalten/deren Reaktion auf das Schnittregime nicht mit dem durch die Bewirtschaftungsmassnahmen angestrebten Ziel "Artengarnitur Streuwiese" übereinstimmt, und die gleichzeitig fast alle hochwüchsig und/oder auffällig sind. Die Hervorhebung besagt aber nicht, dass alle diese Arten in ungestörten Riedwiesen nicht vorkommen.

Weggelassen wurden einige Arten mit unsicherer Aussage oder uneinheitlichem Verhalten auf den verschiedenen Versuchsflächen (z.B. Deschampsia, Poa).

4.5.6.2. Geförderte Arten

- I. Generell (= auf allen Versuchsflächen): *Molinia coerulea*; *Mentha aquatica*.
- II. Auf der Herbst-Variante: ***Lysimachia vulgaris***, ***Solidago serotina***.
- III. Auf den Frühschnittvarianten:
 - a) Auf beiden: *Ajuga reptans*, ***Cirsium arvense***, ***Galium album***, *Glechoma hederaceum*, ***Lathyrus pratensis****, *Prunella vulgaris*.
 - b) Nur auf der Juni-Variante: ***Festuca rubra***; *Galium boreale*.
 - c) Nur auf der Juli-Variante: ***Holcus lanatus***; ***Rhinanthus alectorolophus***.

* *Lathyrus pratensis* ist zwar keine auffällige Art, bewirkt aber infolge seiner Stickstofffixierung eine allmähliche (Stickstoff-)Eutrophierung des Standorts.

4.5.6.3. Zurückgedrängte Arten

- I. Generell: *Rubus caesius*; nur Rückgangstendenz: *Dactylis glomerata*.
- II. Auf der Herbst-Variante: *Galium album*.
- III. Auf den Frühschnittvarianten:
 - a) Auf beiden: *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia vulgaris*.
 - b) Nur auf der Juni-Variante: *Rhinanthus alectorolophus*;
Rückgangstendenz: *Holcus lanatus*.
 - c) Nur auf der Juli-Variante: *Juncus subnodulosus* (?); Rückgangstendenz: *Calamagrostis epigeios*.

Besonders hervorzuheben sind der durch den Frühschnitt ausgelöste Rückgang der verbreiteten Hochstaude *Filipendula ulmaria* sowie die Rückgangstendenz auf der Juli-Variante von *Calamagrostis epigeios*, die sich auf der Lunnerallmend als ungemein hartnäckig, wenn nicht sogar resistent erwies. Ferner sei darauf hingewiesen, dass bei Beständen mit dominierendem *Galium album* ein konsequenter Herbstschnitt Erfolg verspricht. Das Verhalten von *Cirsium arvense* steht im Widerspruch zu den Resultaten auf der Lunnerallmend (s. dazu Kap. 5.8. f)).

5. DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

5.1. DÜNGUNG VON MOLINIA-GESELLSCHAFTEN

"Eine der heikelsten Fragen bei der Behandlung der Streuwiesen ist die, ob man sie düngen soll, oder nicht" (STEBLER 1898, S.112). Dass man sich überhaupt mit der Düngung von Streuwiesen beschäftigte, ist vor dem Hintergrund des damaligen Strohmanuels und der deshalb angestrebten Streuertragssteigerung zu sehen. Hofdünger und stickstoffhaltige Kunstdünger wurden als ungeeignet bezeichnet, da es zu einer einseitigen Förderung der Futterpflanzen komme (STEBLER 1898, S. 113). In Betracht gezogen und erprobt wurden Thomasmehl (ein kalziumreicher Phosphordünger) und, nur für Moorböden, Kainit, ein Kalidünger (s. dazu auch Kap. 5.3.). Eine Ausbringung von etwa 52 kg P pro Hektar sollte aber nur "auf geringem Streuland" und "nur etwa alle drei Jahre" erfolgen (S. 114; s. auch EGLOFF 1983, S. 137/8). Der Steigerung des Ertrags stehen grundsätzlich drei negative Entwicklungen gegenüber:

1. "Die Qualität der Streu ist eine geringere."
2. "Die kleeartigen Gewächse begünstigen vermöge ihrer Befähigung, den Boden mit Stickstoff zu bereichern, auch die Futtergräser, während die Streuegräser dadurch leicht verdrängt werden."
3. "Durch die Düngung wird die Vegetation verfrüht, wobei die spät sich entwickelnden Streuegräser nicht Schritt zu halten vermögen und deshalb unterdrückt werden" (STEBLER 1898, S. 113).

Bei unseren Düngungsversuchen (Kap. 4.2. und 4.3.) fiel auf, dass sich kaum neue Arten etabliert hatten. Sowohl von Futterwiesenpflanzen wie auch z.B. von Filipendula ulmaria müssen zu geringe Samenpotentiale vorgelegen haben. Als weiteres Hindernis für Neuansiedlungen wäre der Mangel an Keimungsnischen hervorzuheben. So erstaunt es nicht, dass auf den Versuchsflächen der Lunnerallmend erst einige Jahre nach der letzten Düngung (1980) neue Arten beobachtet wurden; z.B. Epilobium parviflorum auf mehreren Flächen im Jahre 1982 (vorher nirgends angetroffen), Solidago serotina 1983 (Fläche 13) sowie Geranium palustre 1985 (Fläche 13), welche ich vorher auf der ganzen Allmend nie angetroffen hatte.

Agrostis gigantea und Calamagrostis epigeios, die zu den am stärksten von der Düngung profitierenden Arten des Versuchs auf der Lunnerallmend zu zählen sind, waren bereits vor der Düngung sporadisch anzutreffen und besaßen offenbar im Boden ein vorher nicht nutzbares Samenpotential. Ihre Ausbreitung ist mit der Erfahrungstatsache vergleichbar, dass bei Düngung von Grünland anfänglich alle Arten, auch die sogenannten Hungerzeiger, gefördert werden, solange die Konkurrenten fehlen oder schwach sind. Dass es auf der Lunnerallmend trotz der hohen Düngergaben nicht zu derart drastischen Umstellungen kam, wie sie beispielsweise KLÖTZLI (1969) beschreibt, liegt daran, dass weiterhin nur einmal im Herbst geschnitten wurde.

Auf der (vorher ungestörten) Lunnerallmend hatten sich kaum Futterwiesengräser angesiedelt, auf den schon vor dem Versuch leicht eutrophierten Flächen in Kloten profitierten (die vorher bereits vorhandenen) Holcus lanatus und Festuca rubra. Diese beiden Gräser nahmen zusammen mit Anthoxanthum odoratum, Festuca pratensis und vor allem Poa pratensis und P. trivialis auf den NP-, PK- und NPK-Parzellen eines von FINCKH (1960, Tab. 1) beschriebenen Düngungsversuchs am Chiemsee (Bayern) in einem Schoeno - Molinietum (mit kodominanten Schoenus ferrugineus und Molinia

coerulea) stark zu. Dass das Untergras Poa von Jahr zu Jahr stärker aufkam, kann mit der zweischürigen Nutzung der Versuchsfläche erklärt werden. Ähnliche Reaktionen zeigte ein von einem Silao - Molinietum (La Famenne, Belgien) ausgehendes, ebenfalls zweischürig genutztes Düngungs-experiment (LIMBOURG et al. 1971): Holcus lanatus (anfänglich mit einem Anteil von 4%), Briza media (1.3%), Anthoxanthum odoratum (1.3%) und Cynosurus cristatus (0.5%) erfuhren bei allen Mineralstoffkombinationen eine Förderung, während die Variante P-Dominanz zusätzlich Festuca rubra (1.3%) und die N-Dominanz Festuca pratensis (1.3%) und Poa trivialis (0%) stimulierte. Bei einem einschürig bewirtschafteten, aber sonst fast gleich angelegten Experiment auf einem Erico tetralici - Molinietum in den Ardennen (SOUGNEZ 1965) kam es auf vielen Parzellen zu einer Neuansiedlung von Holcus lanatus (plus starke Ausbreitung bei P-Dominanz), Poa trivialis sowie der mit "unserer" Agrostis gigantea vergleichbaren Agrostis tenuis. Zu erwähnen wäre zudem die bei unseren Versuchen ebenfalls geförderte Sumpfkraatzdistel (Cirsium palustre). Auch EVERTS et al. (1980) beobachteten ein gehäuftes Auftreten des nun schon mehrmals erwähnten Holcus lanatus nach Düngung von (niederländischen) Cirsio dissecti - Molinieta. PEGTEL (1983) schliesslich, der mit Rasenziegeln aus derselben Gesellschaft ein Topfdüngungsexperiment anlegte, konstatierte zusätzlich eine Förderung von Agrostis canina und Anthoxanthum odoratum.

Bei Versuchen zur Verbesserung von Borstgras-Pfeifengras-Rasen auf stark sauren Gleyböden in Bayern profitierte Holcus lanatus besonders bei physiologisch saurer NPK-Düngung; bei gleichzeitiger Kalkung wurde er jedoch "fast völlig verdrängt" (ZÜRN 1964, S. 197; s. z.B. auch ELBERSE et al. 1983). Unser Versuch in Kloten, bei dem es u.a. zu einer Förderung von Holcus kam (Kap. 4.3.2.), fand ebenfalls auf saurem Boden statt. In den Versuchen von ZÜRN profitierte das Honiggras zudem wie bei SIMON (1954) vom späten ersten Schnitt, der ihm das Absamen ermöglichte. (Mehr zu Holcus s. Kap. 5.8.e.).

Bemerkenswert ist die unterschiedliche Entwicklung der beiden Versuchsflächen 13 und 14, die sich vor der Düngung und im ersten Düngungsjahr kaum voneinander unterschieden (s. auch EGLOFF 1983). Der entscheidende kleine Unterschied war, dass Calamagrostis epigeios bereits vor der Düngung auf Fläche 14 vorkam. Dies macht deutlich, wie entscheidend der Ausgangspflanzenbestand für (hier durch Düngung ausgelöste) sekundäre Sukzessionen ist. "Ausgangspflanzenbestand" kann als Bestandteil des "initial floristic composition factor" von EGLER (zit. bei MILES 1979) betrachtet werden, mit dem hauptsächlich das am Standort vorhandene Samenpotential (seed bank) gemeint ist. So lässt sich denn die starke Ausbreitung bzw. die Neuansiedlung auf einem Teil der Flächen von Agrostis gigantea im ersten Düngungsjahr sicher hauptsächlich auf das zur Verfügung stehende Samenpotential zurückführen. Auf dieselbe Ursache lässt sich die explosionsartige Entwicklung von Molinia coerulea auf einer verpflanzten Fläche zurückführen, die vorher von Bromus erectus beherrscht worden war (KLÖTZLI 1981a).

Dass auf den NPK-Parzellen mit Agrostis gigantea und Calamagrostis epigeios hauptsächlich Gräser von der Düngung profitieren würden, hätten u.a. auch STEBLER und SCHRÖTER erwartet: Denn "die Stickstoffdüngung befördert das Wachstum derjenigen Wiesenpflanzen, die zu den Gramineen gehören", äusserten sie bereits 1887 (S. 94). (Die Tatsache, dass es auf den PK-Parzellen zu einem verzögerten "Stickstoffeffekt", d.h. erst ab dem zweiten Jahr zu einer Förderung von Gramineen kam, wurde bei EGLOFF 1983 analysiert; s. auch Kap. 5.3.). - Wie die fraktionierten Biomasseproben zeigen (Kap. 4.2.3.5.), profitierten auf der Lunnerallmend ge-

samthaltig betrachtet aber die Kräuter, was angesichts der Tatsache, dass die Vegetation in ungedüngtem Zustand an den meisten Orten zu rund 90% aus Gramineen und Cyperaceen besteht (s. Abb. 35-40), nicht überrascht. PEGTEL (1983) stellte bei seinen Topfdüngungsexperimenten ebenfalls eine Abnahme des (auf die Gesamtbiomasse bezogenen) Monokotyledonen/Dikotyledonen-Verhältnisses fest. Auf der Lunnerallmend hatte sich zwei Jahre nach Beendigung der Düngung auf vielen NPK-Parzellen, nicht aber auf PK-Parzellen, der Gräser-Anteil wieder erhöht.

Nur eine beschränkte Bestätigung brachten unsere Versuche jedoch für eine andere klassische, "in Hunderten von Wiesendüngungsversuchen bestätigte Bauernerfahrung" (ELLENBERG 1978, S. 767; nach KLAPP 1965), dass nämlich mit PK-Düngung der Leguminosen-Anteil erhöht werde. Dass dies nur auf einer Versuchsfläche klar beobachtet werden konnte, liegt wohl in erster Linie an der Leguminosen-Armut der Ausgangsvegetation. KLAPP (1965, Tab. 25) erwähnt eine Pfeifengraswiese, die sich "infolge des Fehlens von Leguminosen trotz mehrjähriger PK-Düngung" nur langsam zur Glatthaferwiese entwickelt. Der von GRISCH mit Thomasschlacke durchgeführte Versuch, von dem SCHERRER (1925) berichtet, führte zwar zu einer starken Leguminosenförderung, ging aber von einer "Mischgesellschaft, zwischen Molinietum und Fettwiese gelegen" (S. 48), aus, die kaum leguminosenarm war.

Noch zu erwähnen wäre, dass Molinia coerulea bei der NPK-Düngung eines pfeifengrasreichen Borstgrasrasens anfänglich "recht erheblich gefördert" wurde, "solange die Konkurrenz nicht zu stark war" (WINTER 1957, S. 155). Auch die starke Ausbreitung von Inula salicina, Mentha aquatica und anderen Riedpflanzen auf einem Teil unserer Versuchsflächen lässt sich mit der fehlenden Konkurrenz erklären. Inula war auf den Herbst-Varianten der ehemaligen Düngungsflächen signifikant höher als in der ungedüngten Umgebung (BOCHERENS 1983); auch ihr Kelchdurchmesser war größer.

Auf den zu den Kleinseggenriedern überleitenden nassen Pfeifengraswiesen zeigten sich lediglich geringe Düngungseffekte (vgl. DAVIES und JONES 1932, ELLENBERG 1952), weil hier die Nässe des Bodens bzw. seine mangelnde Durchlüftung die ansässigen Arten bevorteilt. Wenn solche Wiesen intensiver genutzt wurden, musste jeweils zuerst entwässert werden. Die Eutrophierung derartiger Standorte wird somit erst nach Störungen im Wasserhaushalt, d.h. nach Grundwasser- oder Seespiegelabsenkungen oder in trockenen Sommern deutlich sichtbar. "Trockenperioden (können) die Folgen der Eutrophierung synergistisch, und zwar irreversibel, verstärken" (WESTHOFF 1979, S. 301). Eine bessere Durchlüftung des Oberbodens hat auch eine Steigerung der Mineralisation zur Folge.

BRIEMLE (1985) berichtet über erste Ergebnisse eines 1981 von SCHIEFER angelegten Versuchs auf einer vorher lange brachliegenden Streuwiese, mit dem "einfache und billige Verfahren zur Pflege und Offenhaltung von Streuwiesen" (S. 199) ermittelt werden sollten. Eine der beiden einschürigen, Ende September gemähten Varianten erhält eine jährliche PK-Düngung. Die Mehrzahl der dadurch geförderten Arten erwies sich auch in unseren Versuchen als Eutrophierungszeiger (s. dazu das folgende Kap.), z.B. Holcus lanatus und Mentha aquatica. Auf dieser Variante war die Artenzunahme besonders stark, doch darf angesichts des Versuchsziels (s.o.) nicht so ohne weiteres von "der günstigen Wirkung einer Ergänzungsdüngung mit Phosphor" (S. 218) gesprochen werden. (Auf die "Bedeutung" des Phosphors für Streuwiesen wird ausführlich im Kap. 5.3. eingegangen.)

5.2. WARNARTEN BEI DÜNGUNGSEINFLÜESSEN (EUTROPHIERUNGSINDIKATOREN)

Bisweilen erkennt man eine eutrophierte Streuwiese bereits aus einiger Distanz: Im April, wenn sie sich nicht mehr braun aus den umliegenden Fettwiesen heraushebt, sondern bereits saftig grün wirkt, oder im Sommer, wenn ein hellbrauner Schimmer - wegen der verwelkten Halme der Futterwiesengräser - über ihr liegt. Trifft einer dieser beiden Fälle zu, dann ist die Eutrophierung schon recht weit fortgeschritten. Will man dies verhindern, so muss die Vegetation bzw. müssen einige ihrer Vertreter überwacht werden.

Sämtliche in Kapitel 4.2.4. gruppierten Arten können bei indirekter Düngung als Warnarten bezeichnet werden. Mit den Ergebnissen des Klotener Düngungsversuchs (Kap. 4.3.2.) erfährt diese Liste in erster Linie eine Ergänzung durch die Futtergräser (vor allem Holcus lanatus), und Filipendula ulmaria, die auf der Lunnerallmend nur auf einer Fläche vorkam, gewinnt an Bedeutung. Doch haben die Futtergräser in dieser "Warnartenliste" immer noch zu wenig Gewicht: Zu nennen wären Dactylis glomerata und Phleum pratense, die in der Randzone der Lunnerallmend und auch anderer Streuwiesen der Reussebene anzutreffen sind; oder etwa Anthoxanthum odoratum und Festuca pratensis, die zusammen mit anderen Futterwiesenarten (vor allem -gräsern) in angedüngten (ehemaligen) Streuwiesen nördlich des Bodensees, im Landkreis Ravensburg, in grosser Zahl anzutreffen sind. (Anthoxanthum ist aber kein Fremdling, sondern gehört zur Artengarnitur ungestörter saurer Pfeifengraswiesen (Junco - Molinietum; s. z.B. OBERDORFER 1957, KLÖTZLI 1969.) Es liessen sich weitere Beobachtungen anfügen. Denn die Artenzusammensetzung der Randzonen gegen das Intensivkulturland ist grundsätzlich eine Bestätigung für die aus den Düngungsversuchen gewonnene Warnarten-Liste, da die Eutrophierungszeiger in ihnen gehäuft auftreten; zudem ermöglichen die Randzonen, die Liste zu ergänzen.

Aufgrund nicht nur eigener Beobachtungen (z.B. VAN DER VOO 1962, TYLER 1984) müssten auch noch Phragmites communis und Typhoides arundinacea (Phalaris arundinacea) in die Liste aufgenommen werden, denn bei indirekter Düngung können sie sich zu "Landröhrichten" ausbreiten; Phragmites ist häufig ein wesentlicher Bestandteil der Randzone von Riedern. Bei unseren Versuchen fanden sich für Phragmites lediglich Hinweise für eine Förderung. Die Verschilfung von Riedern kann aber auch eine Folge mangelnder Bewirtschaftung sein, was von verschiedenen Leuten beobachtet, aber relativ selten beschrieben wurde: PREISS (1983) hielt fest, dass nicht mehr gemähte Bestände des Caricetum elatae und des Gentiano-Molinietum caricetosum elatae von Phragmites beherrscht würden. Phragmites ist für ELLENBERG (1978) der "kräftigste Eroberer von Nasswiesen" (S. 839). Drittens kann auch ein Grundwasseranstieg zur Ausbreitung von Phragmites führen (s. z.B. STEBLER 1897, SUCCOW 1974). Je nach Herkunft des Wassers kann dies gleichzeitig eine Eutrophierung sein. Wenn als Folge eutrophierender Einflüsse Phragmites, Typhoides arundinacea und Urtica dioeca Grosseggenrieder überlagern oder sogar verdrängen, spricht man nach KLÖTZLI von "Pseudoröhrichten" (KLÖTZLI und GRÜNIG 1976; "pseudoroselière", s. z.B. ROULIER 1979).

So oder so kann diese Zusammenstellung von Eutrophierungsindikatoren nicht vollständig sein (s. auch EGLOFF 1984, S. 31); sie muss vielmehr vom jeweiligen Schutzgebietsbetreuer den örtlichen Verhältnissen (z.B. Höhenlage) entsprechend modifiziert werden (mit Ergänzungen und Streichungen), wobei die Randzonen als Referenzen dienen könnten. GALLANDAT (1982) z.B. beschreibt für das Vallée de Joux (Westschweizer Jura) die

nicht geschnittene Zone zwischen der Streuwiese Trollio - Molinietum silaetosum und den Düngewiesen Trollio - Cirsietum oder Arrhenatheretum als Aconito - Filipenduletum succisetosum, Variante mit Molinia coerulea (S. 141). - Ebenfalls im unteren Reusstal beobachteten KUHN et al. (1978) in einem Kleinseggenried, dass an eine intensiv genutzte Wiese angrenzte, Caltha palustris, Silene flos-cuculi (Lychnis flos-cuculi) und Rumex acetosa. Für das Wollmatinger Ried am Bodensee müsste die Liste der Eutrophierungsindikatoren mit Vincetoxicum officinale (Cynanchicum vincetoxicum), Hypericum perforatum und Thalictrum flavum ergänzt werden; sie treten in den Randzonen gehäuft auf.

Eher frühere Warner als Futterwiesenpflanzen sind jedoch eine Reihe typischer Streuwiesenpflanzen sowie weitere zur Streuwiesen-Artengarnitur zu zählende Pflanzen (deren Hauptvorkommen jedoch in Kohldistelwiesen oder Hochstaudenriedern liegt), wenn sie in grosser Zahl aufzutreten beginnen. So wächst z.B. Agrostis gigantea zahlreich in den von Bodensee-Hochwassern beeinflussten Pfeifengraswiesen (M. DIENST, Konstanz, mündl.: Wollmatinger Ried; KLÖTZLI mündl.: Hüttenrain bei Altenrhein). BOLLER-ELMER (1977) konnte in den von ihr untersuchten Uebergangszonen beim Vergleich von zwei Jahre auseinanderliegenden Vegetationsaufnahmen bei Cirsium oleraceum, Cirsium palustre, Lathyrus pratensis, Lysimachia vulgaris, Lythrum salicaria und Succisa pratensis deutliche Zunahmen feststellen; Lotus uliginosus trat mit hoher Deckung neu auf. - Möglicherweise können auch Herden von Serratula tinctoria, die ich in der Randzone der Lunnerallmend sowie, ebenfalls in der Reussebene, in einem Hochstaudenried und in einer trittgeschädigten Streuwiese stellenweise in grosser Zahl fand, als Eutrophierungszeiger bezeichnet werden, denn nach ELLENBERG (1952) gehört Serratula zu den Arten, "die bei Düngung nicht sogleich weichen, obwohl das Schwergewicht ihrer Verbreitung im Molinion liegt" (S. 43).

Eutrophierungsindikatoren treten auch auf brachgefallenen Streuwiesen, als Folge der Auteutrophierung, auf: In nicht mehr bewirtschafteten Gentiano - Molinieta der bayerischen Voralpen traten nach PREISS (1983) Angelica silvestris, Cirsium oleraceum, C. palustre, C. rivulare sowie Veratrum album vermehrt auf; Eupatorium cannabinum kam neu hinzu.

Interessant ist in diesem Zusammenhang auch eine Wiese auf der "Boppelser Weid" (am Lägernhang westlich von Zürich), die vorübergehend als Acker genutzt worden war (KLÖTZLI mündl.) und heute eine grosse Zahl von Cirsium palustre, Lysimachia vulgaris und Pulicaria dysenterica trägt. Auf den Klotener Verpflanzungsflächen findet man bei den neu dominierenden Arten (KLÖTZLI 1981a) sowie den Gruppen "invahierende Arten" und "nachschiebende Arten" (KLÖTZLI 1981b) viele Pflanzen, die zu den Eutrophierungsindikatoren gehören (z.B. Calamagrostis epigeios, Cirsium arvense, Cirsium palustre). Die Eutrophierungserscheinungen auf den verpflanzten Flächen lassen sich mit der Lockerung des Oberbodens und der Bildung von Rissen und Fugen während der Verpflanzung sowie mit eventuellen Störungen im Wasserhaushalt erklären, was im Oberboden eine verstärkte Mineralisierung ermöglichte (KLÖTZLI 1981ab).

Nicht zuletzt kann auch Juncus subnodulosus als Eutrophierungsindikator gelten, nicht jedoch für quellige, basenreiche Hänge, für die das Knotenbinsenried typisch ist (s. z.B. ELLENBERG 1978). KLÖTZLI (1969) traf Knotenbinsenbestände oft in der Nachbarschaft von Glatthaferwiesen an, woraus er schloss, dass "eine Zufuhr von Düngstoffen aus dem landwirtschaftlich intensiver genutzten Gelände für das Zustandekommen von Knotenbinsenwiesen wesentlich, aber nicht ausschliessliche Bedingung sein dürfte" (S. 187; s. auch S. 188). Auch mineralstoffreiches Grundwasser führt zur Ausbreitung der Knotenbinse. TYLER (1984) bemerkt, dass

J. subnodulosus durch leichte Düngung gefördert zu werden scheine. Da sie Düngungseinflüsse anzeige, stellt WILDI (1976) die Kartierungseinheit "Knotenbinsenried" als Nr. 4c zur Gruppe der gegenüber den Kleinsiegenriedern und Pfeifengraswiesen ein höheres Nährstoffpotential anzeigenden Hochstaudenrieder (Nr. 4). KLÖTZLI's Vermutung wird nach ZÜST (1971) "gefestigt durch den deutlichen Stickstoffgradienten der Grünlandtranssekten" (S. 49). Da sich aber das "Juncetum subnodulosi" von YERLY (1970) mit seinem tiefen prozentualen Stickstoffgehalt deutlich von den anderen untersuchten Sumpfwiesengesellschaften absetzt, drängt es sich auf, eine Ausbreitung von Juncus subnodulosus einem anderen Nährstoff zuzuschreiben, womit wir bei der Frage nach dem entscheidenden eutrophierenden Nährstoff angelangt wären (Kap. 5.3.).

5.3. WELCHER NAEHRSTOFF IST IN RIEDERN UND MOOREN PRIMAER LIMITIEREND?

Während in Hochmooren und Sumpfteiden der Frage nach der Bedeutung der einzelnen Mineralstoffe gezielt nachgegangen wurde, fielen entsprechende Kenntnisse für die Niedermoores und die Mineralboden-Rieder als Nebenprodukt von landwirtschaftlichen Düngungsversuchen an. Mit "limitierender Nährstoff" ist derjenige Mineralstoff gemeint, der die Produktion/den Ertrag begrenzt und/oder, neben anderen ökologischen Faktoren, für die jeweilige Vegetationszusammensetzung (mit)verantwortlich ist. In dieser Arbeit geht es um die Frage, welcher Mineralstoff an erster Stelle Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung, Eutrophierungserscheinungen in der Vegetation bewirkt, welcher Mineralstoff bei der indirekten Düngung der entscheidende ist. (Auch der Stickstoff wird im folgenden als Mineralstoff bezeichnet.) - Ich gehe zuerst auf die Hochmoore (und Sumpfteiden) ein:

In Schweden stellte TAMM (1954) fest, dass Phosphor "the most deficient element" (S. 192) in einer von Eriophorum vaginatum dominierten Hochmoor-Gesellschaft sei. Bei Untersuchungen in britischen Mooren erwies sich ebenfalls der Phosphor als primär limitierender Faktor (zit. bei GORE 1961a, S. 399), doch auf einem Deckenhochmoor mit dominierenden Calluna vulgaris und Eriophorum vaginatum reagierten im ersten Jahr weder das letztere noch Molinia coerulea auf die Nährstoffgaben (GORE 1961a,b). Erst im zweiten Jahr kam es zu einer erhöhten Produktion, für die der Stickstoff verantwortlich war (GORE 1963). Primär limitierender Faktor scheint jedoch das rauhe Klima zu sein. (GORE arbeitete, was nicht unwesentlich sein könnte, mit verpflanzten Individuen.) - In einem Küstenmoor, in dem Molinia coerulea (20% Deckung), Erica tetralix und Calluna vulgaris (beide 15%) dominierten (GOODMAN 1963), liessen erste Untersuchungen den Phosphor als limitierend vermuten (GOODMAN 1968, S. 560). Andernorts erwies sich Kalium als primär limitierend, dicht gefolgt vom Phosphor (GOODMAN und PERKINS 1968a), was in einer weiteren Arbeit bestätigt werden konnte (GOODMAN und PERKINS 1968b); ohne Wirkungen blieben Spurenelementgaben. (Diesmal war Eriophorum vaginatum untersucht worden.) Die beiden Autoren können zudem die Resultate von TAMM (1954) unterstützen, indem sie darauf hinweisen, dass das von ihm untersuchte Moor viel phosphorärmer sei als alle in Grossbritannien untersuchten vergleichbaren Standorte. - EBER (1982) kommt nach einer vergleichbaren Diskussion zum Schluss, dass "generally, it can be stated that phosphorus seems to be the primary limiting element for plant growth in bog ecosystems, but shortage in potassium, nitrogen and other mineral nutrients is pronounced as well" (S. 245).

Mit der Frage nach dem primär limitierenden Nährstoff hauptsächlich in Pfeifengrasstreuwiesen befasste ich mich bereits in einer früheren Arbeit (EGLOFF 1983), weshalb die folgenden Ausführungen als Ergänzung und Vertiefung betrachtet werden können. Nicht nur im Düngungsversuch auf Mineralboden im Reusstal (s. auch Kap. 4.2.2.2., Punkt 1), sondern auch im damals nicht besprochenen Klotener Düngungsversuch auf Niedermoor (s. Kap. 4.3.) entpuppte sich der Phosphor als primär limitierender Nährstoff. Es ist nicht auszuschliessen, dass auf den Klotener Volldüngungsparzellen auch das im Knochenmehl enthaltene Kalzium zu den Bestandesveränderungen beitrug. Denn eine Erhöhung des pH-Werts von sauren Böden führt u.a. zur verbesserten Aufnahme von Phosphor, Magnesium und Molybdän (HASLER und HOFER 1979). Kalzium vermag Phosphat aber auch zu immobilisieren: Einseitige Kalkung führt denn auch zur "Inaktivierung" des Phosphors. Dabei werden nur Molinia und ihre Begleitarten nicht zurückgedrängt; vielmehr erhöhte sich dadurch ihr Anteil (FALKOWSKI 1959). Ebenso "ungewöhnlich hohe Wirkungswerte" (KLAPP 1971, S. 174) des Dünger-Phosphors wie in den bayerischen Düngungsversuchen von SIMON (1955) und STURM (1958; s. EGLOFF 1983) fanden BAUMANN und KORIATH (1959) bei Verbesserungsmassnahmen, die von einer feuchten Kohldistelwiese auf Niedermoor ausgingen. - Bei der Besprechung der beiden soeben erwähnten bayerischen Niedermoor-Düngungsversuche (EGLOFF 1983, S. 139/140) hätte noch etwas deutlicher darauf hingewiesen werden müssen (s. aber GROOTJANS et al. 1986), dass beim Versuch B1 Kalium als limitierender Nährstoff nur knapp hinter oder sogar neben dem primär limitierenden Phosphor steht. B1 (Weiherwiese) scheint vor Versuchsbeginn intensiver genutzt worden zu sein als B2 (Frauenwiese; MUNZERT 1973) und war deswegen offenbar weniger phosphorhungrig. AUFHAMMER et al. (1965), die die Versuche nach 15jähriger Dauer abschliessend auswerten, heben die grosse Bedeutung von P- und K-Düngung für eine lohnende Grünlandnutzung hervor. Da aber der P-Gehalt des Futters "auf diesen Böden ohne Zweifel der schwächste Punkt" (S. 285) sei, nehme die P-Düngung "eine Schlüsselstellung" (S. 295) ein. BAUMANN und KORIATH (1959) sind der Ansicht, dass Kalium "in der Regel auf den von Natur aus kaliarmen Niedermooren ebenfalls ein Mangelnährstoff" sei, obwohl es "in dem vorliegenden Versuch weit unter dem Wirkungswert der Phosphorsäure blieb" (S. 513). - Bei Schoenus ferrugineus fand LÜTKE TWENHÖVEN (1982) Anzeichen für "eine stark ausgeprägte K-Oekonomie" (S. 84).

In Belgien konnten LIMBOURG et al. (1977) und SOUGNEZ (1966; ausführlich besprochen bei EGLOFF 1983, S. 140/1) zeigen, dass Phosphordüngung zum Verschwinden von Molinia coerulea und weiterer charakteristischer Arten der Molinion - Gesellschaften führt. Die Versuche fanden auf Mineralboden bzw. Anmoor statt. Denselben Schluss wie die Belgier können FALKOWSKI (1959, Polen) und SONNEVELD et al. (1959, Niederlande) ziehen. Im von SOUGNEZ besprochenen Düngungsversuch auf Anmoor profitierte Molinia (einer Sumpfbeide) auf den Varianten mit N- und K-Dominanz, bei P-Dominanz ging sie zurück; die kürzesten Halme besass sie bei P-Dominanz. BALATOVA-TULACKOVA et al. (1977) untersuchte in der Tschechoslowakei für verschiedene Feuchtwiesen den Nährstoffgehalt von Boden, Grundwasser und "einigen pflanzensoziologisch bedeutenden Pflanzen" (S. 104). Ich gehe nur auf die Pflanzeninhaltsstoffanalysen ein, weil die Heuanalyse nach KNAUER (1963) besser über die verfügbaren Nährstoffe Auskunft zu geben vermag als die Bodenanalyse: Mit einem P-Gehalt von 0.11% ist Molinia coerulea aus einem Junco - Molinietum auf Anmoor Schlusslicht (Tab. 24; zum P-Gehalt von Molinia s. auch EGLOFF 1983, Kap. 3.3.1.). Auch mit ihrem K-Gehalt steht sie auf dem letzten Platz, während ihr N-Gehalt zwar der zweittiefste ist, sich jedoch in der Nachbarschaft von mehreren Ar-

ten aus Calthion - Wiesen befindet. Bezüglich der prozentualen Stickstoffgehalte der Trockensubstanz hatte bereits bei EGLOFF 1983 (Tab. 5) gezeigt werden können, dass der Stickstoff (im Sommer auf der Lunnerallmend) nicht als Mangelnährstoff zu bezeichnen ist (s. auch Kap. 4.4.2.2.). Und noch Mitte September enthielt das Schnittgut aus der ungedüngten Umgebung 1.05% N (Mittel der Umgebungswerte von fünf Versuchsflächen für die Jahre 1981 und 1982; s. Tab. 10-14). Zum Vergleich: In der Gesamttrockensubstanz von Mais fand man 1.1% N (FINCK 1976).

Einen weiteren Hinweis gibt GROOTJANS (Diskussion zu KLÖTZLI 1979), der in einem von einer Entwässerung betroffenen Cirsio - Molinietum in den Niederlanden eine starke N-Akkumulation feststellte, ohne dass die Vegetation davon profitierte, weshalb er Phosphor- oder Wassermangel vermutet. Weitere Untersuchungen bekräftigten diese Vermutung (GROOTJANS 1985, GROOTJANS et al. 1986).

Auf jeden Fall muss die Diskussion über die Eutrophierung von (feuchten und nassen) Magerwiesen und von Mooren den Phosphor, aber auch das Kalium trotz der hohen Stickstoffeinträge durch Niederschläge und Einwehung viel stärker berücksichtigen. Interessant ist in diesem Zusammenhang, dass GRISCH (1918) bei seinen Streuwiesen-Düngungsversuchen nur mit P- und K-Düngern arbeitete (s. auch Kap. 5.1., 1. Abschnitt). Auch bei der Düngung der Niedermoorböden des Seelandes (südlich des Bielersees, Kanton Bern) beschränkte man sich offenbar auf PK-Düngung (JENNI 1983). (Nähere Angaben zur Düngung von Niedermoores um die Jahrhundertwende s. bei EGLOFF 1983, Kap. 4.4.1.).

Dass viele Streuwiesenpflanzen ausserordentlich viel Zeit zur Vollendung ihres Entwicklungszyklus brauchen, könnte unter anderem auf die schlechte P-Versorgung zurückgeführt werden, denn P-Mangel verzögert Blüte und Reife (z.B. FINK 1976). Y. Bocherens und mir fiel zudem an Stengeln und Blättern von Molinia coerulea und Inula salicina - vor allem ausserhalb der Düngungsflächen - eine deutliche Rotfärbung auf, was nach FINK als P-Mangelsymptom zu betrachten ist.

Der Phosphor erhält gegenüber dem Stickstoff generell zu wenig Beachtung (s. z.B. ELLENBERG jun. 1985). Dafür könnte u.a. die Schwierigkeit, mit Bodenanalysen Auskunft über die pflanzenverfügbare P-Menge zu geben, verantwortlich sein (s. z.B. FRESCO et al. 1984. Mehr zur "Vernachlässigung" des Phosphors s. bei EGLOFF 1985, Kap. 4.2.). PIGOTT und TAYLOR (1964, zit. bei WILLIAMS 1968) konnten zeigen, dass der klassische Nitrophyt Urtica dioica nicht nur einen hohen Stickstoffbedarf besitzt, sondern auch eine gute Phosphorversorgung verlangt. WILLIAMS findet, dass dies auch für eine Reihe weiterer Arten gelten könnte, die als nitrophil bezeichnet werden.

Da der Phosphor nach KLAPP (1971) "fast überall einen Mangelnährstoff für Pflanze und Tier darstellt" (S. 172), erstaunt es nicht, dass sich bei einem Düngungsversuch auf einem vorher über 50 Jahre als Wiese genutzten und nur schwach gedüngten Mesobrometum auf kalkreichem Aueboden der Phosphor als Minimumfaktor entpuppte (SCHWEIGHART 1963). Auf den N-, K- und NK-Parzellen entsprach der Anteil von Bromus erectus im vierten Versuchsjahr dem der Nullparzelle (ca. 25-35 Massenprozent). ("Der Boden der Versuchsfläche war zunächst zu einer ungewöhnlich guten Kalinachlieferung imstande" (S. 36).)

Da die PK-Parzellen des Düngungsversuchs auf der Lunnerallmend im zweiten Jahr "Stickstoffeffekte" (= Förderung von Gramineen) zeigten (s. EGLOFF 1983), kann der Phosphor im Sinne von BILLINGS (1952) als "'trigger' factor" (S. 257) bezeichnet werden. (Da es sich um einen tonreichen Boden handelt, ist Kalium bestimmt nicht primär limitierend.) Ein "trigger factor" ist nach BILLINGS ein limitierender Faktor, der eine Ketten-

reaktion auslöst. Die für diese Entwicklung bei EGLOFF 1983 in Abschnitt 4.3. zusammengestellten Erklärungsversuche können durch einen weiteren Aspekt ergänzt werden: BERENDSE und AERTS (1984, S. 13; s. auch Lit.zitate) sehen eine positive Interaktion zwischen der Verfügbarkeit von Phosphor einer- und von Stickstoff andererseits; gute Stickstoffversorgung förderte auch die Phosphoraufnahme und umgekehrt. So mass z.B. auch WEHRMANN (1963) nach einer Phosphatdüngung auf Hochmoor in Fichtennadeln neben höheren P-Konzentrationen auch deutlich höhere N-Gehalte. Dies lässt sich nach ZÖTTL (1963) auf den bei Phosphatdüngung gesteigerten mikrobiellen Abbau und die damit erhöhte Stickstoffmineralisation zurückführen. Im Grünland käme noch die Stickstofffixierung durch die Leguminosen hinzu (s. Kap. 5.1.). - GOBAT (1984) mass die Mineralstoffgehalte von 20 Pflanzenarten aus Mooren und erhielt für N und P einen Korrelationskoeffizienten von $r=0.9$. Der entsprechende Koeffizient für die Bodennährstoffgehalte betrug lediglich 0.42.

Weiter hat die Eutrophierungsdiskussion zu berücksichtigen, dass Streuwiesen auf Mineralböden, (vererdetem) Niedermoor, Anmoor und oder sogar auf Hochmoor-Torf liegen können. ELLENBERG's (1977) Schluss, dass "die Böden aller Streuwiesen also wohl mit Recht als äusserst stickstoffarm gelten dürfen" (S. 15), ist als zu starke Verallgemeinerung zu bezeichnen (s. auch GROOTJANS 1985, GROOTJANS et al. 1986), da dabei die streugenutzten Moorwiesen übergangen werden. Organische Böden sind nämlich ziemlich stickstoffreich (s. z.B. Lit.angaben bei EGLOFF 1983, S. 138/139), wobei Niedermoores stickstoffreicher als Hochmoore sind (SCHEFFER 1977). "Stickstoff ist das Hauptelement in organischen Böden, da der N-Anteil am Gesamtnährstoffgehalt über 50% beträgt", hielt FEIGE (1977, S. 186) fest. Die (zeitweilige) Stickstoffarmut organischer Böden ist nur eine scheinbare: Die hohen Grundwasserstände schränken die Mineralisation und damit die pflanzenverfügbare Stickstoffmenge ein (s. z.B. GROOTJANS et al. 1986); zudem zirkuliert ein bedeutender Teil pflanzenintern (s. Zusammenstellung der entsprechenden Literatur bei EGLOFF 1983, S. 135). - Auch wenn Phosphorgehaltsanalysen von Riedvegetation sehr geringe Gehalte ergeben, braucht der entsprechende Boden nicht unbedingt (sehr) phosphorarm zu sein: Denn besonders in alkalischen (kalziumreichen) Mineralböden stehen den Pflanzen grosse Phosphormengen nicht (direkt) zur Verfügung; bei solchen Bedingungen haben Mykorrhizen eine grosse Bedeutung (s. z.B. MEJSTRIK 1972, zit. bei LÜTKE TWENHÖVEN 1982). - "Niedermoores sind von Natur aus relativ arm an P" (FEIGE 1977, S. 189), aber auch "die natürlichen K-Gehalte in Moorböden sind ausgesprochen niedrig und stehen bei Niedermoorböden in enger positiver Beziehung zum Durchschlickungsgrad" (derselbe, S. 190). Daraus lässt sich auch ableiten, dass in Mineralböden wohl selten K-Mangel vorliegt. Davon ging auch STEBLER (1898) aus, als er festhielt, dass auf Ton- und Leimböden Kainit (ein Kalidünger) entbehrlich sei. Dass Kalium hingegen auf organischen Böden als Mangelnährstoff zu betrachten ist, zeigten bereits die Ausführungen am Anfang dieses Kapitels.)

In einem Molinietum mit Zwergsträuchern auf sandigem Podsol kann es sich Molinia coerulea offenbar leisten, nur Stickstoff und Phosphor zu verlagern und Kalium vom Regen auswaschen zu lassen (MORTON 1977). Doch stellt LÜTKE TWENHÖVEN (1982), der bei Molinia auf Nieder- und Zwischenmoor schwache Hinweise für einen K-(Teil-)Rückzug findet, bei der Diskussion von MORTON's Resultaten fest, dass die Ergebnisse nicht beweisen, dass keine K-Verlagerung stattgefunden hätte. Bei anderen Pflanzen liess sich eine K-Verlagerung nachweisen: So für Eriophorum vaginatum, das N, P und K verlagert (GOODMAN und PERKINS 1959, PERKINS 1961; zit. bei MORTON 1977). Bei Schoenus ferrugineus von einem "extrem kalkrei-

chen" Standort fand LÜTKE TWENHÖVEN (1982) eine "äusserst hohe Kalium-Verlagerung" (S. 88).

Wenn der Phosphor auf der Lunnerallmend schon primär limitierender Nährstoff ist, warum waren dann die Veränderungen auf den PK-Parzellen im ersten Versuchsjahr derart gering? - Eine vergleichbare Entwicklung zeigte der von FINCKH (1960) beschriebene Düngungsversuch auf Anmoor, bei dem sich ebenfalls der Phosphor als Schlüsselnährstoff entpuppte. Auf den PK-Parzellen fand im ersten Jahr weder eine Bestandesveränderung noch eine Mehrproduktion statt. Der Anteil von Molinia coerulea und Schoenus ferrugineus, den Hauptbestandesbildnern der Ausgangsvegetation, ging auf den PK-Parzellen in den ersten Versuchsjahren langsamer zurück als auf den NP- und NPK-Parzellen. - Rasch erfolgende, deutliche Bestandesumschichtungen erfolgen offenbar nur bei gleichzeitigem guten N-Angebot, was im ersten Düngungsjahr noch nicht der Fall gewesen zu sein schien (vgl. EGLOFF 1983, Kap. 4.3.). Der Stickstoff musste zuerst mineralisiert (ZÖTTL 1963) und/oder mikrobiell fixiert werden (EGLOFF 1983). - KLAPP (1971) hält fest, dass je nach Bodentyp bis zu 75% des Dünger-P festgelegt wurden, und dass die Ausnutzung von Phosphatgaben infolge der schwachen Mobilität und der daher verlangsamten Tiefenwirkung zunächst gering sei. Von letzterem profitierten auf unseren NPK-Parzellen (der Lunnerallmend) die im Sommer nach der ersten Düngung neu aufkommenden Pflanzen (vor allem Gräser), die damit bereits in den obersten Zentimetern auf ein reichliches P-Lager stiessen. Die Beweise dafür liefern die eindrucklichen Ergebnisse zur vertikalen Verteilung des Phosphats, die LANFRANCHI (1983) im vierten Jahr nach der ersten Düngung auf unserer Parzelle 14 PK2 gewann: Nach Olsen extrahierbares Phosphat war nur bis in eine Tiefe von 15 cm angereichert, wobei die massive Anreicherung in den obersten 5 cm auffiel. Der Gesamtphosphatgehalt erhöhte sich "praktisch nur in den obersten 5 cm um ca. 50%" (S. 47).

In der Diskussion zu KLÖTZLI (1979) äusserte der Autor, dass "auf sauren Sanden stockende saure Pfeifengraswiesen bei zufließenden Nährstoffen wesentlich schneller umgewandelt werden als Kalk-Pfeifengraswiesen" (S. 467). Die "Junco-Molinieten(, die) zumeist auf torfigen oder anmoorigen Böden vorkommen, ... (seien) durch Standortsveränderungen (z.B. Nährstoffzufuhr N und P, ...) stärker bedroht als basiphile Molinieten". Dies könnte an der besseren Verfügbarkeit eingetragener Phosphate liegen, für deren Festlegung es in den erwähnten Böden an Kationen (vor allem Kalzium) mangelt.

Auf neuere Untersuchungen in den Niederlanden, über die VERMEER (1985, 1986ab) berichtet, möchte ich etwas ausführlicher eingehen, da nach ihnen der Stickstoff "the main factor threatening the wet grassland community studied" (1986a, S. 100) sein soll. Die auf Niedermoorboden angelegten Düngungsversuche mit N-, P- und K-Parzellen gingen von Beständen aus, die von Equisetum fluviatile (Biomassanteil von 34%, Versuch "fen") bzw. Molinia coerulea ((58%, Versuch "wet grassland") dominiert wurden (VERMEER 1986a). Nach zwei weiteren Versuchen mit N- und P-Düngung, bei denen mit Rasenziegeln aus einem Cirsio - Molinietum gearbeitet wurde (VERMEER 1986b), konnte ebenfalls festgestellt werden, dass "nitrogen is the main factor limiting plant growth" (S. 109). Obwohl in allen Versuchen die Stickstoffdüngung die stärkste Wirkung auf die Pflanzenproduktion zeigte, halte ich diesen Schluss aus folgenden Gründen für nicht gerechtfertigt:

1. Sämtliche Versuche von VERMEER dauerten nur 1 Jahr. Sowohl im Düngungsversuch (auf Anmoor) von FINCKH (1960) wie in unseren eigenen Versuchen im Reusstal (s. vor allem EGLOFF 1983) entpuppte sich der Phosphor als Schlüsselnährstoff, nachdem die PK-Düngung im ersten

Versuchsjahr nur geringe Wirkungen gezeigt hatte (s. auch Aussagen in diesem Kapitel).

2. Aufgrund der Aussagen in diesem Kapitel kommt der Stickstoff gerade für organische Böden nicht als möglicher Minimumfaktor in Betracht.
3. VERMEER (1986ab) stellte fest, dass N-Düngung die P-Aufnahme stimulierte und umgekehrt (s. dazu auch BERENDSE und AERTS 1984). Der Phosphor wäre damit als mitverantwortlich für die starke Produktionssteigerung auf den N-Parzellen zu betrachten.
4. Mit Stickstoffdüngung werden einseitig die Gräser gefördert, die im allgemeinen aufgrund ihrer Wuchsform mehr zu den Produktionssteigerungen beitragen als die Kräuter. Nicht nur auf den N-, auch auf den P-Parzellen des Versuchs "wet grassland" kam es zu Produktionszunahmen und profitierten die Gräser, in diesem Fall Molinia coerulea, signifikant (VERMEER 1986a). Dass Gesamtertrag und Gräseranteil auf den N-Parzellen höher waren, ist auf die enormen Düngergaben auf den N-Parzellen zurückzuführen: Die durch die Phosphordüngung stimulierte N-Aufnahme (s. 3.) kann die 450 kg/ha, die auf N-Parzellen ausgebracht wurden, unmöglich kompensieren.
Zu unterstützen ist indessen VERMEERs (1986b) Feststellung, "that grasses in particular threaten the existence of the species-rich, low productive Cirsio - Molinietum community" (S. 122).
5. Obwohl die NO_3 -Konzentration im Boden bei tieferem Grundwasserstand grösser war, konnte keine Produktionserhöhung nachgewiesen werden (VERMEER 1986b). Auch dies spricht gegen den Stickstoff als Minimumfaktor.

Ebenfalls in den Niederlanden wurden auf vier Niedermoorstandorten, deren Vegetation von Carex diandra, C. rostrata, C. acutiformis bzw. Juncus subnodulosus dominiert wurde, Pflanzenproduktion, Pflanzeninhaltsstoffe und Nährstoffgehalte des Grundwassers bestimmt (VERHOEVEN et al. 1983) und daraus geschlossen, dass "N and, to a lesser extent, P have shown to limit plant growth in the fens" (S. 31). Grundlage für diesen Schluss waren hauptsächlich "critical nutrient contents", die aufgrund von landwirtschaftlichen Untersuchungen festgelegt worden waren.

Aufgrund der eigenen und der diskutierten Resultate kann zusammenfassend, bei Beschränkung auf die Pfeifengraswiesen und die Kleinseggen- und -binsenrieder, folgendes festgestellt werden:

1. Wäre der Stickstoff primär limitierend, dann hätten allein schon die seit Jahren hohen Stickstoffeinträge durch Niederschläge und Einwehung zu deutlichen Eutrophierungserscheinungen führen müssen. Damit ist aber nicht gesagt, dass der Stickstoff aus den Niederschlägen ohne Folgen bleibt: Nach PFADENHAUER (mündl.) sind die Schoeneten in Südwestdeutschland in den letzten Jahren üppiger geworden. Dazu könnten auch die Stickstoffeinträge aus der Luft beigetragen haben.
2. Unsere Mineralboden-Streuwiesen liegen auf mehr oder weniger tonreichen Böden, weshalb Kalium für diese Standorte als primär limitierender Nährstoff wegfällt. Auch für Anmoore ist der Phosphor als primär limitierend zu betrachten. Phosphorzufuhr vermag als "trigger factor" die anfangs unter Umständen nur geringe zur Verfügung stehende Stickstoffmenge zu vergrößern.
In schweren Böden kann nach KLAPP (1971) das Kalium sehr stark festgelegt sein; bei derartigen Verhältnissen könnte Kalium sekundär limitierend werden.
3. Phosphor ist auch in Niedermooren der Minimumfaktor, doch kann das Kalium als sekundär limitierender Nährstoff nur knapp dahinter folgen. (Mir sind keine Arbeiten bekannt, bei denen sich für Niedermoore das Kalium als primär limitierend erwies.)

4. Dass in Riedern und Mooren andere Makroelemente (z.B. Magnesium) oder Spurenelemente **primär** limitierend sein könnten, erscheint unwahrscheinlich (s. dazu auch FEIGE 1977). Womit aber z.B. nicht gesagt ist, Niedermoores seien immer reich an Spurenelementen (s. dazu BADEN 1965, KLAPP 1965a).
5. Für Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder darf wohl festgehalten werden, dass primär kein Mineralstoff allein, sondern mindestens gleichwertig der hohe Bodenwassergehalt bzw. die geringe Durchlüftung des Oberbodens limitierend ist. Eine Eutrophierung wird deshalb kurzfristig allenfalls andeutungsweise, aber erst in trockeneren Jahren oder nach Grundwasser- oder Seespiegelabsenkungen deutlich sichtbar. (Beobachtungen an den in der Nähe von Zürich gelegenen Katzensseen bestätigen diese Annahme (KLÖTZLI mündl.).) Erwähnenswert sind in diesem Zusammenhang die Untersuchungen von VERMEER (1986b), der im Boden höhere Phosphorgehalte mass, wenn das Grundwasser die Bodenoberfläche erreichte (s. dazu auch Kap. 5.4., Punkt 1).

Auch bei der "Pufferzonendiskussion" müssen das Problem des primär limitierenden Nährstoffs und die unterschiedlichen Bodentypen berücksichtigt werden, was im nächsten Kapitel der Fall sein wird.

5.4. EINIGE BEMERKUNGEN ZUR PUFFERZONENPROBLEMATIK

Nicht selten wird die eutrophierte Randzone, der randliche Hochstaudensaum eines Riedes als Pufferzone bezeichnet. Dieser würde aber zutreffender randliche Störzone genannt, auch wenn er aus dem Intensivkulturland eingeschwemmte Nährstoffe abfängt, also für das nährstoffarme Ried als Puffer wirkt (s. BOLLER-ELMER 1977). Denn wenn die indirekte Düngung die "Filterkapazität" des Hochstaudensaums übersteigt, dehnt sich dieser gegen das Riedinnere hin aus (s. dazu Abb. 4 nach BOLLER-ELMER 1977 bei KLÖTZLI 1979). Unter "Pufferzone" versteht man vielmehr einen Streifen Intensivkulturlandes ausserhalb des eigentlichen Schutzgebiets (bzw. dessen Kernzone), das Nutzungseinschränkungen unterliegt, um die indirekte Düngung der zumeist nährstoffarmen Vegetation möglichst stark einzuschränken oder sogar zu verhindern. (Nicht berücksichtigt werden hier der Nährstoffeintrag mit den (nassen) Niederschlägen sowie der staub- und gasförmige Eintrag, über dessen Ausmass man nach ZOBRIST (mündl.) so gut wie nichts Genaues weiss.) Ich werde den Begriff "Pufferzone" in der Folge nicht verwenden, sondern diese Streifen als Naturschutzumgebungszonen, wie sie in den Schutzverordnungen des Kantons Zürich genannt werden, bezeichnen. Diese Umgebungszonen sollen zudem das Trophiegefälle zwischen extensivem und intensivem Kulturland vermindern und Lebensraum für Pflanzen- und Tierarten weniger intensiv genutzten Grünlandes sein (A. KEEL, Zürich mündl.); Umgebungszonen haben somit zusätzlich die Funktion von Treppenstufen. - Ich spreche im folgenden nur von Schutz-zonen gegen die Eutrophierung. Untersuchungen zur notwendigen Breite hydrologischer Schutz-zonen wurden bisher nur in Norddeutschland durchgeführt (s. z.B. KUNTZE und EGGELESMANN 1981).

In ebener Lage findet man um Rieder herum häufig nur sehr schmale oder überhaupt keine Hochstaudensäume. Dies liegt einerseits daran, dass im Gegensatz zu in Mulden liegenden Riedern die Einschwemmung von gelösten Mineralstoffen und von Humus- und Düngerpartikeln minim ist. Andererseits kann es aber die Folge eines "sanften Vorrückens" des Intensivkul-

turlandes sein; Abbildung 3 bei WILDI und KLÖTZLI (1978) zeigt dies eindrücklich. Eine bessere Markierung der Schutzgebietsgrenzen würde diese allmähliche, bisweilen fast unmerkliche Verdrängung der Riedvegetation weitgehend verhindern (s. auch WILDI 1976, S. 12).

KUNTZE und EGGEISMANN (1981) schlagen gegen Staub- und Düngereintrag einen (für Hochmoore mind. 15 m breiten) Windschutzstreifen im Luv vor. Eine solche Massnahme genügt aber nicht, um z.B. alpine Hanghochmoore (RINGLEY 1981) sowie Niedermoore und Mineralboden-Rieder vor der Eutrophierung zu schützen. Die Gefahr der Einwehung von Nährstoffen spielt gegenüber der Einschwemmung eine geringere Rolle, da häufiger granuliert (grobkörnige) Mineraldünger (und Gülle) als feinkörnige ("staubige, mehlige") zur Anwendung gelangen. Wird die unmittelbare Umgebung (der Kernzone) eines Schutzgebietes als Dauergrünland genutzt und nicht beweidet, dann vermindert sich die oberirdische Einschwemmung von Humus- und Düngerteilchen stark. Wenn zudem die Verwendung organischer Flüssigdünger (Gülle, Flüssigmist; Klärschlamm) unterbleibt, wird neben der Gefahr der ober- und unterirdischen Abschwemmung auch die Einschwemmung von Nährstoffen über das Grundwasser massiv reduziert. Mit organischen Flüssigdüngern ausgebrachte Phosphate bleiben lange mobil, da "die organische Substanz auf die Phosphorsäure eine schuttkolloidale Wirkung ausübt" (HOFFER und JÄGGI 1975; sog. Humateffekt nach FLIEG 1935; s. dazu auch HAUFFE 1980). Bei Einschwemmung über das Grundwasser sind randliche Schutzstreifen dann wirkungslos, wenn der Transport der Nährstoffe nicht im Wurzelhorizont stattfindet (s. BOLLER-ELMER 1977 und NITZSCHE und WEGENER 1981). Damit ist aber nicht gesagt, dass die im Grundwasser gelösten Nährstoffe auch in den Wurzelraum gelangen. Aufgrund von Untersuchungen in einem niederländischen Niedermoor nehmen VERHOEVEN et al. (1983) an, dass eine N- und P-Zufuhr aus dem Grundwasser fehlt oder nur sehr gering ist.

Eine offene Frage ist, welchen Nährstoffeintrag ein Ried bzw. seine verhochstaudete Randzone "verkräften" könnte. Aufgrund der Feststellung im vorangehenden Kapitel, dass der Phosphor als primär limitierender Nährstoff zu betrachten sei, dürfen wir uns hier auf diesen Mineralstoff konzentrieren. Im Klotener Düngungsversuch führten 7.5 kg Phosphor pro Hektar und Jahr zu Vegetationsveränderungen. Diese Menge erscheint gering, nicht aber im Vergleich mit den 1.6 kg pro Hektar, die Molinia auf (zwar ertragsarmem) Niedermoor zwischen August und November in ihre Speicherorgane verlagert (LÜTKE TWENHÖVEN 1982). Zudem sind 7.5 kg immerhin fast ein Viertel des "durchschnittlichen Nährstoffbedarfs" einer Hektare Heuwiese (EIDG.LANDW.FORSCH.ANST. et al. 1974). - Die vorübergehende Vorverlegung des herbstlichen Streueschnitts könnte bei geringer schleichender Eutrophierung eine (vorbeugende) oligotrophierende Massnahme sein. Auf der Lunnerallmend wurden nämlich Mitte September mit dem Schnittgut in den ungedüngten Bereichen je nach Versuchsfläche immerhin zwischen 1.4 und 3.5 kg Phosphor pro Hektar weggeführt. In Mineralböden sowie in kalkreichen Niedermooren bedeutet auch die Festlegung des Phosphors eine zumindest vorübergehende Oligotrophierung.

Es besteht die Aussicht, dass die Ausbringung von Phosphat, die Erhöhung des "Phosphor-Pools" der schweizerischen Böden und Gewässer in den nächsten Jahren generell zurückgehen wird: Denn nach dem Phosphatverbot für Waschmittel, das auf den 1. Juli 1986 in Kraft tritt, soll nun auch die Landwirtschaft weniger zur Ueberdüngung der Gewässer beitragen (s. z.B. VON DÄNIKEN 1985).

Unter Berücksichtigung des Verhaltens der drei für die Pflanzen mengenmässig wichtigsten Mineralstoffe in unterschiedlichen Bodenarten kann für vier unterschiedliche Situationen präzisiert werden, inwiefern die

Düngung der Naturschutzumgebungszonen einzuschränken wäre. Die Tabelle 36 basiert auf folgenden Tatsachen:

1. In Mineralböden (mit Ausnahme der sauren Sandböden) ist die Auswaschung von **Phosphaten** äusserst gering (s. Lit.angaben bei EGLOFF 1983). Sogar auf Braunerden in Lagen mit 40-70% Hangneigung zeigten "Phosphatentzüge und Bodenuntersuchungsergebnisse keinerlei Hinweise für einen Phosphatabtrag" (BÄRMANN 1971/2, S. 23).
Am Rande sei auch noch die erhöhte P-Mobilität in den Schichten mit reduzierenden Verhältnissen von Grund- und Stauwasserböden erwähnt (s. z.B. WILLIAMS 1968 nach RUSSELL 1961 und RINGLER 1982), die aber bei fliessendem, mit Flusswasser kommunizierendem und deshalb nicht sauerstoffarmem Grundwasser nur eine äusserst geringe Rolle spielen dürfte: Denn sonst müssten z.B. die die Reuss begleitenden Rieder vom im Reusswasser gelösten Phosphor hervorgerufene Eutrophierungerscheinungen zeigen.
2. Dass Phosphat in sauren Hochmoorböden ausserordentlich beweglich ist, ist schon längere Zeit bekannt (z.B. MUNK 1972; EGGELSMANN und KUNTZE 1972, s. dort auch Lit.angaben). Anders ist die Situation bei den Niedermooren: "Ueber Phosphorformen und auch die Phosphordynamik in Niedermoorböden ist so gut wie nichts bekannt", schreibt SCHEFFER noch 1977 (S. 214). Einen ersten Hinweis gibt FURRER (1975): Er verglich intensiv gedüngte Mineral- und (höchstwahrscheinlich Nieder-) Moorböden und mass im Dränwasser der Moorböden fast 4x mehr Phosphor. Erste Ergebnisse von Lysimeterversuchen mit Niedermoorböden sind bei SCHEFFER und BLANKENBURG (1983) zu finden: Während bei einem stark sauren Niedermoorboden ($\text{pH}(\text{CaCl}_2)$: 3.0) aus dem ungedüngten Lysimeter mit 25.8 kg pro Hektar und Jahr eine grosse P-Menge ausgewaschen wurde, liegt der Austrag aus einem schwach sauren (pH : 5.5) eisenreichen Niedermoor mit 0.5 kg/ha "in der gleichen Grössenordnung wie der von Mineralböden" (S. 282). Bemerkenswert ist, dass der aus dem stark sauren Boden ausgetragene Phosphor fast vollständig als Orthophosphat vorlag, während beim schwach sauren Boden rund die Hälfte organische und polymere anorganische Phosphorverbindungen waren, die zusammen mit der organischen Substanz verlagert wurden.
Für kalkreiche Niedermoore liegen keine entsprechenden Arbeiten vor. KUNTZE (1976) spricht von starker P-Festlegung. Auch nach SCHEFFER (1977) "dürfte in kalkreichen Niedermoorböden die Phosphordynamik gleich wie in Mineralböden sein" (S. 214). Derselbe erwähnt eigene Untersuchungen mit einem kalkreichen Niedermoorboden, bei dem der Phosphoraustrag etwa dem von Mineralboden entspreche; doch fehlen flächenbezogene Angaben zur Auswaschung.
Aus folgenden Gründen muss (auch) bei (kalkreichen) Niedermoorböden trotzdem mit einer gegenüber Mineralböden (exkl. Sandböden) etwas höheren Phosphatauswaschung gerechnet werden:
 - SCHEFFER (1977) erwähnt auch, dass "die organische Substanz durch Chelatbildung mit den phosphatbindenden Kationen Kalzium, Aluminium und Eisen deren Konzentration in der Bodenlösung so stark zu vermindern vermag, dass dadurch die Löslichkeit der Phosphate wesentlich erhöht wird. Besonders in Moorböden, aber auch in humusreichen Mineralböden spielt dieser Prozess eine entscheidende Rolle" (S. 214).
 - Fast alle der von AMBERGER (1972) zusammengestellten Resultate von Lysimeterversuchen mit Lehm Böden liegen unter dem von SCHEFFER und BLANKENBURG (1983) für einen eisenreichen Niedermoorboden errechneten Betrag von 0.5 kg/ha.
 - "Im Vergleich zu Angaben über den Phosphorgehalt in Wässern aus

bindigen Mineralböden (...) sind die von uns gefundenen Phosphorgehalte in Wässern aus Moor- und Sandböden relativ hoch" (EGGELSMANN und KUNTZE 1972, S. 151). "... bei den Phosphor- und Stickstoffgehalten sind Beziehungen zur Nutzungsintensität angedeutet" (S. 152). Der Uebersichtlichkeit halber wird in Tabelle 36 nicht zwischen kalkreichen und sauren (bzw. kalzium- und eisenarmen) organischen Böden unterschieden. Man könnte sich nämlich nicht mit zwei Kategorien begnügen, sondern müsste die (unterschiedlich stark) aufgekalkten sauren Nieder- und Anmoore ebenfalls berücksichtigen.

3. **Nitrat**, die weitaus wichtigste anorganische Stickstoffverbindung, wird generell leicht verlagert. Besonders hoch ist der Nitrataustrag aus intensiver genutzten Niedermoorböden, was auf die Mineralisation zurückgeführt werden kann (SCHEFFER 1977). Stickstoffhaltige Dünger sollten deshalb generell nicht ausserhalb der Vegetationszeit ausgebracht werden.

4. Wie beim Phosphor scheint auch beim **Kalium** die Auswaschung nur in organischen Böden und sauren Sandböden ein Problem zu sein:

"In organischen Böden ohne wesentliche Ton- und Feinschluffanteile ist Kalium recht beweglich" (FEIGE 1977, S. 190; nach ENFIELD und CONNER 1936). Aus kultivierten Hochmoorböden werden 20-40% des gedüngten Kaliums ausgewaschen (EGGELSMANN und KUNTZE 1972, KUNTZE 1976). Für RINGLER 1982 sind deshalb viele Moorböden bezüglich des Kaliums ein "Passagesubstrat". In kalkreichen (und damit auch in den aufgekalkten) Moorböden ist die Mobilität von Kalium besonders hoch (KUNTZE 1976).

Lysimeterversuche mit einer staufeuchten Braunerde (Bodenart: schwach humoser Lehm; Bodenreaktion: schwach sauer) und einer normaldurchlässigen Kalkbraunerde (Bodenart: schwach humoser sandiger Lehm, Bodenreaktion: schwach alkalisch) brachten "mit 2-3 kg/ha sehr geringe" Verluste an Kalium (JÄGGLI 1978, S. 135). SCHWEIGER und AMBERGER (1977) verglichen lehmigen Grobsand aus einer Sandgrube (Bodenreaktion: schwach sauer), eine Mull-Rendzina (Bodenart: humoser Lehm; Bodenreaktion: neutral) und eine Ackerbraunerde (Bodenart: schluffiger Lehm; Bodenreaktion: neutral). In den beiden Lehmböden betrug die K-Auswaschung lange 10-20 kg pro Hektar und Jahr und sank gegen Ende der 36 Jahre dauernden Lysimeterversuche auf 3-5 kg. Im Sandboden, aus dem zuerst gleichviel ausgewaschen worden war, führte die Erschöpfung der geringen Sorptionskapazität zu einem Anstieg auf 25-30 kg pro Hektar und Jahr.

Die Tabelle 36 geht davon aus, dass in der unmittelbaren Umgebung von geschützten Riedern nur Grünlandnutzung (ohne Beweidung) stattfindet. (Der Begriff "Grundwasser" schliesst das oberflächennahe sogenannte Hangwasser mit ein.)

Naturschutzpraktiker wünschten sich für Rieder in Mulden- und Hanglage Richtwerte zur notwendigen Breite von Umgebungszonen. Dies ist meiner Ansicht nach eine Frage, die nicht beantwortet werden kann: Die topographischen Verhältnisse sind erfassbar. Aber sowohl der ober- wie der unterirdische Hangabfluss nach **Flüssigdüngungen** hängt von mehreren Faktoren ab: Das Gesamtvolumen der Grob- und Mittelporen, der im Verlauf der Bewirtschaftungszeit stark variierende Wassergehalt des Bodens sowie die Beschaffenheit der Oberfläche und der obersten Bodenschicht (verdichtet oder rissig ?) bestimmen das Ausmass und die Reichweite der vertikalen Einsickerung und des lateralen Transports. Zur "Dunkelziffer" "Düngermenge bzw. Wassergehalt des Düngers" kommen eventuell kurz nach der Düngung eintretende Niederschläge.

Tab. 36. Düngemittel, die auf den ans Schutzgebiet angrenzenden Wiesen verwendet werden können (überarbeitete Tab. 2 aus EGLOFF 1984)
Table 36. Fertilizers and manures which may be employed on meadows adjoining protected litter meadows (revised table 2 from EGLOFF 1984)

Lage von Schutzgebiet und unmittelbarer Umgebung/ Boden des angrenzenden Grünlandes	Düngemittel				
	Mist, Kompost	Gülle, Flüssigmist, Klärschlamm	granulierte Phosphor- Mineraldünger	granulierte Stickstoff- Mineraldünger	granulierte Kalium- Mineraldünger
Ebene/Mineralböden (exkl. saure Sandböden)	+	((+))	+	(+)	+
Ebene / Moorböden + Anmoore	+	((+))	(+)	(+)	(+)
(ebene) Mulde, Umgebung ansteigend/ Mineralböden (exkl. saure Sandböden *)	+	-	+	-	+
(ebene) Mulde, Umgebung ansteigend/ Moorböden + Anmoore*	(+)	-	-	-	(+)

* oder: Schutzgebiet in Hanglage, unterhalb von Intensivkulturland

- + : Verwendung mit einer kleinen Einschränkung: Stickstoffhaltige Dünger (exkl. Mist) dürfen nur während der Vegetationsperiode ausgebracht werden.
- (+) : Eingeschränkte Verwendung: Nur wenig ausbringen, wenn z.B. Grundwasser gegen Ried fließt. (Besondere Vorsicht ist bei kaliarmen Mooren geboten.)
- ((+)) : Stark eingeschränkte Verwendung: Nicht einsetzen, wenn Grundwasser gegen Ried fließt.
- : Nicht einsetzbar
- + : Utilization with a slight restriction: Nitrogen fertilizers (excl. solid manure) may only be applied during the period of growth.
- (+) : Utilization restricted: Where ground water flows towards the litter meadow, only little may be applied. (Attention with marshes poor in potassium.)
- ((+)) : May not be applied where ground water flows towards the litter meadow.
- : May not be applied.

Doch wird die Frage nach der notwendigen Breite einer Umgebungszone zu einem sekundären Problem, wenn die Notwendigkeit dieser Zonen grundsätzlich in Frage gestellt wird. Wenn als (Teil-)Ersatz randliche Sickergräben vorgeschlagen werden (s. Bericht von SMALDINI 1985), dann werden das Problem verkannt und die bei solchen Massnahmen auftretenden neuen Probleme nicht gesehen: Die Drainagewirkung des Grabens hat eine verstärkte Mineralisation zur Folge, was einer Auteutrophierung gleichkommt und sich im Aufkommen/in der Ausbreitung von sogenannten Hochstauden äussert. Obwohl der Begriff "Pufferzone" schon recht alt ist (älteste mir bekannte Erwähnung bei VAN DER VOO 1962), ist er vielerorts offenbar immer noch Papier geblieben: "In keinem Fall wurde bislang eine das Naturschutzgebiet umgebende und von den Negativ-Einflüssen der intensiv genutzten Kulturlandschaft abschirmende Pufferzone ausgewiesen", schreibt der LVB (Bayern) noch 1984 (S. 27). Im Kanton Zürich ist dies jedoch bereits in einigen Fällen gelungen. Ferner ist die Tatsache, dass der Vizedirektor des Schweiz. Bauernverbandes in einem im März 1986 gehaltenen Vortrag von Uebergangszonen (Pufferzonen) zwischen Naturschutzonen und Gebieten mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung sprach, in dieser Sache ein bedeutender Lichtblick. Der Bauernverband präzisiert seine Vorstellungen folgendermassen: "In der Pufferzone könnten auf freiwilliger Basis Vereinbarungen getroffen oder durch wirtschaftliche Anreize eine umweltgerechte Bewirtschaftung gefördert werden" (LID 1986, S.3).

Sind keine Umgebungszone vorhanden, dann empfiehlt sich ein jährlich zweimaliges Schneiden der eutrophierten Randzone des Rieds, wie dies z.B. WILDERMUTH (1978, S. 176) vorschlägt. Doch werden viele Rieder und Moore langfristig ohne Umgebungszone mit Nutzungseinschränkungen (d.h. vor allem Düngungseinschränkungen bis -verbote) wohl nicht erhalten werden können. Wenn diese Zonen nicht im Besitz des Staates oder von Naturschutzorganisationen sind, wird es unumgänglich, die Bauern für die Ertragsausfälle zu entschädigen. Entsprechende Regelungen für Pufferzonen und Rückführungsflächen gibt es seit 1985 im Kanton Schwyz; im Kanton Zürich stehen sie kurz vor der Realisierung.

5.5. ZUR FLORISTISCHEN UEBERWACHUNG VON GESCHÜTZTEN RIEDERN UND MOOREN

Die Ueberwachung der Vegetation von Ried-Naturschutzgebieten drängt sich vor allem für drei Situationen auf: a) für die Randzonen gegen das Intensivkulturland, um die Eutrophierung bzw. das Vorrücken der eutrophierten Randzone möglichst früh zu erfassen; b) für Rieder, bei denen Mahdzeitpunkt und -häufigkeit nicht dem Streuwiesenschnittregime entsprechen, also z.B. bei einem zusätzlichen oligotrophierenden Schnitt im Frühsommer; c) bei Massnahmen in der Umgebung der Schutzgebiete, die deren Wasserhaushalt gefährden könnten.

Es werden höchst selten geeignete **Luftbilder** zur Verfügung stehen, um daraus eventuelle Strukturveränderungen, z.B. das Breiterwerden eines Hochstaudensaumes, ablesen zu können. Infrarotluftbilder zeigen Strukturunterschiede besonders deutlich (s. Abb. 2). Doch sollte eine Eutrophierung erfasst werden, bevor sie sich auf die Vegetationsstruktur auswirken konnte. Konventionelle **Vegetationsaufnahmen** mit der Schätzska von Braun-Blanquet sind für Situationen, wo Entwicklungsschritte und -tendenzen bereits kurzfristig festgestellt werden sollten, meistens ungeeignet. Die Skala muss im unteren Bereich verfeinert werden (s. z.B.

LONDO 1975). Hingegen genügen Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet für eine extensive langfristige Ueberwachung, z.B. wenn nach Eingriffen in den Wasserhaushalt lediglich im Abstand von mehreren Jahren Erhebungen vorgenommen werden (s. MEISEL 1983). Auch wenn im Rahmen von Oligotrophierungsmassnahmen das Schnittregime vollständig umgestellt wird, kann in der Anfangsphase die Vegetationsaufnahme (mit verfeinerter Skala) als Ueberwachungsmethode genügen. Dies zeigten unsere Versuche in Kloten, wo es in den ersten Jahren zu deutlichen Bestandesumschichtungen kam. Bei anderen massiven Eingriffen wie z.B. im Düngungsversuch auf der Lunnerallmend ist die Vegetationsaufnahme ebenfalls eine genügend feine Methode (s. EGLOFF 1979) und könnte deshalb z.B. für die Beweissicherung nach widerrechtlicher Düngung eingesetzt werden. Je nach Intensität des Eingriffs genügte unter Umständen auch eine Vegetationskartierung. (Voraussetzung für beide Fälle sind natürlich entsprechende vor dem Eingriff durchgeführte Erhebungen.)

Die kleinflächigen **Individuenzählungen**, die ich in dieser Arbeit durchführte, erwiesen sich den Deckungsschätzungen gegenüber als überlegen (s. Kap. 4.2.1.1.). Sie sind im Vergleich zu den Vegetationsaufnahmen nicht mehr subjektiv, aber wegen der Häufigkeitsschwankungen von Jahr zu Jahr, den sogenannten **Fluktuationen**, für kurzfristige Aussagen nicht uneingeschränkt geeignet. Mittel- und langfristig sollten aber Zählungen Entwicklungstrends sicher aufzeigen können. Gründe für die Fluktuationen sind die von Jahr zu Jahr wechselnden Wetterbedingungen und die von diesen beeinflussten biologischen (nicht nur ökologischen) Eigenschaften der einzelnen Arten. Sogar während der Vegetationsperiode sind starke Schwankungen festzustellen: BAKKER et al. (1980) z.B. dokumentierten dies für eine feuchte ehemalige Futterwiese, die nicht mehr gedüngt, aber weiterhin geschnitten wurde, indem sie die Vegetation im Abstand von sechs bis acht Wochen aufnahmen. Diese Erfahrung unterstreicht die Notwendigkeit, Dauerflächen immer im gleichen Zeitraum aufzunehmen.

Einen guten Ueberblick über die Fluktuationsproblematik gibt KRÜSI (1978). Ein eindrückliches Beispiel für Fluktuationen im Grünland bei gleichbleibender Bewirtschaftung findet sich bei RABOTNOV (1966): Er mass 10 Jahre lang die Ertragsanteile der 15 häufigsten Arten einer zweischürigen Auenwiese, wobei Agrostis alba die zweitstärksten Schwankungen zeigte. (Die in der vorliegenden Arbeit häufig erwähnte Agrostis gigantea ist nach KLAPP (1974) eine Kleinart von A. alba.) Schwankungen in dem von RABOTNOV beschriebenen Ausmass sind aber in regelmässig bewirtschafteten Streuwiesen nicht zu erwarten: Erstens ist die Zahl der dominierenden Arten geringer, und zweitens fällt bei nur einschüriger und zudem später Nutzung ein Grund für Schwankungen weg. Trotzdem halte ich Biomasseproben bei Dauerflächenbeobachtungen in Streuwiesen für ungeeignet. Die jährliche Produktion unterliegt zu starken Schwankungen (s. Kap. 4.1.). Weiter kommt hinzu, dass das Sortieren der Gräser zeitlich sehr aufwendig ist. Geeignet wäre hingegen die bei Sukzessionsuntersuchungen häufig durchgeführte kleinflächige Artenkartierung (**Mikrokartierung**), die sich aber aus Zeitgründen auf einige wenige Arten beschränken müsste.

Die folgenden Vorschläge für die Ueberwachung von Dauerflächen in Streuwiesen sind als Diskussionsgrundlage gedacht:

1. **Grösse der Flächen:** 1-4 m²) (mit Wiederholungen); Grösse wird von der Zusammensetzung der Vegetation und den gewählten Methoden bestimmt.
2. **Zeitpunkt:** Erste Hälfte Juli (wenn Molinia mit Blütenständen) bzw. unmittelbar vor dem Frünschnitt. (Einen anderen Zeitpunkt verlangen natürlich Situationen, wo die Früh- oder Spätblüher überwacht werden sollen.)

3. Erfassung der Vegetation:

- 3.1. Kategorien zu überwachender Arten:
 - A) häufige Streuwiesenarten (Liste ev. reduzieren)
 - B) seltene Streuwiesenarten
 - C) generell oder ab einer bestimmten Häufigkeit unerwünschte Arten, z.B. Eutrophierungszeiger
- 3.2. Schätzen der Deckung mit verfeinerter Skala: Für die Ueberwachung von Randzonen ungeeignet. Geeignet in der Anfangsphase von Rückführungsmassnahmen, wenn starke Bestandesumschichtungen erwartet werden können.
- 3.3. Zählungen: Kleinflächig ($1/4 \text{ m}^2$). Alle Arten der Kategorien A und B und die nicht seltenen von C.
- 3.4. Angaben zur Phänologie (= Verfeinerung der Zählungen): Individuen mit und ohne Blütenstände getrennt summieren. Ev. mittlere und maximale Stengellänge einzelner Arten bestimmen.
- 3.5. Mikrokartierung: Arten der Kategorien B und C (wenn Art selten).
- 3.6. Photographische Aufnahmen: Immer von demselben Standort aus.

5.6. WANN SOLLEN STREUWIESEN GESCHNITTEN WERDEN?

"Das Besenried (*Molinia coerulea*), den Spalt (*Carex elata*) und das Schilf darf man auch nicht zu früh schneiden, worauf wir immer und immer wieder aufmerksam machen müssen. Dieselben dürfen frühestens Ende September oder besser erst im Oktober geschnitten werden", schrieb STEBLER (1887, S. 24) vor hundert Jahren. Einige Jahre später empfiehlt er einen noch späteren Schnittzeitpunkt: "Es ist dies auch eine alte Erfahrung, dass wenn eine Besenriedwiese zu früh gemäht wird, sie im Streueertrag zurückgeht. Mit der Ernte warte man deshalb bis Ende Oktober oder Anfang November, damit die in den Halmen und Blättern aufgespeicherte Reservierung Zeit hat, in den Wurzelstock zurückzuwandern und diesen zu kräftigen. Je länger man mit dem Schnitt wartet, desto besser entwickelt sich das Besenried. An manchen Orten schneidet man dasselbe sogar erst im Verlaufe des Winters" (STEBLER 1898, S. 100). Aber im Gegensatz zu früher (s. erster Abschnitt von Kap. 5.1.) ist der Ertrag der Streuwiesen heute für den Landwirt kein Thema mehr. Vielerorts muss man vielmehr froh sein, wenn die Rieder überhaupt noch gemäht werden.

Neuere Empfehlungen bzw. Verordnungen nennen "in der Regel nicht vor Mitte September" (BFF 1983) oder sogar "nach dem 1. Sept." (aus Schutzverordnungen des Kantons Zürich). Während die Bauern früher erst im Herbst oder sogar erst im Winter Zeit für die Einbringung der Streu fanden (s. z.B. SCHERRER 1925), wäre/ist dies heute bereits im August möglich. Rieder wurden zwar früher bisweilen bereits im Frühsommer gemäht, doch geschah dies nur bei Futtermangel. (Zum Schnitt von Streuwiesen zur Futtergewinnung s. Bemerkungen von STEBLER 1898.) Die "Korrektur" der Schnittzeitpunkt-Empfehlungen ist somit in erster Linie als ein Entgegenkommen an die Bauern zu betrachten. (Im Spätherbst muss zudem eher damit gerechnet werden, dass der Boden nach Regenfällen nicht mehr genügend trocknet, was die Mahd mit (schweren) Traktoren erschwert.) Doch auch die (überlasteten) staatlichen Pflegeequipen können so früher mit der Streumahd beginnen. Mit der generellen Festlegung des 1. September als frühest möglichem Schnittzeitpunkt ist aber langfristig mit dem

Rückgang spätblühender Arten zu rechnen (An erster Stelle wären hier mehrere Enzian-Arten zu nennen.). Dieser Befürchtung (s. z.B. auch JACOBY 1981) wird oft entgegengehalten, dass die Witterungsverhältnisse es den Bauern kaum erlauben würden, jedes Jahr bereits anfangs September zu mähen. Im Sinne eines Spätblüher-Artenschutzkonzepts wäre aber zu verlangen, in der Schutzverordnung einen relativ späten Termin (z.B. "ab 1. Oktober") festzulegen, der dann mit einem Pflegeplan teilweise (bis fast überall), je nach floristischer Zusammensetzung und Qualität der jeweiligen Riedwiesen(bereiche), unterschritten werden könnte. Ein umgekehrtes Vorgehen stiesse sicher auf grössere Schwierigkeiten. Es wäre allenfalls dann denkbar, wenn z.B. die Zusatzaufgabe "Schnitt ab 15. Oktober" (zusätzlich) entschädigt werden könnte.

Von einer generellen Schnittzeitpunkt-Empfehlung für alle Rieder der Schweiz und der klimatisch vergleichbaren angrenzenden Gebiete ist auch aus anderen Gründen abzusehen. (Mit "Streuwiesen" sind hier meistens nur die Pfeifengras-Streuwiesen gemeint. Für die anderen Typen siehe EGLOFF 1984.) Für die Streuwiesen der Alluvionen des Mittellandes schiene mir die Empfehlung "erst ab Oktober" gerechtfertigt. Nach den Niederschlagsmessungen der Station Luzern sind die Monate Oktober und November im langjährigen Mittel niederschlagsärmer als der September; die Böden wären also im Spätherbst meistens eher besser befahrbar, die Gefahr von Narbenverletzungen wäre geringer. Das Trocknen sollte kaum Schwierigkeiten bereiten, "da die Streu im Herbst schon beim Mähen ziemlich eingedörret ist" (STEBLER 1898, S. 126). - Auf Hangriedern in schattigen Lagen sowie, wegen des früheren Wintereinbruchs, im Alpenvorland und in den Voralpen muss hingegen früher geschnitten werden (nähere Angaben s. bei EGLOFF 1984, S. 27/28). Weiter müssen lokale Traditionen berücksichtigt werden: Im Appenzellischen (Ostschweiz) werden die Rieder z.T. bereits im August gemäht; das Schnittgut wird dem Viehfutter beigemischt (H. KELLER, Aarau und KESSLER mündl.). Dabei kann es sich durchaus um alte Traditionen handeln.

Wenn in grossflächigen Riedgebieten aus technischen Gründen schon früher mit der Mahd begonnen werden muss, ist es wichtig, nicht alle Bereiche gleichzeitig zu mähen. Artenarme, spätblüherarme, (besonders produktive) verschilfte/verhochstaudete Flächen könnten früher gemäht werden. In gewissen Bezirken müssen die Spätblüher die Möglichkeit haben, die Samenentwicklung abzuschliessen. Mit "einjährigen Brachflächen" schafft man Ueberwinterungsmöglichkeiten für Arthropoden. Dies sind zwei Ziele aus dem Pflegekonzept für das Wollmatinger Ried am Bodensee (s. z.B. DBV 1985). Andernorts, z.B. auf der in der Reusebene gelegenen Maschwander Allmend, wünschten (und erreichten) Ornithologen bereits vor Jahrzehnten, dass alljährlich eine Teilfläche nicht gemäht wurde. - Mit der hauptsächlich aus faunistischen Gründen erwünschten zeitlichen Staffelung von Pflegemassnahmen setzt sich WILDERMUTH (1983) ausführlich auseinander. Für JACOBY (1981) ist diese eine Nachahmung der früheren Praxis der bäuerlichen Bewirtschaftung, die "sich durch die heutige institutionalisierte Biotoppflege nur bedingt nachvollziehen" lasse. "Sie umfasste sowohl räumlich als auch zeitlich ein breiteres Spektrum und trug unabsichtlich zu einer günstigen Strukturierung der Biotope bei. Dagegen neigt die jetzige Bewirtschaftung aus Kostengründen zu einer möglichst raschen Abwicklung und einem stereotypen Ablauf" (S. 97).

Die heute geringe landwirtschaftliche Bedeutung der Streu (s. Kap. 1 und BAUER 1982, S. 23) verhindert vielerorts die konsequent späte Streumahd. Denn wenn die übrig gebliebenen Streuwiesen nicht mehr von Bauern bewirtschaftet werden und nicht brachfallen sollen, müssen staatliche Organe und (lokale) Naturschutzvereinigungen, eventuell in Zusammenarbeit,

die (jährliche) Mahd übernehmen. Das umfangreiche Arbeitspensum zwingt z.B. die Unterhaltsequipe der Fachstelle für Naturschutz des Kantons Zürich, bereits im August mit der Streumahd zu beginnen und gewisse Flächen nur alle zwei Jahre zu schneiden. Angesichts des gesunkenen Bedarfs an Riedstreu schlagen PFADENHAUER und RINGLER (1984) vor, dass "der Einfluss von Bewirtschaftungsalternativen (z.B. Schnitt in mehrjährigem Rhythmus durch Pflegetrupps, vorgezogene Mahd zur Gewinnung von Jungviehfutter, ...) ... Gegenstand der naturschutzrelevanten Forschung sein" müsse (S. 201). Von der gering gewordenen Bedeutung der Streugewinnung ausgehend entwarf RINGLER (1982) ein "Streuwiesen-Konzept", in dem er eine Reihe von "Alternativen für Streuwiesen" aufzeigt (S. 98/99, ein lesenswerter Abschnitt). Zudem solle sich die Bewirtschaftungsintensität nach der floristischen Qualität richten; für "floristisch nicht herausragende Pfeifengraswiesen" bedeutet dies, dass nur "gelegentliche Pflege/Bewirtschaftung erwünscht" ist (RINGLER 1982, S. 96/97). Und KAULE et al. (1979) schlagen aus ökonomischen Überlegungen vor, dass "Flachmoorbiootope ohne Vorrangfunktion ... die Sukzession zu Bruchwäldern durchlaufen" sollten (S. 74).

Angesichts der angesprochenen aktuellen Probleme bei der Riedpflege halte ich die Nutzung von arten- und besonders spätblüherarmen Pfeifengraswiesen als einschürige, ungedüngte Futterwiesen für eine durchaus diskussionswürdige Alternative. Die niederländischen "Pfeifengraswiesen" (Cirsio dissecti - Molinietum), "Blauwgraslanden" genannt, werden nie gedüngt und je nach Region zwischen Mitte Juli bis Ende August zur Heugewinnung gemäht (BINK 1978). Wenn Wiesen des Cirsio tuberosi - Molinietum (Subassoziation mit Bromus erectus) früh geschnitten werden, tritt Bromus erectus an die Stelle von Molinia coerulea, wie GÖRS (1974) im Taubergiessen (Oberrheinebene) feststellte. Ebenfalls keine Streu- sondern einschürige, im Spätsommer gemähte Futterwiesen (GALLANDAT mündl.) sind einzelne Subassoziationen des von GALLANDAT (1982) für den Jura beschriebenen Trollio - Molinietum. Nur die Subassoziation Trollio - Molinietum holcetosum, die im Herbst noch beweidet wird, wird schwach gedüngt. Bei den "'litter' communities of Wicken Fen" (ROWELL et al. 1985) änderte sich im Verlauf der letzten hundert Jahre der Zeitpunkt der Nutzung. Aufgrund dreijähriger Versuche schienen die Dikotyledonen am meisten von einem Schnitt Ende Juli zu profitieren. Diese Ergebnisse beeinflussten die Umstellung des Schnittzeitraumes von bisher "August/September" zu "Sommer", wofür ebenfalls sprach, dass "summer cutting encourages 'litter plants' and produces conditions likely to be more attractive to insects than autumn cutting" (ROWELL et al. 1985, S. 226). - Von einem Schnitt im Spätsommer profitierten aufgrund von Beobachtungen im Schweizer Mittelland niederwüchsige und schnell nachwachsende Pflanzen (z.B. Centaureum umbellatum, Cirsium oleraceum; KLÖTZLI 1972 u. mündl.). Ausgesprochen niederwüchsig und rosettenreich sind auch Riedwiesen, die vorübergehend als Fussballfelder "dienten" (Beobachtung in der Reuss-ebene).

Bei Wegfall der bäuerlichen Streumahd kann die Verwertung der Streu zu einem Problem werden. Als Alternativen bieten sich die Kompostierung, die Verwendung für die Bodenabdeckung (z.B. im Rebbau), die Herstellung von Zellulose für die Papier- und Kartonfabrikation u.a. an (s. BFF 1983). Naturschutzgruppen, die Rieder pflegen, deponieren die Streu, da sie keine Abnehmer finden, häufig am Waldrand. In solchen Fällen könnte/"müsste" eine Verwertung zu Kompost (und damit zu Torfersatz) erfolgen.

Beim Mulchen fiel das Problem der Streuverwertung weg. SCHIEFER (1983), der in seinen Brachlandpflegeversuchen u.a. 1x und 2x jährliches Mulchen

testete und dabei u.a. auf Halbtrockenrasen, mageren Glatthaferwiesen und (erst kurz) auf einer Streuwiese arbeitete, schliesst aufgrund von Vegetations- und Streuzersetzungsuntersuchungen (SCHIEFER 1982), dass in Halbtrocken- und Borstgrasrasen sowie Pfeifengraswiesen der "Ausgangspflanzenbestand durch einen Mulchschnitt im 2- bis 3-Jahresturnus im wesentlichen konserviert" werde (1983, S. 299), wobei der Mulchschnitt in Pfeifengraswiesen Mitte August erfolgen sollte. Das Pfeifengras wird dabei "zwar etwas zurückgedrängt", was "in brachliegenden Molinieten mit dominierendem Pfeifengras jedoch durchaus erwünscht" sei (1983, S. 300). Mulchen als Pflegemassnahme kommt jedoch für Magerwiesen, deren jährliche Phytomassenproduktion 200-250 g TS/m² übersteigt (SCHIEFER mündl.) und für spätblüherreiche Pfeifengraswiesen nicht in Frage (1983). Auf einer vorher 16 Jahre lang brachliegenden Streuwiese erwies sich nach zweijähriger Versuchsdauer bezüglich der Artengewinne aber sowohl bei der trockenen Pfeifengraswiese (Molinietum brometosum) wie bei der Mädesüss-Hochstaudenflur (Filipenduletum) die Mahd mit Abräumen Ende September als wirkungsvoller als das Mulchen Mitte August (SCHIEFER 1984a). Nicht unerwähnt bleiben darf, dass Mulchen die (Aut-)Eutrophierung nicht verhindert. Für niederwüchsige, produktionsarme Streuwiesen, deren oberirdische Biomasse nicht alljährlich geschnitten und weggeführt werden kann, ist deshalb eher ein zweijähriger Schnittturnus zu empfehlen. STEBLER (s. erster Abschnitt dieses Kapitels) plädierte für einen möglichst späten Schnitt der Pfeifengraswiesen, damit deren Ertragsfähigkeit langfristig aufrechterhalten werden könne, wofür der Nährstoffrückzug (vor allem von Molinia) entscheidend ist. Wenn heute auf die Notwendigkeit oder zumindest Wünschbarkeit eines möglichst späten Schnitts hingewiesen wird (s. auch Ausführungen am Anfang dieses Kapitels), dann geschieht dies wegen typischer Streuwiesenpflanzen, die ihre Entwicklung im September noch nicht abgeschlossen haben. Es sind dies aber nicht nur ausgesprochene Spätblüher wie Gentiana pneumonanthe, G. asclepiadea und Parnassia palustris. Mitte September gab es auf der Lunnerallmend auch von Centaurea angustifolia, Mentha aquatica, Pulicaria dysenterica und Succisa pratensis immer noch blühende Individuen. Am 7. September 1983 gab es zudem noch einige blühende Selinum carvifolia und Serratula tinctoria sowie Individuen von Gentiana pneumonanthe und Parnassia palustris mit Blütenknospen. Mitte September besitzen von allen diesen Arten viele Individuen sicher noch keine reifen Samen. Mäht man bereits anfangs September, dann wird Molinia an der Samenreife gehindert. Auch die Samenkapseln von Iris sibirica sind erst wenig geöffnet. Wird längere Zeit immer bereits Mitte September gemäht, dürfte es zum Rückgang spätblühender Arten kommen. (S.a. die Beobachtungen zu Beginn und Dauer von Blüte und Früchten von KUHN et al. 1978.) Es gibt aber durchaus Situationen, wo bisweilen trotz Spätblüher eine kurzfristige Vorverlegung des Schnittzeitpunkts (z.B. an den Septemberanfang) zu rechtfertigen wäre, nämlich dann, wenn eine Streuwiese leichte Eutrophierungserscheinungen zeigt. Aus den Tabellen 10-14 in Kapitel 4.1. geht hervor, dass mit einer Mahd Mitte September beträchtliche Mengen an Stickstoff und, etwas weniger, auch Kalium entzogen werden. Die Hektarentzüge entsprechen etwa denen des Juni-Frühschnitts. Als Massstab zur Beurteilung dieser Werte seien hier die Angaben zum durchschnittlichen Nährstoffbedarf einer Hektare Heuwiese aufgeführt (EIDG.LANDW. FORSCH.ANST. et al. 1974): Bis 120 kg N, bis 35 kg P, bis 216 kg K. Die Stickstoffeinträge durch die Niederschläge betrugen gemäss den Angaben von ZOBRIST (1983) Ende der 70er Jahre rund 20 kg pro Hektar und Jahr. Sie werden durch einen Schnitt Mitte September bei weitem kompensiert. (Nicht zu vergessen sind aber die N-Düngung über Nebel und Staubpartikel

sowie die direkte Aufnahme gasförmiger Verbindungen durch die Pflanzensprosse; ZOBRIST mündl., vgl. Kap. 5.4., 1. Abschnitt.) KICKUTH (1981) beziffert die mittleren jährlichen N-Immissionen in der BRD auf 31 kg/ha. - Aufgrund der Aussagen in Kapitel 5.3. müsste aber in erster Linie der Phosphorentzug interessieren: Nach EGNER und RIEHM (1964, zit. bei KUNTZE et al. 1981) kommen mit den Niederschlägen pro Hektar und Jahr 0.2-2 kg Phosphor auf den Boden. In der Schweiz wurden Ende der 70er Jahre Hektareinträge zwischen 0.6 und 1.7 kg gemessen (berechnet nach Angaben bei ZOBRIST 1983). Auch hier könnte ein Schnitt Mitte September als "kompensierend" bezeichnet werden. Nicht zu vergessen ist aber, dass der Zeitpunkt des Nährstoffeintrags eine entscheidende Rolle spielt. Eine Gülleinschwemmung im Mai wird sich in der Zusammensetzung der Vegetation auch dann noch deutlich zeigen, wenn es gelang, das ursprüngliche Nährstoffniveau einigermaßen wiederherzustellen. Welches Schnittregime bei stärker eutrophierten und bei der Rückführung von in Futterwiesen umgewandelten Streuwiesen angewandt werden soll, ist Thema des nächsten Kapitels.

5.7. ZUR WAHL DES SCHNITTREGIMES BEI OLIGOTROPHIERUNGSMASSNAHMEN

Mit den in dieser Arbeit vorgestellten Regenerationsexperimenten wurden zwei Ziele verfolgt:

1. Mit dem zusätzlichen Schnitt im Frühsommer sollte die Oligotrophierung, die Aushagerung gegenüber der einschürigen Herbstnutzung beschleunigt werden.
2. Der Frühschnitt sollte in einem Ried unerwünschte, zum Schnittzeitpunkt gegenüber den typischen Streuwiesenpflanzen weiter entwickelte Arten sowie infolge der Düngung häufige, in ungestörten Riedern aber nur als Begleiter auftretende Arten schädigen. (Mit diesem Ziel setzt sich das folgende Kapitel auseinander.)

Die Juli-Variante unserer Versuche erwies sich bezüglich der Aushagerung als etwas effizienter als die Juni-Variante. Bezüglich (erwünschter) Änderungen in der Vegetationszusammensetzung darf die Juli-Variante hingegen nicht generell als besser bezeichnet werden: der Zurückdrängung unerwünschter Arten auf der Lunnerallmend (Kap. 4.4.6.2.) stehen Zunahmen ebenfalls unerwünschter Arten in Kloten gegenüber (Kap. 4.5.6.2.). Für nicht stark eutrophierte (Streu-)Wiesen, auf denen immer noch eine Anzahl Streupflanzen vorkommen und die gegenüber anderen Streuwiesen isoliert sind, ist ein Frühschnitt in der ersten Junihälfte zu empfehlen. Tabelle 30 zeigt, dass auf der Juni-Variante, die als die "sanftere Regenerationsmethode" bezeichnet werden kann, im Zweitaufwuchs viele Arten noch zum Blühen kamen. Um ihnen das Absamen zu ermöglichen, darf der zweite Schnitt aber nicht bereits Mitte September erfolgen.

Auf der Lunnerallmend waren als Folge der Düngung nur wenige Arten von den Versuchsflächen verschwunden, in allernächster Nähe aber noch vorhanden. (Infolge der kurzen Dauer des Düngungsexperiments und der Lage der Flächen war sicher auch das Samenpotential noch intakt.) Da auch ein Teil der Klotener Versuchsflächen noch Streuwiesenpflanzen trug, musste bei der Wahl des Schnittregimes bzw. des Frühschnittzeitpunkts auf diese Arten Rücksicht genommen werden. Wird aber von einer Futterwiese ausgegangen, die keine Streuwiesenarten mehr enthält, kann man sich vorerst auf die **Aushagerung** konzentrieren, wobei "vorerst" oft als "ein paar Jahrzehnte" und nicht als "einige Jahre" zu verstehen ist. TECHOW (1981)

hält die "Nährstoffverarmung durch extensive Nutzung auf Standorten mit Nährstoffgehalten, wie sie hier vorlagen" (Kohldistelwiesen verschiedener Ausprägung, Schilfbestand) sogar für "nicht durchführbar" (S. 67). Doch müsste diese Aussage mit "kurz-" oder "mittelfristig" ergänzt werden, denn die Versuche, die keine Zweischnittvarianten umfassten, dauerten nur 4 bzw. 5 Jahre. Eine Aushagerung kann aber unter Umständen tatsächlich unmöglich sein, nämlich dann, wenn die "natürliche Nährkraft", das Nährstoffnachlieferungsvermögen eines Standorts zu gross ist, z.B. in Gewinnlagen an Unterhängen (s. SCHIEFER 1984). - Auch bei der Rückführung von Intensiv(st)grünland in Glatthaferwiesen (OOMES und MOOI 1981) soll "in the first place the greatest possible removal of minerals (soil exhaustion)" (S. 239, s.a. OOMES und MOOI 1985) angestrebt werden. Bei einem Versuch, der von einem Poo - Lolietum (dominierende Arten: Poa trivialis, Lolium perenne, Holcus lanatus, Festuca pratensis und Taraxacum officinale) auf sandigem Boden ausging, reduzierte sich die Trockensubstanzproduktion zwei Jahre nach Beendigung der Düngung von 10.5 auf 8 t/ha und pendelte sich nach acht Jahren auf 4-5 t/ha ein (OOMES und MOOI 1985). Aufgrund der Daten der letzten Jahre der Berichtsperiode kann jedoch eine Zunahmetendenz nicht ganz ausgeschlossen werden. Erwähnenswert ist ferner, dass mit den Schnittregimen "Juni+September" und "Juli+September" dieselben Gesamterträge erzielt wurden. Ab dem siebten Jahr nach Versuchsbeginn erwies sich Kalium als produktionslimitierender Nährstoff (OOMES und MOOI 1985), was mit dem Bodentyp (s.o.) bzw. dessen Sorptionskapazität in Zusammenhang gebracht werden kann. (Der Stickstoff kann aufgrund der Erträge der N-Parzelle direkt, der Phosphor indirekt ausgeschlossen werden.) Die Autoren schliessen, dass nach 7-9 Jahren Aushagerung nicht das Nährstoffpotential des Bodens, sondern das Bewirtschaftungsregime die Artendiversität bestimmt. In einem anderen niederländischen Versuch ging man 1973 von einer Intensivwiese aus, auf der die Vegetation zu 68% aus Agrostis stolonifera, Holcus lanatus, Poa pratensis und P. trivialis zusammengesetzt war (BAKKER und DE VRIES 1985a). Auf allen Bewirtschaftungsvarianten, auch auf der zweisechürigen, im Juli und im September gemähten, enthielt das Schnittgut 1983 ebensoviel oder sogar mehr Stickstoff und Phosphat als 1975. Nur der Kaliumgehalt sank. Da die Produktion 1983 so hoch wie in den ersten Jahren war, fällt der Nährstoffgehalt des Bodens als bestimmender Faktor für die ertragsärmeren Jahre 1979-1982 weg. (Der Aushagerungsprozess lässt sich übrigens besser mit dem Nährstoffentzug durch das Schnittgut als mit Bodennährstoffgehaltsanalysen beschreiben (OOMES und MOOI 1985).) Doch immerhin kam es auf allen jährlich gemähten Varianten zu einer Erhöhung der Artenzahl. (Mit den Beziehungen zwischen Artenreichtum und Produktionshöhe befassen sich im übrigen z.B. WHEELER und GILLER 1982 und VERMEER und BERENDSE 1983).) - Beim Vergleich der Ertragsentwicklung der (mehrschürigen) Nullparzellen langjähriger Düngungsversuche in Baden-Württemberg stiess SCHIEFER (1984) auf mehrere Flächen, die selbst nach über 15jähriger Versuchsdauer noch keinerlei Ertragsabfall aufwiesen.

Für die notwendige Dauer von Aushagerungsmassnahmen sind aber nebst dem Trophiegrad noch weitere Faktoren bestimmend: Wie dieser hängt auch der **Ausgangspflanzenbestand** direkt von der Intensität der vorangegangenen Bewirtschaftung bzw. dem Ausmass der störenden Einflüsse ab. Doch braucht sich auch auf sehr ähnlichen Standorten eine gleiche "Vergangenheit" nicht in in einer (sehr) ähnlichen Vegetationszusammensetzung zu äussern. Bereits vor der Störung bestehende kleine Unterschiede in der Vegetation können entscheidend sein (s. Kap. 5.1., 4. Abschnitt). Aufgrund der unterschiedlichen Entwicklung der standörtlich identischen

Regenerationstestflächen 13 und 14 (s. Kap. 4.4.6.4. und EGLOFF 1985) lässt sich schliessen, dass, zumindest bei zweischüriger Nutzung, der Ausgangspflanzenbestand für potentielle Aenderungen in der Artenzusammensetzung in der Anfangsphase entscheidender ist als das Schnittregime. Die Bedeutung des Ausgangspflanzenbestandes äusserte sich auf mehreren Flächen auch darin, dass die anfänglichen Unterschiede zwischen den beiden ehemaligen Volldüngungspartzen während des Regenerationsexperiments erhalten blieben, dass die gleich bewirtschafteten Varianten sich nicht annäherten. Dies ist teilweise sicher auf die kurze Versuchsdauer zurückzuführen, deckt sich aber mit den Feststellungen von VAN DUUREN et al. (1981) und KRÜSI (1981).

Der Faktor "**Schnittregime**" schliesslich liesse sich aufschlüsseln in a) die Schnitthäufigkeit und b) den/die Schnittzeitpunkt(e). - In den bereits erwähnten Versuchen von OOMES und MOOI (1981) und BAKKER und DE VRIES (1985a) ergab ein Schnitt im September etwa gleich viel Ertrag wie ein Schnitt im Juni. OOMES und MOOI empfehlen deshalb eine zweischürige Nutzung mit einem ersten Schnitt im Frühsommer, um (auch) mit dem zweiten Schnitt einen hohen Ertrag zu erhalten; zudem werde damit die Unterdrückung niederwüchsiger Arten verhindert. ("Gleich hoher Ertrag" kann aber nicht immer mit "gleich grosser Nährstoffentzug" gleichgesetzt werden (s. dazu Kap. 4.4.1.3. und 4.4.2.5.)). Da kurzfristige Sukzessionsschritte von der Dichte des Bestandes abhängen, empfehlen auch BAKKER und DE VRIES (1985a) eine jährlich zweimalige Mahd. Mit einem frühen Schnitt werden offene Stellen, d.h. potentielle Keimungsnischen geschaffen. So zeigten auf Versuchsflächen der Lunnerallmend z.B. Angelica silvestris, Cirsium palustre und Lythrum salicaria im Zweitaufwuchs gemäss den Individuenzählungen deutliche Zunahmen (in Kap. 4 nicht besprochen).

Besonders produktive, artenarme Bestände könnten anfänglich auch dreimal geschnitten werden. Doch bringt ein dritter Schnitt häufig nur noch wenig Ertrag, so dass sich der Aufwand nicht lohnt (KAPFER mündl.). Wenn die Mahd vorher brachliegender Rieder wieder aufgenommen wird, kann auch die Entfernung der Streuauflage zum Nährstoffentzug beitragen. Erstaunlicherweise waren in einem Ried in Hessen der flächenbezogene N- und P-Entzug in der Pflegeeinheit "Kalkflachmoore und Pfeifengraswiesen" mit dem Abräumen der Streu Ende März nicht geringer als mit der Mahd Ende Juni (GROSS 1984). Erstaunlich ist dies deshalb, weil Molinia (und wahrscheinlich auch andere Streuwiesenpflanzen) N und P aus den oberirdischen Organen verlagern (s. z.B. MORTON 1977). Offenbar waren Arten ohne Nährstoffrückzug stark vertreten: Bei der von GROSS erwähnten Carex acutiformis spielt die Nährstoffverlagerung eine sehr geringe Rolle; N und P werden grösstenteils ausgewaschen (LÜTKE TWENHÖVEN 1982). Möglicherweise erfasste GROSS bei der Streuentfernung im Frühjahr auch besonders nährstoffreiche überwinternde Sprosse, z.B. von Seggen. - Im Gegensatz zum N- und P-Entzug war der K-Export Ende Juni gegenüber der Mahd im Frühjahr 3-6 mal höher. Das Kalium war aus den abgestorbenen Sprossen ausgewaschen worden. (Ende Juni wurden übrigens "nur noch wenige Streurückstände gefunden" (GROSS 1984, S. 116).)

"Magerer, feuchte Wiesen lassen sich auch ohne Umbruch und ohne künstliche Ansaat in Besenriedwiesen (= Pfeifengras-) verwandeln, indem sie konsequent erst im Oktober oder November geschnitten werden", schrieb STEBLER 1898 (S. 103; s. auch STEBLER 1886 und NOWACKI 1887). Diese Empfehlung wird heute wegen der geringen Zahl magerer, feuchter Futterwiesen nur selten zur Anwendung kommen können. Sie stimmt aber mit den Resultaten unserer nassen Versuchsflächen (s. Kap. 4.4.6.4.) sowie der vorläufigen Empfehlung von KAPFER (mündl.) überein, dass für die Rück-

führung angedüngter, nur kurzfristig als Futterwiesen genutzter und damit nur leicht gestörter (ehemaliger) Streuwiesen ein Schnitt im Herbst genüge.

Auf zwei Themen werde ich, um den Rahmen der Diskussion nicht noch weiter zu fassen, auch in den folgenden Kapiteln nicht eingehen:

1. Regeneration und Fauna: Auswirkungen der Massnahmen auf die Fauna, Berücksichtigung faunistischer Ziele.
2. Regeneration verbuschter Rieder: Schwächung, Verdrängung der Holzpflanzen; Aushagerung des eutrophierten Oberbodens (s. dazu WESTHOFF und VAN DIJK 1952, KLÖTZLI 1978).

Während vor allem für das zweite Thema die Diskussionsgrundlagen weitgehend fehlen würden, müsste der Behandlung des ersten Themas eine ausgedehnte Literaturrecherche vorangehen, da das vorhandene Wissen grösstenteils zerstreut und kaum in zusammenfassenden Darstellungen vorliegt.

5.8. SCHNITTREGIME UND EINZELNE ART

Nachdem im vorangehenden Kapitel die Wirkung von verschiedenen Schnittregimen auf das Nährstoffpotential des Standorts diskutiert wurde, interessiert im folgenden das Verhalten von acht ausgewählten Arten, die alle auf mindestens einer Bewirtschaftungsvariante dominierten. Bei einer, Molinia coerulea, besteht bei langfristiger Mehrschnittnutzung die Gefahr der Schädigung, während die anderen sieben (darunter zwei häufige Riedpflanzen: Filipendula ulmaria, Phragmites communis) durch mehrfachen Schnitt geschwächt und langfristig zurückgedrängt oder sogar eliminiert werden sollen, da sie sich auf eutrophierten, mangelhaft bewirtschafteten und brachgefallenen Riedern auf Kosten von anderen Streuwiesenpflanzen ausbreiten.

Die von Schnittmassnahmen betroffenen Pflanzenarten lassen sich aufgrund ihres Verhaltens im Verlauf von Bewirtschaftungsexperimenten in vier Gruppen einteilen (s. auch VAN DUUREN et al. 1981): 1. Konstante Arten; 2. Arten mit zunehmendem Anteil ("increasers"); 3. Arten mit abnehmendem Anteil ("decreasers") und 4. Arten mit jährlichen Schwankungen. Bei der Besprechung unserer Versuche konnten Zu- und Abnahmen nicht immer eindeutig als Trends bezeichnet werden, da die Versuchsdauer dafür zu kurz war.

a) Molinia coerulea

Dass Molinia dauernde Zweitmahd nicht aushalten dürfte, wird mit Recht "befürchtet" (KLAPP 1974, MUNZERT 1973, WINTER 1957). (Unsere Versuche können dazu ihrer kurzen Dauer wegen nicht Stellung nehmen.) Es ist aber letzten Endes eine Frage der Nährstoffversorgung des Standorts bzw. der Konkurrenten, ob Molinia verschwindet: Denn trotz 32 Jahre dauernder Zweischnittnutzung (3 Jahre lang wurde sogar 3x geschnitten) besass das Pfeifengras auf den vier NK-Parzellen des Wiesendüngungsversuchs Veits-
hof (Freising bei München) 1982 im Erstaufwuchs folgende Ertragsanteile: 3, 20, 7, 10 Massen-% (nach unveröff. Aufnahmen von J. Bauer vom Lehrstuhl für Grünland und Futterbau der TU München-Weihenstephan). Die Anteile hatten sich während 20 Jahren nur geringfügig verändert: Im 11. Versuchsjahr hatten sie 2, 20, 8, 8 Massen-% betragen (nach unveröff. Aufnahmen von B. Finckh). Ohne P-Düngung war Molinia konkurrenzlos geblieben (s. a. Kap. 5.3. und EGLOFF 1983, Kap. 4.4.2.). Wenn also eutrophierte Streuwiesen, auf denen Molinia noch gut vertreten ist, einige

Jahre lang zweischürig genutzt werden (müssen), muss nicht befürchtet werden, dass dieses Gras dadurch vollständig verschwinden wird.

b) Filipendula ulmaria

Die Spierstaude ist für STEBLER (1898) "eines der schädlichsten Unkräuter der Streuwiesen" (S. 116). Zur Bekämpfung grösserer Bestände empfiehlt er einen Schnitt zur Blütezeit. In einer vorher ca. 25 Jahre brachgelegenen Feuchtwiese, auf der Filipendula zur Dominanz gelangt war, führten 7 Jahre Zweischnittnutzung (Juni + September) zu einem Deckungsprozentabfall von anfänglich über 60% bis zu unter 10% (WOLF et al. 1984).

In unseren Versuchen erwiesen sich beide Frühschnittzeitpunkte hinsichtlich der Zurückdrängung von Filipendula als gleichwertig.

c) Phragmites communis

Durch alljährlichen Schnitt erhält man gegenüber nicht gemähten Röhrichten einen niedrigeren, dafür aber dichteren Schilfbestand (KLÖTZLI und ZÜST 1973, ROULIER 1979). Dieses Resultat fiel aber bei der Bewirtschaftung von echten Röhrichten (Uferröhrichten) und nicht von Landröhrichten an.

Mit "frühe(m) und öftere(m) Abschnneiden" erreiche man, dass das Schilf "bald zurückbleibt" (STEBLER 1887, S. 17/18). Es würde "den frühen Schnitt absolut nicht" vertragen (1898, S. 124). Wenn man es in verlandeten Gewässern im Laufe des Sommers 1-2 mal abmähe, würde "das kommende Jahr der Böschenspalt (Carex stricta, = Cx. elata) ohne alles weitere Zuthun" (1898, S. 95) überhandnehmen.

Infolge der starken jährlichen Schwankungen können unsere Untersuchungen nicht zur Frage der möglichen Zurückdrängung des Schilfs durch einen zusätzlichen Schnitt im Frühsommer Stellung nehmen.

d) Calamagrostis epigeios

Das Landreitgras breitet sich nicht nur auf Streuwiesenbrachen (GÖRS 1974, CARBIENER 1978), sondern generell auf Grünland- und Ackerbrachen (z.B. KLÖTZLI 1969, STÄHLIN et al. 1975) stark aus und profitiert überdies, zusammen mit anderen Gräsern, auch von Myxomatosis-Epidemien unter Kaninchen (Beobachtungen von DUFFEY 1971 in einem Niedermoor und von VAN DER MAAREL 1971 in Dünenrasen und Zwergstrauchheiden), ein dem Brachfallen vergleichbares Ereignis. Auf Ackerbrachen spielt der Zufall der Erstansiedlung eine wichtige Rolle (SCHMIDT 1984), denn Calamagrostis ist ein schlechter Keimer (SCHMIDT mündl.). KUYPER et al. (1978) vermuten bei diesem Gras, das zu den dominierenden Arten einer sechszehnjährigen Ackerbrache gehörte, allelopathische Eigenschaften.

Calamagrostis verträgt einen einmaligen Schnitt (im Herbst) (s. SCHERRER 1925 in Kap. 4.2.1.3. und bei EGLOFF 1985 in Kap. 3.2.1. sowie ROWELL et al. 1985). "Trotzdem" ging der Deckungsanteil von Calamagrostis und von mehreren Hochstauden nach Wiederaufnahme des spätsommerlichen Schnitts in einem belgischen Moor auf der Hälfte der beobachteten Dauerquadrate zurück (VYVEY und STIEPERAERE 1981; Beobachtungen nach drei Jahren). Bei mehrmaligen Schnitt erwartet man eine Schwächung: Doch beeinträchtigte der Frühschnitt auf der Lunnerallmend Calamagrostis überhaupt nicht (s. auch EGLOFF 1985); es kam stattdessen sogar zu Neuansiedlungen. Hingegen schien das Landreitgras auf der Klotener Versuchsfläche 3.2 durch den Juli-Frühschnitt geschwächt worden zu sein.

e) Holcus lanatus

SIMON (1954) schreibt die starke Zunahme des Honiggrases auf den Parzel-

len von Düngungsversuchen teilweise dem in den ersten Jahren erst Ende Juni ausgeführten Heuschnitt zu, was Holcus das Absamen ermöglichte. Die Ergebnisse von ZÜRN (1964) stimmen mit dieser Annahme überein. Holcus ist auch eine der am stärksten dominierenden Arten in den niederländischen Experimenten, hauptsächlich auf den in den Monaten Juli bis Oktober (z.T. zweimal) geschnittenen Parzellen (BAKKER et al. 1980, OOMES und MOOI 1981, 1985, BAKKER und DE VRIES 1985b). (Ein plötzlicher Zusammenbruch der Population wird auf einen strengen Winter und einen nassen Frühling zurückgeführt (BAKKER et al. 1980).) Nach einer Mahd im Juli finden die Samen von Holcus in der Vegetationsdecke viele Lücken für die Keimung vor. Zur Verdrängung des Honiggrases empfiehlt sich deshalb entweder ein Schnitt im Juni, vor der Samenreife, oder im Herbst, nachdem die Keimlinge unterdrückt worden sind (OOMES 1976, 1977).

Unsere Resultate entsprechen den soeben diskutierten Beobachtungen: Auf der Juli-Variante der Klotener Flächen 3.1 und 5 zeigte Holcus recht deutliche Anzeichen für eine Zunahme, während die Daten der Juni-Variante eine Rückgangstendenz andeuten.

f) Cirsium arvense

Auch in nur extensiv bewirtschafteten Wiesen fehlt diese verbreitete Ruderalpflanze; ihre Anwesenheit kann mit fehlender Mahd in Verbindung gebracht werden (CARBIENER 1978, DUVIGNEAUD in der daran anschl. Diskussion). Cirsium arvense ist mit Calamagrostis zu vergleichen: Auch diese ist auf aufgelassenem Kulturland besonders erfolgreich. CARBIENER (1978) verglich die Vegetationsaufnahmen von unregelmässig oder überhaupt nicht (mehr) genutzten Molinieten mehrerer Autoren und fand, dass die Häufigkeit dieser beiden Arten korrelierte.

Entgegen der eingangs zitierten Aussagen tritt die Ackerkratzdistel bisweilen auch in genutzten Streuwiesen auf. Dies kann wohl auf nicht alljährliche Mahd, Bodenverletzungen (s. dazu auch KLÖTZLI 1981a,b: Artenverschiebungen nach der Verpflanzung von Riedparzellen), liegengebliebene Streu oder eine kurzfristige starke Eutrophierung (s. Versuche Lunnerallmend) zurückgeführt werden. In all diesen Situationen und auch in gewissen Hochstaudenfluren findet Cirsium arvense offene Stellen für Keimung und Etablierung. Disteln vermögen sich zudem trotz einer Streuauflage zu etablieren (eigene Beobachtungen; A. KLEIN, Aarau, mündl.; M. SCHNEEBELI, Kriens, mündl.). Hat sich die Ackerkratzdistel festgesetzt, dann lässt sie sich mit einem herbstlichen Streuschnitt allein nicht eliminieren (s. Kap. 4.4.5.2.). In den Versuchen von SCHMIDT (1981) wurde sie durch die Herbstmahd sogar begünstigt.

Dass Cirsium arvense in Kloten im Gegensatz zur Lunnerallmend nicht auf den Frühschnitt reagierte, ist auf das vorhandene grosse Samenpotential auf der Versuchsfläche selbst und in/aus der unmittelbaren Umgebung, die längere Präsenz und die damit stärkere unterirdische Etablierung sowie auf die gegenüber dem Reusstal trockeneren Bodenverhältnisse zurückzuführen. Laut den von OEZER (1969) zitierten Autoren "wird die Distel in allen gut schattenden Kulturen, die häufig geschnitten oder gehackt werden, stark reduziert" (S. 36). Beide Voraussetzungen (Schatten, häufiger Schnitt) wurden bei uns nicht erfüllt. Wie schwierig es ist, durch Schnitt bereits etablierte Ackerkratzdisteln auszumerzen, zeigen auch die Untersuchungen von HOOGERKAMP (zit. bei OOMES und MOOI 1981): Wenigstens drei jährliche Schnitte seien notwendig, um die oberirdische Biomasse zu reduzieren.

Um zu verhindern, dass Ackerkratzdisteln trotz alljährlicher Streumahd in Riedern Fuss fassen und die ansässige Vegetation verdrängen, gibt es meines Erachtens nur eine wirkungsvolle Methode: Bei jährlichen Kon-

trollgängen am Anfang ihrer (langen) Blütezeit werden allfällig vorhandene Individuen von Hand ausgerissen. Kommt sie in Herden vor, dann mähe man sie jährlich 2-3 mal.

Cirsium palustre kann als Folge eutrophierender Einflüsse ebenfalls in grösserer Zahl auftreten (s. Kap. 4.2.4.1., Punkt 1), doch kann damit gerechnet werden, dass die Populationen wieder zusammenbrechen (s. Kap. 4.2.1.2.d). Im Gegensatz zu Cirsium arvense - Herden, die eine (von den Bauern begreiflicherweise äusserst ungern gesehene) Samenquelle für die Verunkrautung des Intensivkulturlandes darstellen, kommt die Sumpfkatzdistel auf Fettwiesen und Aeckern nicht auf. Cirsium oleraceum schliesslich, eine der charakteristischsten Arten der gedüngten Feuchtwiesen, tritt nur bei guter Nährstoffversorgung gehäuft auf. Andere Arten der Gattung Cirsium sind in Riedern des Schweizer Mittellandes allenfalls sporadisch anzutreffen.

g) Solidago serotina (S. gigantea)

Bereits im letzten Jahrhundert galt die Späte Goldrute, eine auf Brachflächen häufig dominierende Art (s. z.B. MEISEL und HÜBSCHMANN 1973), an der Thur (Ostschweiz) als "Streuepest" (zit.). WEGELIN (1895, in STEBLER 1898) schrieb u.a. "Noch vor 10 Jahren trat sie ganz bescheiden auf; ... ihre geschlossenen ... Bestände vergrössern sich beständig am Umfange ..." (S. 116). Diese Tatsache, die Resultate der vorliegenden Arbeit sowie die Erfahrungen von KLINGLER (1986) machen deutlich, dass sich die Goldruten mit dem Streuschnitt allein nicht bekämpfen lassen. Denn dieser verhindert weder die generative noch die vegetative (Rhizomwachstum) Vermehrung. Wohl ist die Gefahr, dass Solidago in regelmässig bewirtschaftete Rieder eindringt, gering, doch von denselben Ursachen, die zu Lücken in der Vegetation führen und so eine Etablierung von Cirsium arvense (s. Abschnitt f) ermöglichen, profitiert auch dieser nordamerikanische Gartenflüchtling (vgl. VOSER 1983, S. 72). Darauf weist indirekt auch die Beobachtung von VON WEINZIERL (1907) hin, dass sich die Goldrute nämlich "speziell in künstlich angelegten Streuwiesen ganz kolossal entwickelt" (S. 10). Hat sich ein Individuum einmal etabliert, wird es sich zu einer von Jahr zu Jahr grösser werdenden Herde entwickeln. Die Rhizombildung setzt nämlich bereits 7 Wochen nach der Keimung ein (VOSER 1983). VOSER empfiehlt deshalb, offene Stellen in Reservaten, z.B. die Ränder neu angelegter Wege, anzusäen. Denn grosse Goldrutenbestände liessen sich oft auf grossflächige Störungen zurückführen (z.B. Aufschüttung, Entbuschungen, Panzerpiste; s. auch WILDI 1976). VOSER (1983) versuchte Solidago serotina in Feldversuchen mit drei verschiedenen Methoden zu bekämpfen, die nachstehend kurz vorgestellt und diskutiert werden:

- 1) Zwei Jahre lang wurden folgende Schnittregime-Varianten durchgeführt:
 - a) Schnitt Ende Mai/Anfang Juni, b) Ende Juni/Anfang Juli, c) Mitte August, d) Ende Mai/Anfang Juni + Ende Juni/Anfang Juli, e) Ende Mai/Anfang Juni + Mitte August. - Mit Regime e) wurde das beste Ergebnis erzielt, was angesichts der gewählten Schnittvarianten nicht überrascht: Denn zwei jährliche Schnitte, die nicht nur einen Monat auseinanderliegen wie bei Variante d), schädigen Solidago bestimmt stärker als nur ein Schnitt. WEGELIN (1895, in STEBLER 1898) empfiehlt Schnitte "vor und nach der Heuernte und nochmals Ende August" (S. 116), WILDERMUTH (1978) schlägt zur Hemmung der Ausbreitung zweimaligen Schnitt vor dem Blühen vor. (Beide Empfehlungen basieren aber nicht auf Experimenten.) In meinen Versuchen erwies sich ein zusätzlicher Frühschnitt Mitte Juli als wirkungsvoller als ein Frühschnitt in der ersten Juni-Hälfte. Wenn es sich nicht um Goldrutenreinbestän-

de handelt, sollte der Zeitpunkt des zweiten Schnittes mit dem herbstlichen Streuschnitt zusammenfallen.

- 2) Schnitt im Juni + Abdecken mit Plastikfolie (war bereits früher schon einmal von einer Naturschutzgruppe mit Erfolg durchgeführt worden); anfangs Oktober Ansaat mit Samen, die beim Streuballenpressen angefallen waren, oder mit Lolium perenne.
- 3) Ein- oder zweimaliges Hacken mit Motorhacke Ende April/Anfang Mai + evtl. Anfang Juni; anschliessend Saat von Lolium bzw. - erst anfangs Oktober - mit Riedpflanzensamen (s. 2))

Die wichtigsten Ergebnisse der Massnahmen 2) und 3):

- Einmaliges Hacken blieb ohne Wirkung
- Abdecken mit Plastikfolie und zweimaliges Hacken führten zu goldrutenfreier Vegetation, obwohl sich Goldruten in unmittelbarer Nähe befanden.
- Auf allen Flächen mit Riedpflanzeneinsaat waren Bodenbedeckung und Artenzahl höher als auf den Parzellen mit Lolium-Einsaat.
- Eigentliche Riedpflanzen waren auf den angesäten Flächen aber kaum zu finden (s. VOSET 1983, Tab. 27 und 28).

Die kurzfristig wirksamen Methoden 2) und 3) scheinen für die Bekämpfung von grösseren Goldrutenreinbeständen und die Regeneration sehr stark "vergoldruteter" Rieder durchaus geeignet zu sein. Sind die Rieder aber noch reich an typischen Streuwiesenarten, dann empfiehlt sich ein Zweischnittregime (erste Hälfte Juli + Herbst). Doch sollte man sich meines Erachtens primär um die noch nicht "vergoldruteten" Rieder kümmern. In erster Linie muss angestrebt werden, die weitere Ausbreitung von Solidago, die "Neuinfektion" von Riedern zu verhindern; d.h. konkret:

- a) In mehr oder weniger ungestörten Riedern: Manuelles Ausreissen von Einzelexemplaren und kleinen Herden.
- b) Herden von einigen m² Grösse in gleicher Weise beseitigen, anschliessend Ansaat.

Ein einmaliges Ausreissen genügt kaum, da der grösste Teil der Rhizome im Boden bleibt. Die Durchführung der Kontrollgänge zu Beginn der Blütezeit (ab ca. Mitte Juli) erleichtert das Auffinden von einzelnen Individuen und kleinen Herden.

- c) Grössere Herden in sonst (noch) ungestörten Riedern (zusätzlich) im Zeitraum Ende Juni/Mitte Juli mähen. (Ev. mit Folie abdecken und später ansäen.)

h) Rhinanthus sp.

Riedwiesen, auf denen Arten der Gattung Rhinanthus bereits im Frühsommer (blüh)aspektbildend sind, wurden in der Vergangenheit offenbar (vorübergehend) intensiver genutzt (vgl. FRESCO 1980). Auf ehemaligen Heuwiesen scheint der Klappertopf vom späten Schnitt zu profitieren (s. Rhinanthus serotinus (= R. glaber) auf der August-Variante von OOMES und MOOI 1981 und R. angustifolius vor allem auf der September-Variante sowie der Variante "Juli/September alternierend" von BAKKER und DE VRIES 1985a,b.). Auf einer einschürigen, alle zwei Jahre mit Mist gedüngten "Sumpfdotterblumen-Pfeifengraswiese" war R. minor nach Carex nigra (fusca) die zweithäufigste Art (Deckungsgrad nach Braun-Blanquet: 2; RUPPNER 1982). Auf einer erst seit sieben Jahren als einschürige Futterwiese genutzten, aber nicht gedüngten "Sumpfdotterblumenwiese (Pfeifengras-Variante)" gehörte dieselbe Art zusammen mit Carex acutiformis, Filipendula ulmaria und Plantago lanceolata (alle Deckungsgrad 2) zu den dominierenden Arten. Und schliesslich figuriert R. minor auf der Vegetationsaufnahme einer erst vier Jahre (wieder) als Streuwiese genutzten, vorher zweischürigen und hin und wieder mit Mist gedüngten "Sumpfdotterblumenwiese".

(Kammseggen-Variante)" mit Deckungsgrad 1. Dagegen kommt diese Art auf einer (zweischnittigen) Sumpfdotterblumenwiese und einer angedüngten Pfeifengraswiese nur mit Deckung + vor (RUPPNER 1982).

In diesem Abschnitt geht es erst in zweiter Linie um die Bekämpfung von Rhinanthus; diese sollte nur für artenarme Bestände und wenn "Rhinanthus-Wiesen" einen grossen Anteil des Schutzgebiets einnehmen in Betracht gezogen werden, denn vom Klappertopf dominierte Flächen stellen für Rieder eine optische Bereicherung dar. Ich will hauptsächlich darauf hinweisen, dass Rhinanthus sich im Verlauf der Aushagerung bei bestimmten Schnittregimen stark ausbreiten kann. - Rhinanthus serotinus tritt nicht sofort nach der Extensivierung auf (FRESCO 1980, s. auch RUPPNER im vorangehenden Abschnitt) und zeigt zusammen mit anderen Arten ein relativ tiefes P-Niveau an (VAN DUUREN et al. 1981). Auf einer Dominanzphase (von R. angustifolius) folgt eine Populationsabnahme, die aber von starken Fluktuationen überdeckt sein kann (DE HULLU et al. 1985); dies kann in Anbetracht der Tatsache, dass es sich um einen Therophyten handelt, nicht überraschen.

STEBLER (1898) empfiehlt zur Bekämpfung von R. hirsutus (= R. alectorolophus) und R. minor frühzeitiges Abmähen. Mitte Juli ist aber bereits zu spät: Auf der Klotener Versuchsfläche 4 breitete sich R. alectorolophus auf der Juli-Variante stark aus. Hingegen verschwand er mit dem Juni-Frückschnitt.

Besonders Holcus lanatus, aber auch Rhinanthus, zeigt, dass man sich vor der Festlegung des Schnittregimes über die Biologie der vorkommenden Arten, vor allem - aber nicht nur - der dominierenden, orientieren muss. Nicht nur biologische und autökologische (z.B. Entwicklungsrhythmus, Wuchsstrategie) sondern auch populationsökologische Kenntnisse (z.B. Vermehrungsstrategien; Zeitspanne, während der die Samen keimfähig bleiben) ermöglichen es, die Auswirkungen von Schnittzeitpunkt und -häufigkeit besser vorauszusagen (s. auch OOMES 1977, OOMES et al. 1981). Zwar sind längst nicht alle Arten so gut untersucht wie Holcus und bei den wenigsten wurden die Kenntnisse zusammenfassend dargestellt (s. z.B. WATT 1978 für Holcus lanatus), doch enthält z.B. allein schon das "Taschenbuch für Gräser" von KLAPP (1974) eine Fülle von Hinweisen zur möglichen Beeinflussung und Bekämpfung.

5.9. LASSEN SICH STREUWIESEN UEBERHAUPT REGENERIEREN?

Aufgrund der Aussagen in den beiden vorangehenden Kapiteln und in einer früheren Arbeit (EGLOFF 1985, Kap. 4.1.) spielen beim Versuch, Streuwiesen mit zusätzlichen Schnitten zu regenerieren, folgende Faktoren eine Rolle:

1. Trophieniveau/Eutrophierungsgrad des Bodens
2. Eutrophierungsgrad der Vegetation, der sich aber unterschiedlich äussern kann, deshalb: Qualitative und quantitative Zusammensetzung

- | | |
|--|--|
| a) der Vegetation
(= Ausgangspflanzenbestand) ¹⁾ | } = "initial floristic
composition factor" (MILES
1979; vgl. auch Kap. 5.1.) |
| b) des Samenpotentials ²⁾ | |

1) z.B.: Sind noch Streuwiesenarten vorhanden?

2) z.B.: Gibt es im Boden noch ein Potential keimfähiger Samen von Streuwiesenpflanzen? (Qualität der "seed bank", s. MILES 1979)

3. Grad der Verinselung, d.h. Distanz zur nächsten intakten Streuwiese (= Samenlieferant; Quelle des notwendigen "seed rain", s. z.B. MILES 1979)
4. Schnittregime
5. Nischen für Keimung und vegetative Ausbreitung; Keimungsbedingungen
6. Störungsgrad des Wasserhaushaltes
7. Wetterverhältnisse
8. Weitere Faktoren, z.B. pflanzenfressende Säugetiere

Bei fortgeschrittener Oligotrophierung des Standorts könnte der Etablierung von Streuwiesenarten nachgeholfen werden, indem angesät wird. KAPFER (unveröff.) testete dies auf Niedermoorgrünland im württembergischen Allgäu. Mit einem vorgängigen Vertikutieren (= Aufreissen der Grasnarbe) könnten Zahl und Vielfalt der Keimungsnischen erhöht werden (KAPFER mündl.). Das Vertikutieren braucht aber nicht mit einer Ansaat verknüpft zu sein, sondern kann auch zur Schaffung von Keimstellen für noch am Standort vorhandene (Streuwiesenpflanzen-)Samen durchgeführt werden. STEBLER (1898), der sich intensiv mit der Umwandlung von Futterwiesen in Streuwiesen und der Anlage künstlicher Streuwiesen befasste, schlägt vor, "kreuz und quer scharf" (S. 108) zu eggen und die Samen dann anzuwalzen. Die von ihm vorgeschlagene "Einpflanzung von Setzlingen" (1898, S. 108) muss als zu aufwendig bezeichnet werden. In der aargauischen Reussebene, wo im Zuge der Güterzusammenlegung die Naturschutzgebiete mit Fettwiesen und Aeckern arrondiert wurden, wurde eine (allerdings nicht ausgehagerte) Fläche geackert, gewalzt und schliesslich mit gehäckseltem Streuschnittgut bedeckt. (Ueber den Erfolg dieser Massnahme liegen noch keine Angaben vor).

Auf lange intensiv genutzten Flächen, auf denen das Aushungern durch zusätzliche Schnitte Jahrzehnte dauern könnte (s. Kap. 5.7.: vor allem BAKKER und DE VRIES 1985a) und wo unwahrscheinlich ist, dass der "initial floristic composition factor" noch Streuwiesenarten "enthält", wäre die Verarmung des Standorts durch Abtragen der nährstoffreichen Humusschicht (KESSLER 1976) zur Beschleunigung der Umwandlung eine überlegenswerte Alternative. Ähnlich äussern sich EVERTS et al. (1980) hinsichtlich eutrophierter "Veldrusschraallanden" (Juncetum acutiflori). Diese Renaturierungsmethode ist auch eine von KAPFERS Varianten. Im acht Jahre dauernden, von einer Aegopodion - Gesellschaft ausgehenden Versuch von VAN DER MAAREL (1980) führte die anfängliche Entfernung der obersten 10 cm Boden viel rascher zu einer Arrhenatherion - Gesellschaft als das Mähen im Sommer allein.

Da die P-Oligotrophierung am wichtigsten wäre (Kap. 5.3.), wegen der in den meisten Böden starken Immobilisation aber gleichzeitig am schwierigsten ist (Kap. 4.4.2.5.), könnte die Humusabschürfung hinsichtlich des Phosphors eine sehr wirkungsvolle Aushagerungsmethode sein. Dass dies der Fall ist, lässt sich aus den Bodenuntersuchungen von LANFRANCHI (1983) ableiten, der unsere ehemalige PK 2-Parzelle 14 (auf Mineralboden) drei Jahre nach der letzten Düngung mit ihrer unmittelbaren ungedüngten Umgebung verglich. Der gedüngte Phosphor liess sich wie folgt nachweisen:

- Nach Olsen extrahiertes Phosphat wurde "bis in eine Tiefe von 15 cm angereichert. Auffallend ist die ganz massive Anreicherung in den ersten 5 cm" (LANFRANCHI 1983, S. 46).
- "Der Totalphosphatgehalt wurde praktisch nur in den obersten 5 cm um ca. 50% erhöht" (S. 47).

Bereits bei früheren Bodenuntersuchungen hatte sich gezeigt, dass, auch im ungedüngten Bereich (EGLOFF 1979), Phosphor (s. auch WILLIAMS 1968)

und Kalium hauptsächlich im Humushorizont lokalisiert sind.

In organischen Böden wäre eine Abschürfung wegen der grösseren Mobilität des Phosphats (s. Kap. 5.4.) nur bei kalzium- und/oder eisenreichem Oberboden vergleichbar wirkungsvoll.

TECHOW (1981) versuchte auf drei Moormarsch- (überschlicktes Hochmoor), zwei übersandeten Hochmoor- und zwei Hochmoorstandorten, deren Vegetation bis auf eine Fläche dem Calthion zuzuordnen ist, mit Eisen- und Aluminiumsulfatdüngung die Pflanzenverfügbarkeit des Phosphats zu verringern. (Gedüngt wurde im August 1978 und im April 1979; die letzte Bodenprobenentnahme erfolgte im Oktober 1979.) Fast überall kam es dabei zu einer - auf den Hochmoorstandorten besonders deutlichen - Abnahme der wasserlöslichen P_2O_5 -Gehalte, was einer Verringerung der P-Mobilität gleichkommt, doch nur selten zur Abnahme der laktatlöslichen Phosphatmenge (P_2O_5 (DL)). Da mit der DL-Methode, die nach PAAUW (1969, zit. S. 183) den pflanzenverfügbaren Vorrat misst, "auch die Ca-, Fe- und Al-Phosphate miterfasst werden" (nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1976), ist dies nicht weiter erstaunlich. - Eine Stickstoffdüngung von 50 kg pro Hektar und Jahr auf einem P- und K-armen tonreichen Mineralboden (OOMES und MOOI 1981) offenbarte sich in den ersten Jahren als Beschleunigung der P- und K-Aushagerung, hatte aber negative Effekte auf die Vegetation. - Beide Methoden sind für Regenerationsversuche in Naturschutzgebieten abzulehnen, da die Massnahmen zur Nährstoffverarmung mit weiterer Nährstoffausbringung gekoppelt sind. Zudem macht EBER (1982) darauf aufmerksam, dass indirekte Effekte (Störungen der Ionengleichgewichte) wichtiger werden könnten als jene, die den zugefügten Nährstoffen zugeschrieben werden können.

Doch muss bei ehemaligen Fettwiesen und Aeckern, die in Ried-Naturschutzgebiete integriert werden sollen, das Ziel immer die Entwicklung zu einer Streuwiese sein, ein Ziel, das oft nur mit grossem Aufwand, nach vielen Jahren und unter Umständen sogar erst (eine) Generation(en) später erreicht werden kann? Als mit den aktuellen Naturschutzzielen durchaus vereinbare Alternativen bieten sich an:

1. **Einschürige ungedüngte Futterwiesen** (s.auch Kap. 5.6.).

Wenn die Grundwasserverhältnisse nicht mehr denen von Riedern entsprechen, könnte eine trockene Magerwiese ("Halbtrockenrasen"; Mesobrometum alluvialer Standorte, z.B. Stachyo - Brometum typicum) angestrebt werden (LANDOLT mündl.).

2. **Zweischürige Futterwiesen**, je nach den Grundwasserverhältnissen vom pflanzensoziologischen Typ der Kohldistelwiesen (gedüngte Feuchtwiesen, Calthion) oder der Glatthaferwiesen (Tal-Fettwiesen, Frischwiesen; Arrhenatherion); einst weit verbreitet, sind sie heute in vielen Regionen kaum mehr anzutreffen. WILDERMUTH wies bereits vor 10 Jahren darauf hin: "Die blumenreichen Fromenthalwiesen, die noch vor einem Vierteljahrhundert häufig waren, gleichen mehr und mehr langweiligen Monokulturen" (1974, S. 20). Auch ELLENBERG (1978) war nicht pessimistisch, als er schrieb, dass "man bald auch bei den süddeutsch-nordschweizerischen Arrhenatheretum - Wiesen die letzten Reste unter Schutz stellen und traditionell bewirtschaften müsse, wenn man sie der Nachwelt überliefern" wolle (S. 734).

Nach etwa zehn Jahren müsste man sich entscheiden, ob die fragliche Wiese langfristig a) als ungedüngte einschürige, b) als (nur alle paar Jahre) leicht (mit Mist) gedüngte, ebenfalls einschürige oder c) weiterhin als zweischürige Futterwiese genutzt werden soll. Wenn man langfristig eine Kohldistel- oder eine Glatthaferwiese anstrebt, wird man kaum ohne gelegentliche Düngung auskommen. Was auf der Hand liegt: Je intensiver der Standort vorher genutzt wurde, desto länger

kann auf eine Düngung verzichtet werden. Die Artenzusammensetzung und nicht der Ertrag hat zu bestimmen, wie oft und mit welchen Mengen eine Düngung zu erfolgen hat.

3. **Aecker mit alten Getreidesorten** und gleichzeitig als **Ackerwildkräuterreservate**. Auch SCHUMACHER (1984) schlägt zur Erhaltung der Segetalflora u.a. extensiv bewirtschaftete Aecker mit z.T. alten Getreidesorten vor.
4. Refugien für die **Ruderalflora**. Die Flächen müssten in diesem Fall regelmäßig vegetationsfrei gemacht werden. (Auf einer abgeschürften Fläche im aargauischen Reusstal ist so etwas vorgesehen.)
5. Die nicht aus floristischer, aber aus faunistischer Sicht (s. z.B. RIEGER 1979) wertvollen **Hochstaudenrieder**.

Brachliegende Pfeifengraswiesen entwickeln sich häufig zu von Filipendula ulmaria dominierten Hochstaudenfluren (s. z.B. MEISEL 1973). Das oberwähnte Ziel wäre also bereits erreicht, wenn in solchen Fällen auf Regenerationsmassnahmen verzichtet, d.h. lediglich einmal jährlich im Herbst gemäht würde.

Nur am Rande sei erwähnt, dass aufgelaßenes Wirtschaftsgrünland dem Aufkommen von Gehölzen lange widersteht (s. dazu Literaturübersicht bei EGLOFF 1984, Abb. 4), und dass auf grundwassernahen Standorten Arrhenatheretalia - Arten zurückgehen und stattdessen Molinietalia - Arten aufkommen (SCHÄFER 1975). Wenn die Entwässerungsgräben verschlammten und verwachsen, geht die Entwicklung weiter zu Röhrichtern und Grosseggensümpfen (SCHÄFER). Eine zunehmende Vernässung erfahren auch weniger grundwassernahe Standorte, "nicht nur infolge des Verfalls der Vorflut-einrichtungen, sondern auch weil bei fehlender Nutzung die "biologische Pumpe" von einem üppig wachsenden und in 2-3 Schnitten immer wieder beseitigten Aufwuchs nicht mehr funktioniert" (STÄHLIN und BÜRING 1981, S. 69). Dass "anstelle von Pfeifengraswiesen bei Fortfall der ohnehin extensiven Nutzung keine Hochstauden entstehen können", da Molinia caerulea begünstigt werde (MEISEL und HÜBSCHMANN 1973, S.74), mag für "aufwuchssarme Pfeifengraswiesen" (MEISEL 1973, S. 19) und regional zutreffen (s. auch VYVEY und STIEPERAERE 1981, PREISS 1983); im Normalfall kommt es aber zur Verhochstaudung. Nach PREISS (1983) übernimmt Molinia in brachgefallenen Gentiano - Molinieta (der bayerischen Voralpen) eine dominierende Rolle: "Die rasige Struktur löst sich zugunsten eines kräftigen bultigen Wachstums auf" (S. 73). Wie lange Molinia die dominierende Rolle behält, hängt von den Standorts- und Klimaverhältnissen ab.

Indirekt wurde die Titelfrage eigentlich schon im ersten Abschnitt beantwortet: Zu verschieden sind jeweils die Ausgangssituation und die Bedeutung der weiteren aufgelisteten bestimmenden Faktoren, als dass eine generelle Antwort möglich wäre.

6. SCHLUSSWORT MIT RICHTLINIEN ZUR ERHALTUNG ARTENREICHER RIEDWIESEN

PFADENHAUER und RINGLER (1984) vermissen für die Regeneration von Hochmooren "trotz inzwischen mehrjähriger Versuchsdauer ... Grundlagen für zumindest auf regionaler Basis einheitliche Rezepte" (S. 205). Mit den Hochmoorregenerierern hart ins Gericht geht HÖLZER (1984), der betont, "dass es bis heute noch keine wirklich erfolgreiche Hochmoor-Regeneration gibt, es gibt höchstens Ansätze dazu. Zur Entwicklung eines tiefgründigen Hochmoores bedarf es nicht 2 oder 5 Jahre, sondern Jahrtausende. Das wird meist im Kreis der Regenerierer vergessen" (S. 218). HÖLZER stellt die Bestrebungen zur Hochmoor**regeneration** grundsätzlich in Frage. Ich möchte dazu nicht Stellung nehmen, aber daran festhalten (s. Kap. 1), dass Regenerations- und Renaturierungsmassnahmen auf Niedermooren und Mineralboden-Riedern, aber auch **Renaturierungsversuche** auf gestörten Hochmooren durchaus ihre Berechtigung haben. Die angestrebten Entwicklungsschritte sind hier wenigstens zeitlich überblickbar.

Angesichts der Schwierigkeiten, die in den Kapiteln 5.7. bis 5.9. deutlich gemacht wurden, möchte ich unter Bezug auf die Aussagen in der Einleitung (Kap. 1) folgendes "Rezept" formulieren: "Zuerst sich aufs Konservieren konzentrieren, dann erst regenerieren." Etwas ausführlicher: Zuerst sollten alle personellen, finanziellen u.a. Mittel dafür verwendet werden, wertvolle, (noch) un- oder nur wenig beeinträchtigte Rieder und Moore zu schützen und ihren Fortbestand durch entsprechende Pflegemassnahmen zu sichern. Und dann erst folgt das Regenerieren, Renaturieren, Transplantieren, das Schaffen von "Natur aus zweiter Hand". Damit stelle ich aber derartige Massnahmen nicht grundsätzlich in Frage, sondern setze lediglich Prioritäten. Sonst würde ich ja meinen eigenen Versuchen nachträglich die Berechtigung absprechen. Ich stimme "lediglich" mit den Äusserungen eines Tierökologen überein: "Natur ist nicht machbar und meist nur schwer ersetzbar. Daher sind alle Reste der schutzwürdigen Biotoptypen zu sichern und zu pflegen. Erhalten ist besser als Heilen." (BLAB 1985, S. 139).

Die folgenden Richtlinien fassen zusammen, unter welchen Bedingungen artenreiche Pfeifengraswiesen langfristig erhalten werden können, wobei ich auch hier nicht auf faunistische Aspekte eingehen kann. Sie müssen allgemein gehalten werden und können deshalb nicht auf lokale und regionale Besonderheiten Rücksicht nehmen. Es handelt sich um "Optimalforderungen", wobei mir bewusst ist, dass einzelne davon, z.B. zum Schnittzeitpunkt, oft nicht erfüllt werden können (s. Kap. 5.6.). Die Auflistung drückt keine Hierarchie aus.

1. Keine Aenderungen im Wasserhaushalt der unmittelbaren Umgebung, die sich auf das Ried auswirken könnten.
2. Verzicht auf jegliche Düngung.
3. Alljährliche Mahd im Spätherbst (oder Winter).
(Von anderen Pflegemassnahmen wie z.B. dem "kontrollierten Brennen" ist abzusehen.)
4. Abräumen der Streu möglichst bald nach der Mahd.
(Wenn dies einmal nicht möglich sein sollte, müsste die Streu im Frühling zusammengekommen werden, damit der Streufilz nicht die Frühblüher oder (stellenweise) sogar die gesamte Vegetation unterdrückt und das Aufkommen unerwünschter Pflanzenarten, z.B. von Cirsium arvense begünstigt).
5. Einsatz **leichter** landwirtschaftlicher Maschinen für Mahd und Streuabräumung.

6. Umgebungszone ("Pufferzone") mit Bewirtschaftungseinschränkungen.
7. Genaue Markierung der Grenzen zwischen Schutzgebiet und Umgebungszone (und zwischen Umgebungszone und Intensivkulturland).
8. Floristische Ueberwachung, vor allem der Randzone.
9. Allenfalls aufkommende Individuen von Fremdlingen wie Solidago sp. oder Cirsium arvense von Hand ausreissen.
10. Kanalisierung von Spaziergängern, Sportlern etc.
11. Zurückschneiden von Waldrändern, Gehölzgruppen.
12. Bei den das Ried bewirtschaftenden Bauern auf Verständnis für die notwendigen Bewirtschaftungsmassnahmen und -einschränkungen und für Naturschutzbelange im allgemeinen hinarbeiten, bzw. es aufrechterhalten, vergrössern; Missverständnisse abbauen und verhindern.

ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende, im nördlichen Schweizer Mittelland ausgeführte Arbeit soll zur Lösung von zwei Problemkreisen, die sich dem Naturschutz bei der Erhaltung der Streuwiesen stellen, beitragen: A) Vermeidung des Nährstoffeintrags aus dem Intensivkulturland ("Pufferzonenproblem"); B) Rückführung von eutrophierten und von in Fettwiesen umgewandelten ehemaligen Streuwiesen in einen nährstoffärmeren Zustand (Oligotrophierung, Renaturierung, Regeneration).

Streuwiesen sind ungedüngte und deshalb nährstoffarme, jeweils nur im Herbst zur Stallstreugewinnung gemähte Feuchtwiesen, die im folgenden auch "Rieder" genannt werden. Die Arbeit konzentrierte sich auf die wechselfeuchten Pfeifengras(streu)wiesen (Molinion).

Problemkreis A: Eutrophierung, "Pufferzonenproblem":

Um die indirekte Düngung (vor allem Nährstoffeinschwemmung) der Randzone von Streuwiesen zu simulieren, wurden auf ungestörten Parzellen im Innern von Riedern Düngungsversuche angelegt. Ziele waren eine Liste von Warnarten für Düngungseinflüsse (Eutrophierungsindikatoren) und Auskünfte über die Bedeutung der Hauptnährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium im Eutrophierungsprozess.

Im Versuch auf Mineralboden im unteren Reusstal wurden neun 1 Are grosse Flächen während zweier Jahre (1979, 1980) mit NPK- oder PK-Mineraldüngern gedüngt; die Vegetation wurde anschliessend bis 1983 weiterbeobachtet. Der auf den Erfahrungen des ersten Düngungsexperiments aufbauende, eine Fläche von 1.35 Aren einnehmende Versuch auf Niedermoor im Flughafengelände Kloten wurde 1982 und 1983 durchgeführt und umfasste Parzellen mit N-, NK- und NPK-Mineraldüngung.

Problemkreis B: Oligotrophierung, Regeneration:

Zur Oligotrophierung eutrophierter Streuwiesen wurde neben dem Herbstschnitt ein zusätzlicher Schnitt im Frühsommer durchgeführt, mit dem die Aushagerung (Nährstoffverarmung) beschleunigt und für Streuwiesen nicht typische Pflanzenarten geschädigt werden sollten. Es wurden zwei Frühschnittzeiträume getestet: Erste Hälfte Juni und Mitte Juli. Als dritte Variante wurde die Wirkung des herbstlichen Streuschnitts allein untersucht.

Testflächen waren die ehemaligen, 25 m² grossen NPK-Parzellen des Düngungsversuchs im Reusstal sowie fünf 75 m² grosse Bereiche auf gestörten Riedflächen im Flughafengelände Kloten. Die vorliegende Arbeit berichtet darüber, wie sich zwei Jahre mit zusätzlichem Frühschnitt auf Vegetation und Boden auswirkten.

Die Folgen von Düngung und zusätzlichem Frührschnitt wurden mit Vegetationsaufnahmen, (Pflanzen-)Individuenzählungen, Biomassebestimmungen und Pflanzeninhaltsstoffanalysen untersucht. Die Auswertung der Vegetationsdaten erfolgte hauptsächlich mit Korrespondenzanalysen.

Ergebnisse:

1. Auf nicht experimentell beeinflussten Flächen zeigten sowohl die Individuenzahlen wie auch die Produktion starke jährliche Schwankungen (Kap. 4.1.).
2. Problemkreis A: **Düngungsversuche** (s. auch Abschnittszusammenfassungen: Kap. 4.2.1.3., 4.2.4.):
 - a) Die Liste von Eutrophierungsindikatoren umfasst nebst Arten mit breitem Verbreitungsspektrum (z.B. Calamagrostis epigeios) und Ruderalpflanzen (z.B. Solidago serotina) vor allem typische Arten der Verbände Molinion (z.B. Cirsium palustre), Filipendulion (z.B. Carex acutiformis) und Calthion (z.B. Agrostis gigantea).
 - b) Je nasser die Flächen, desto geringer die Düngungseffekte.
 - c) Sowohl auf dem schwach alkalischen Mineralboden (Reusstal) wie auf dem schwach sauren Niedermoor (Kloten) erwies sich der Phosphor als für das Pflanzenwachstum primär limitierender Nährstoff (s. dazu auch EGLOFF 1983).
3. Problemkreis B: **Regenerationsexperimente** (s. auch Abschnittszusammenfassungen: Kap. 4.4.1.3., 4.4.2.5., 4.4.6., 4.5.6.):
 - a) Bezüglich des Nährstoffentzugs ist das Juli+Herbst-Schnittregime etwas wirkungsvoller als das Juni+Herbst-Regime. Deutlich distanziert folgt die Variante, die nur Mitte September geschnitten worden war.
 - b) Auf Mineralboden ist die P-Oligotrophierung durch Schnittmassnahmen wegen der starken Immobilisation des Phosphors viel schwieriger und langwieriger als die Verarmung an Stickstoff und Kalium: Mit der zwei Jahre lang durchgeführten Zweischnittnutzung wurden den Standorten im Mittel ein Fünftel der gedüngten N- und K-Mengen, aber nur ein Zehntel der gedüngten P-Menge entzogen.
 - c) Während bei einigen Arten beide Frührschnittvarianten dieselbe Reaktion hervorriefen (z.B. Filipendula ulmaria, Cirsium arvense), zeigten andere Arten deutlich unterschiedliches Verhalten: Holcus lanatus und Rhinanthus alectorolophus z.B. breiteten sich bei Juli-Frührschnitt stark aus.
 - d) Die in gestörten Riedern häufigen Calamagrostis epigeios, Cirsium arvense, Filipendula ulmaria und Solidago serotina lassen sich mit dem herbstlichen Streuschnitt allein nicht bekämpfen.

Wichtigste Schlussfolgerungen:

1. Bei nassen Streuwiesen besteht die Gefahr, dass die Eutrophierung zu spät, erst nach Eingriffen in den Wasserhaushalt oder nach trockenen Sommern erkannt wird (Kap. 5.1., 5.3.). Dies macht eine alljährliche und methodisch feine floristische Ueberwachung notwendig (s. Punkt 3 und Kap. 5.5.).
2. Auf Mineralböden, Anmooren und Niedermooren, auf denen Pfeifengraswiesen (Molinion) und/oder Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder (Caricion davallianae, Caricion canescenti-fuscae(nigrae)) wachsen, ist grundsätzlich der Phosphor der primär limitierende Nährstoff. In Niedermooren kann das Kalium unter Umständen fast ebenso stark limitierend sein (Kap. 5.3.). Wenn deshalb für die Umgebung von Ried-Naturschutzgebieten Düngungseinschränkungen festgelegt werden, muss damit

in erster Linie der Phosphor-Eintrag ins Ried verhindert werden können (Kap. 5.4.).

3. Für die floristische Ueberwachung der Riedvegetation mit Dauerquadraten sind feinere Methoden als die klassische Vegetationsaufnahme zu verwenden (z.B. Individuenzählungen, phänologische Beobachtungen; Kap. 5.5.).
4. Eine durch zusätzliche(n) Schnitt(e) angestrebte Oligotrophierung muss sich nach der vorhandenen Vegetation (und dem Standort) richten. Der Festlegung des Schnittregimes hat deshalb eine Analyse der Vegetationszusammensetzung voranzugehen, um vor allem zu vermeiden, dass unerwünschte Arten von einem zu frühen oder zu späten Frükschnitt profitieren (Kap. 5.8., z.T. Kap. 5.7.). Auf nasseren Flächen kann oft auf einen zusätzlichen Frükschnitt verzichtet werden.
5. Auch wenn eine zu oligotrophierende Wiese unmittelbar in der Nähe von intakten Streuwiesen liegt, braucht das Ziel nicht "Regeneration einer Streuwiese" zu heissen, da die Aushagerung durch Schnitte ausserordentlich aufwendig ist. Alternativziele bei der Renaturierung von Intensivwiesen können z.B. ein- oder zweischürige (ungedüngte) Futterwiesen sein, die, von den Berggebieten abgesehen, ebenfalls ausserordentlich selten geworden sind (Kap. 5.9, z.T. Kap. 5.7.).

SUMMARY

Effects and elimination of fertilization influences on litter meadows. Simulation of eutrophication and regeneration experiments in the northern Swiss midlands

The study presented here, carried out in the northern part of the Swiss midlands, is a contribution to the solution of two problem complexes, with which nature conservationists working for the protection of litter meadows are confronted: A) avoidance of nutrient infiltration from the intensively used agricultural area ('buffer zone problem'); B) recovery of eutrophicated litter meadows and of nutrient rich meadows, which were once used as litter meadows, to an oligotrophic state (oligotrophication, regeneration, 'renaturation').

Litter meadows are unfertilized and therefore poor in nutrients. They are moist, and only cut once a year, in autumn, to gain bedding for the stables. The focus of the study is on the litter meadows dominated by Molinia coerulea (Molinion).

Problem complex A: eutrophication, 'buffer zone problem':

To simulate indirect fertilization (nutrient infiltration mainly by surface runoff and soil water) of the border zones of litter meadows, we fertilized the inner part of undisturbed areas. The aims were a list of species indicating fertilization influences (eutrophication indicators) and information about the importance of the main nutrients nitrogen, phosphorus, and potassium in the process of eutrophication.

In the fertilizer trial on mineral soil in the lower valley of the Reuss, nine plots of 100 m² were fertilized with PKN or PK mineral fertilizers for two years (1979, 1980); the vegetation was observed until 1983. The trial on fen peat in the airport area of Kloten, which based on the experiences of the first experiment, was carried out in 1982 and 1983, on plots with N, KN and PKN mineral fertilization covering an area of 135 m².

Problem complex B: oligotrophication, regeneration:

For the oligotrophication of eutrophicated and/or former litter meadows, we carried out, besides the mowing in autumn, an additional one in early summer, which should accelerate the nutrient impoverishment and damage plant species which are not typical for litter meadows. Two periods of early mowing were tested: the first half of June and the middle of July. As third treatment, the effect of mowing only once, in autumn, was investigated.

Test plots were the former PKN-plots of 25 m² of the fertilizer trial in the valley of the Reuss and five plots of 75 m² on disturbed meadows in the airport area of Kloten.

The study presented here reports the effects of two years additional early mowing on vegetation and soil.

The results of fertilization and additional early mowing were investigated with relevés, counting of individuals, measurements of standing crops and analyses of plant minerals. Vegetation data were mainly analysed with correspondance analyses.

Results:

1. On the control plots, numbers of individuals (of certain plant species) and standing crops showed strong year-to-year fluctuations.
2. Problem complex A: **fertilizer tests** (see also partial summaries: chap. 4.2.1.3., 4.2.4.):
 - a) The list of eutrophication indicators contains, besides widespread species (e.g. Calamagrostis epigeios) and ruderal plants (e.g. Solidago serotina), mainly typical species of the alliances Molinion (e.g. Cirsium palustre), Filipendulion (e.g. Carex acutiformis) and Calthion (e.g. Agrostis gigantea).
 - b) The wetter the plots the less the effects of fertilization.
 - c) On slightly alcalic mineral soil (valley of the Reuss) and also on slightly acid fen peat (Kloten) phosphorus proved to be the prime limiting nutrient for plant growth (see also EGLOFF 1983).
3. Problem complex B: **regeneration experiments** (see also partial summaries: chap. 4.4.1.3., 4.4.2.5., 4.4.6., 4.5.6.):
 - a) Relative to nutrient deprivation, the treatment with mowings in July and autumn is a little more efficient than the treatment with mowings in June and autumn. The treatment with one mowing in the middle of September follows with a clear difference.
 - b) On mineral soil, the P-oligotrophication by mowings is much more difficult and more tedious than the impoverishment of nitrogen and potassium, due to the strong immobilisation of phosphorus: During the two years with two yearly mowings, the sites lost on a average a fifth of the N- and K-quantities, but only a tenth of the P-quantity from fertilizers.
 - c) Relative to reaction of species to early mowing, on the one hand both treatments resulted in equal effects (e.g. Filipendula ulmaria, Cirsium arvense), while on the other, some species showed clearly different behaviour: Holcus lanatus and Rhinanthus alectorolophus for instance spread greatly on plots mown in July.
 - d) Calamagrostis epigeios, Cirsium arvense, Filipendula ulmaria and Solidago serotina, frequent species in disturbed litter meadows, cannot be combatted by mowing only in autumn.

Main conclusions:

1. When the litter meadow is wet, the eutrophication may only be recognized after intervention in the water balance or after dry summers

- (chap. 5.1., 5.3.) For this reason a yearly and methodically fine floristic surveillance is necessary (see 3. and chap. 5.5.).
2. On mineral soils, half-bogs, and fens, where the vegetation is dominated by the flying bent (*Molinia coerulea*), small sedges (*Carex* sp.) or small rushes (*Schoenus* sp.), phosphorus is on principal the prime limiting nutrient (chap. 5.3.). On fen, potassium can be almost as limiting. When therefore fertilization restrictions are decided for the surroundings of protected litter meadows, then mainly the phosphorus infiltration must be prevented (chap. 5.4.).
 3. For the floristic surveillance of litter vegetation in permanent plots, finer methods than the classic relevé must be employed (e.g. counting of individuals, phenological observations; chap. 5.5.).
 4. When an oligotrophication is aimed at by additional mowing(s), one must conform to the actual vegetation (and the site). An analysis of the composition of the vegetation must precede the determination of the mowing treatment, in order to prevent undesired species from profiting by an early mowing carried out too late or too early (chap. 5.8., in part 5.7.). On wetter areas one can often forgo an additional mowing.
 5. If a meadow, which is to be oligotrophicated, is situated directly near an intact litter meadow, the aim need not be 'regeneration of a litter meadow', since nutrient impoverishment by mowings is extraordinarily tedious. Alternatives for the 'renaturation' of intensively utilized meadows can be for instance once or twice mown (unfertilized) hay meadows, which, except in the mountain regions, have also become extraordinarily rare (chap. 5.9., in part 5.7.).

RESUME

Effets de l'infiltration d'engrais dans des prairies à litière et leur suppression. Expériences d'eutrophisation et de régénération effectuées dans le nord du Plateau Suisse.

Cette étude, réalisée dans le nord du Plateau Suisse, veut contribuer à la solution de deux problèmes auxquels les organes de la protection de la nature se voient confrontés lors de la conservation des prairies à litière (léchères): A) éviter la fertilisation indirecte à partir des terres intensivement cultivées ("problème des zones tampons"); B) ramener des léchères eutrophisées ou transformées en prairies grasses à un état maigre (oligotrophisation, "rénaturation", régénération).

Les prairies à litière sont humides, non fertilisées et donc maigre, fauchées qu'en automne et la litière est récoltée pour l'étable. L'étude se concentre sur les prairies à molinie bleue, les molinaies (*Molinion*).

Problème A: eutrophisation, "problème des zones tampons":

Afin de simuler la fertilisation indirecte en bordure de léchères causée par l'eau s'infiltrant des alentours exploités intensément, on a effectué des essais de fertilisation sur des parcelles intérieures intactes, avec les buts suivants: dresser une liste d'espèces annonçantes des influences d'engrais (indicatrices d'eutrophisation) et gagner des informations sur l'importance des macro-éléments azote, phosphore et potasse dans le processus d'eutrophisation.

Dans l'essai de fertilisation sur sol minéral, dans la vallée de la

Reuss on a amendé neuf parcelles de 1 are pendant deux ans (1979, 1980), avec des engrais chimiques (NPK ou PK); la végétation a été observée jusqu'en 1983. L'essai sur bas-marais, sur le terrain de l'aéroport de Kloten, effectué selon les résultats du premier essai, couvrait 1.35 are et a été réalisé en 1982 et 1983 en utilisant également des engrais chimiques, soit en trois traitements: N, NK et NPK.

Problème B: oligotrophisation, régénération:

Dans les tentatives d'oligotrophisation des prairies eutrophisées on a effectué, en plus de la fauche d'automne, une coupe additionnelle en début d'été pour accélérer l'appauvrissement en éléments nutritifs et de nuire aux espèces atypiques des lèches. Deux périodes de fauche précoce ont été testées: l'une dans la première moitié de juin, l'autre à la mi-juillet. Le troisième traitement consistait à étudier l'effet de la coupe d'automne seule.

On a utilisé comme terrain d'expérience les anciennes parcelles à 25 m² traitées au NPK de la vallée de la Reuss, plus cinq parcelles à 75 m² de prairies marécageuses altérées de l'aéroport de Kloten. On a enregistré les effets sur la végétation pendant deux années de fauche précoce additionnelle.

Les effets de la fertilisation et de la fauche précoce ont été estimés à l'aide de relevés de la végétation, de comptages d'individus, d'estimations de la biomasse et d'analyses des teneurs minérales des végétaux. Les données de végétation ont été principalement interprétés sur la base d'analyses factorielles des correspondances.

Résultats:

1. Les parcelles-témoins montraient de grandes fluctuations annuelles non seulement des nombres d'individus mais aussi de la production (chap. 4.1.).
2. Problème A: **Essais de fertilisation** (voir aussi les résumés partiels dans les chap. 4.2.1.3. et 4.2.4.):
 - a) La liste des indicatrices d'eutrophisation contient, à côté des espèces à une large distribution (p.ex. Calamagrostis epigeios) et des rudérales (p.ex. Solidago serotina), surtout des espèces typiques des alliances Molinion (p.ex. Cirsium palustre), Filipendulion (p.ex. Carex acutiformis) et Calthion (p.ex. Agrostis gigantea).
 - b) Plus les parcelles étaient humides, moins les effets de la fertilisation étaient claires.
 - c) Le phosphore s'est avéré l'élément nutritif limitatif principalement la croissance des plantes, tant dans le sol minéral légèrement basique (de la vallée de la Reuss) que dans le bas-marais légèrement acide (de Kloten) (voir aussi EGLOFF 1983).
3. Problème B: **Expériences de régénération** (voir aussi les résumés partiels dans les chap. 4.4.1.3., 4.4.2.5., 4.4.6. 4.5.6.):
 - a) Par rapport à l'export de substances minérales, le traitement avec de fauches en juillet + automne s'est révélé un peu plus favorable que le traitement juin + automne. Alors que le traitement avec la seule coupe de mi-septembre a été moins efficace.
 - b) L'oligotrophisation en phosphore sur les sols minéraux par le seul fait des coupes est plus difficile et plus lent à rejoindre que l'appauvrissement en azote et en potasse: pendant les deux années à deux coupes l'an, alors qu'on a pu retiré un cinquième de la quantité fertilisée en N et K, on n'a retiré qu'un dixième du phosphore apporté.

- c) Alors que quelques espèces ont réagi semblablement aux deux traitements à une coupe précoce supplémentaire (p.ex. Filipendula ulmaria, Cirsium arvense), d'autres se sont comportées très différemment: Holcus lanatus et Rhinanthus alectorolophus p.ex. envahissant les parcelles à fauche précoce en mi-juillet.
- d) Calamagrostis epigeios, Cirsium arvense, Filipendula ulmaria et Solidago serotina, espèces fréquentes des prairies marécageuses altérées, ne peuvent pas être combattues avec une seule coupe en automne.

Conclusions principales:

1. L'oligotrophisation des prairies à litière détrempées risque fort de n'être constatée que trop tard, lorsque la balance hydrique est perturbée, ou après des étés secs. Ce danger exige une surveillance annuelle très différenciée de la flore (voir 3. et chap. 5.5.).
2. Dans les sols minéraux, anmoors et bas-marais des molinaies, des prairies à petites laïches ou à joncs, c'est le phosphore qui est principalement l'élément nutritif primairement limitatif. Dans les bas-marais la potasse peut presque également jouer ce rôle (chap. 5.3.). Aussi faut-il veiller à empêcher en premier lieu l'infiltration du phosphore lorsqu'on promulgue des restrictions de fertilisation dans les alentours de prairies à litière protégées (chap. 5.4.).
3. La surveillance floristique de la végétation prairiale à partir de carrés permanents doit reposer sur des méthodes plus fines que le relevé classique (et comprendre p.ex. des comptages d'individus, des observations phénologiques: chap. 5.6.).
4. Si l'on aspire à une oligotrophisation par coupes additionnelles, il faut s'orienter à la végétation actuelle (et à sa station) pour déterminer le régime de fauchage. L'analyse de la composition de la végétation aidera en particulier à éviter que des espèces non désirées profitent d'une première coupe trop précoce ou trop tardive (chap. 5.8., 5.7.). Pour les prairies detrempées on peut souvent renoncer à un fauchage précoce.
5. Puisque l'appauvrissement nutritif par fauchage exige beaucoup de travail et de temps, il ne faut pas toujours viser à régénérer une prairie à litière, même en bordure de prairie à litière intacte. On peut envisager de ramener les parcelles exploitées jusque là intensivement p.ex. à une utilisation extensive d'un autre type: il pourra s'agir de prairies à foin (non amendées), fauchées une ou deux fois l'an, type de prairie devenu également, sauf les régions montagnardes, extrêmement rares (chap. 5.9., 5.7.).

LITERATUR

- AMBERGER A., 1972: Belastung und Entlastung der Oberflächengewässer durch die Landwirtschaft. Landw.Forsch.Sonderh. 27(1)/22, 13-24.
- AUFHAMMER G., GÜNZEL G. und KNOBLOCH W., 1965: Ergebnisse 15jähriger Wiesendüngungsversuche auf Niedermoorboden. Bayer.Landw.Jb. 42, 259-295.
- BADEN W., 1965: Die Kalkung und Düngung von Moor und Anmoor. In: SCHARRER K. und LINSER H. (Hrsg.), Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung. Springer, Wien/New York. 12(3/2), 1445-1516.

- BÄRMANN C., 1971/72: Zur Frage der Phosphatabwaschung auf Grünland in Hanglagen. *Phosphorsäure* **29**, 14-24.
- BAKKER J.P., DEKKER M. und DE VRIES Y., 1980: The effect of different management practices on a grassland community and the resulting fate of seedlings. *Acta Bot. Neerl.* **29**, 469-482.
- BAKKER J.P. und DE VRIES Y., 1985a: Ueber die Wiederherstellung artenreicher Wiesengesellschaften unter verschiedenen Mahdsystemen in den Niederlanden. *Natur und Landschaft* **60**, 292-296.
- BAKKER J.P. und DE VRIES Y., 1985b: The results of different cutting regimes in grassland taken out of the agricultural system. *Münstersche Geogr. Arb.* **20**, 51-57.
- BALATOVA-TULACKOVA E., ZELENA V. und TESAROVA M., 1977: Synökologische Charakteristik einiger wichtiger Wiesentypen des Naturschutzgebiets Zd'arské vrchy. *Rospr. Cs. Akad. Ved, MPV*, **87**(5), 115 S.
- BAUER S., 1982: Pflegemassnahmen in Streuwiesengebieten: Entstehung, Wert und frühere Bewirtschaftung von Streuwiesen sowie Auswirkungen heutiger Pflege auf ihre Tierwelt. *Diss. Univ. Tübingen*. 201 S.
- BAUMANN H. und KORIATH H., 1959: Die Verbesserung von Niedermoorwiesen durch Düngung und Walzarbeit. *Z. Acker- u. Pfl. bau* **108**, 503-517.
- BERENDSE F. und AERTS R., 1984: Competition between *Erica tetralix* L. and *Molinia caerulea* (L.) Moench as affected by the availability of nutrients. *Acta Oecol./Oecol. Plant.* **5** (Oecol. Plant. **19**), 3-14.
- BFF, 1983: Unterhalt von Feuchtgebieten in der Schweiz. Eine Wegleitung zur Bewirtschaftung von Streuwiesen und Verwertung von Streu. *Bundesamt für Forstwesen, Abt. Natur- und Heimatschutz*. 75 S.
- BILLINGS W.D., 1952: The environmental complex in relation to plant growth and distribution. *Quarterly Review of Biology* **27**, 251-265.
- BINK F.A., 1978: Voorlopige richtlijnen voor het beheer van blauwgrassland reservaten. *Rapport Rijksinst. v. Natuurbeheer Leersum*. 38 S.
- BLAB J., 1985: Zur Machbarkeit von "Natur aus zweiter Hand" und zu einigen Aspekten der Anlage, Gestaltung und Entwicklung von Biotopen aus tierökologischer Sicht. *Natur und Landschaft* **60**, 136-140.
- BOCHERENS Y., 1983: Vitalität von Pflanzen als Mass für die Eutrophierung von Streuwiesen (Molinion). *Diplomarbeit. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich*. 62 S. (Manuskript).
- BOLLER-ELMER K., 1977: Stickstoff-Düngungseinflüsse von Intensivgrünland auf Streu- und Moorwiesen. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* **63**. 103 S.
- BRADSHAW A.D., 1984: Ecological principles and land reclamation practice. *Landscape Planning* **11**, 35-48.
- BRADSHAW A.D. und CHADWICK M.J., 1980: The restoration of land. *Blackwell, Oxford. Studies in Ecology* **6**. 317 S.
- BRAUN W., 1968: Die Kalkflachmoore und ihre Kontaktgesellschaften im bayerischen Alpenvorland. *Cramer, Vaduz. Diss. Bot.* **1**. 134 S.
- BRAUN-BLANQUET J., 1964: *Pflanzensoziologie*. (3. Aufl.). Springer, Wien. 865 S.
- BRIEMLE G., 1985: Vegetations- und Standortsentwicklung auf Niedermoor unter dem Einfluss verschiedener Pflegemassnahmen - Erste Tendenzen nach 5 Versuchsjahren. *TELMA* **15**, 197-221.
- BURNAND J., 1978: Vegetationskartierung der Feuchtgebiete des Flughafenareals Kloten. 7 S. + Karte. (Deponiert am Geobot. Inst. ETH).
- BURNAND J. und ZÜST S., 1976-78: Inventar der Feuchtgebiete des Kantons Zürich. Karten, Objektbeschreibungen mit Pflegehinweisen u.a., Schlussbericht von 18 S. (Deponiert am Geobot. Inst. ETH).
- CARBIENER R., 1978: Un exemple de prairie hygrophile primaire juvénile: *l'Oenanthe lachenalii*-*Molinietum* de la zonation d'atterrissement rhé-

- nane résultant des endiguements du 19ème siècle en moyenne Alsace. Coll.phytosoc. (Lille 1976) 5, 13-42.
- DAVIES W. und JONES T.E., 1932: The yield and response to manures of contrasting pasture types. Welsh J.Agric. 8, 170-192.
- DBV, 1985: Jahresbericht 1984 über das Naturschutzgebiet Wollmatinger Ried-Untersee-Gnadensee der Ortsgruppe Konstanz des Deutschen Bundes für Vogelschutz, S. 38.
- DE HULLU E., BROUWER T. und TER BORG S.J., 1985: Analysis of the demography of *Rhinanthus angustifolius* populations. Acta Bot.Neerl. 34, 5-22.
- DIERSCHKE H., 1972: Zur Aufnahme und Darstellung phänologischer Erscheinungen in Pflanzengesellschaften. In: TÜXEN R. (Hrsg.), Grundfragen und Methoden in der Pflanzensoziologie. Junk, Den Haag. 291-311.
- DIXON W.J. (Hrsg.), 1981: Biomedical computer programs. P-series. Univ. California Press, Berkeley. 880 S.
- DUFFEY E., 1971: The management of Woodwalton Fen: a multidisciplinary approach. In: DUFFEY E. und WATT A.S. (eds.), The scientific management of animal and plant communities for conservation. Blackwell Oxford. 581-597.
- EBER W., 1982: The ecology of bogs and bog plants. J.Life Sci.Royal Dublin Soc. 3, 243-254.
- EGGELSMANN R. und KUNTZE H., 1972: Vergleichende chemische Untersuchungen zur Frage der Gewässereutrophierung aus landwirtschaftlich genutzten Moor- und Sandflächen. Landw.Forsch.Sonderh. 27(1)/22, 140-154.
- EGLOFF Th., 1979: Pflegemassnahmen und Sukzessionen in Schutzgebieten feuchter Standorte am Beispiel Reusstal. Diplomarbeit. Geobot.Inst. ETH,Stiftung Rübel, Zürich. (Manuskript). 192 S.
- EGLOFF Th., 1983: Der Phosphor als primär limitierender Nährstoff in Streuwiesen (Molinion). Ber.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich 50, 119-148.
- EGLOFF Th., 1984: Richtlinien zur Bewirtschaftung und Pflege von Riedern und Mooren im Sinne des Naturschutzes. Schweiz.Bund für Naturschutz (SBN), Basel. 55 S.
- EGLOFF Th., 1985: Regeneration von Streuwiesen (Molinion), erste Ergebnisse eines Experiments im Schweizer Mittelland. Verh.Ges.f.Oekol. (Bremen 1983) 13, 127-137.
- EGLOFF Th., 1986: Wieviel ist eine Hektare Streuland wert? Die Grüne (Schweiz.Landw.Zeitsch.) 114(20), 35-36.
- EGLOFF Th. und NÄF E., 1982: Grundwasserstandsmessungen in Streuwiesen des unteren Reusstals. Ber.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich 49, 154-194.
- EIDG.LANDW.FORSCHUNGSANSTALTEN, EIDG.ANST.F.WASSERVERSORGUNG, ABWASSER-REINIGUNG UND GEWÄSSERSCHUTZ und EIDG.AMT F.UMWELTSCHUTZ, 1974: Wegleitung zu einer umweltgerechten Anwendung von Düngemitteln. Mitt.f.d.Schweiz.Landw. 22, 133-149.
- ELBERSE W.Th., VAN DEN BERGH J.P. und DIRVEN J.G.P., 1983: Effects of use and mineral supply on the botanical composition and yield of old grassland on heavy-clay soil. Netherl.J.Agric.Sci. 31, 63-88.
- ELLENBERG H., 1952: Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung. Landw.Pfl.soz. 2, 144 S.
- ELLENBERG H., 1977: Stickstoff als Standortsfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. Oecol.Plant. 12, 1-22.
- ELLENBERG H., 1978: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen - in ökologischer Sicht. (2.Aufl.). Ulmer, Stuttgart. 982 S.
- ELLENBERG H. jun., 1985: Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem

- Einfluss von Düngung und Immissionen. Schweiz.Z.Forstw. 136, 19-39.
- EVERTS F.H., GROOTJANS A.P. und DE VRIES N.P.J., 1980: De vegetatie van de madelanden in het stroomdal van de Drentsche Aa. Deel 1: Beheersgerichtete typologie. Rijksuniv.Groningen, Lab. v. Plantenoecol. en Rijksinst.v.Natuurbeheer Leersum. 111 S.
- FALKOWSKI M., 1959: Die wirtschaftliche Bedeutung der Besenriedwiesen in Polen. Dt.Akad. Landw.wiss. Berlin, Tag.ber. 16, 105-112.
- FAP, 1975-77: Methodische Anleitungen für Bodenuntersuchungen. Eidg. Forschungsanst.f.landwirtsch.Pflanzenbau Zürich-Reckenholz.
- FEIGE W., 1977: Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen in organischen Böden. Geol.Jb. F4, 175-201.
- FINCKH B., 1960: Umbruchlose Verbesserung ertragsarmer Streuwiesen. Bayer.Landw.Jb. 37, 97-119.
- FINK A., 1976: Pflanzenernährung in Stichworten. (3.Aufl.). Hirt, Kiel 200 S.
- FRESCO L.F.M., 1980: Ecological response curves of *Rhinanthus serotinus*: a synecological study. Acta Bot.Neerl. 29, 533-539.
- FRESCO L.F.M., HERMANS E. und VAN DER LANS W., 1984: Soil phosphorus as a factor controlling vegetation composition in moist hayfields: a statistical evaluation of some methods for the determination of available phosphate. Plant and Soil 78, 259-269.
- FURRER O.J., 1975: Die Phosphor-Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft. Mitt.Eidg.Anst.forstl.Vers.w. 51(1), 267-282.
- GALLANDAT J.-D., 1982: Prairies marécageuses du Haut-Jura. Beitr.Geobot. Landesaufn.Schweiz 58, 180 S.
- GEBERT R., 1972: Konkurrenzversuche mit *Centaurea jacea* L. und *C. angustifolia* Schrank. Ber.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich 41, 25-34.
- GEHLKER H., 1977: Eine Hilfstafel zur Schätzung von Deckungsgrad und Artmächtigkeit. Mitt.flor.-soz.Arb.gem.N.F. 19/20, 427-429.
- GOBAT J.-M., 1984: Ecologie des contacts entre tourbières acides et bas-marais alcalins dans le Haut-Jura Suisse. Diss.Univ.Neuchâtel. 255 S.
- GÖRS S., 1974: Die Wiesengesellschaften im Gebiet des Taubergiessen. Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs 7, 355-399.
- GOODMAN G.T., 1963: The role of mineral nutrients in *Eriophorum* communities, I. The effects of added ground limestone upon growth in an *Eriophorum angustifolium* community. J.Ecol. 51, 205-221.
- GOODMAN G.T., 1968: The role of mineral nutrients in *Eriophorum* communities, II. The effect of added ground limestone upon the availability and uptake of inorganic elements in an *Eriophorum angustifolium* community. J.Ecol. 56, 545-564.
- GOODMAN G.T. und PERKINS D.F., 1968a: The role of mineral nutrients in *Eriophorum* communities, III. Growth response to added inorganic elements in two *Eriophorum vaginatum* communities. J.Ecol. 56, 667-683.
- GOODMAN G.T. und PERKINS D.F., 1968b: The role of mineral nutrients in *Eriophorum* communities, IV. Potassium supply as a limiting factor in a *Eriophorum vaginatum* community, J.Ecol. 56, 685-696.
- GORE A.J.P., 1961a: Factors limiting plant growth on high-level blanket peat. I. Calcium and phosphate. J.Ecol. 49, 399-404.
- GORE A.J.P., 1961b: Factors limiting plant growth on high level blanket peat. II. Nitrogen and phosphate in the first year of growth. J.Ecol. 49, 605-616.
- GORE A.J.P., 1963: Factors limiting plant growth on high level blanket peat. III. An analysis of growth of *Molinia caerulea* (L.) Moench in the second year. J.Ecol. 51, 481-491.
- GRISCH A., 1918: Einsaat von Klee- und Grassamen in Streuwiesen, ein Beitrag zur Frage der Umwandlung von Streueland in Mähwiesen. Landw. Jb.Schweiz, 505-524.

- GROOTJANS A.P., 1985: Changes of groundwater regime in wet meadows. Diss. Rijksuniv. Groningen/NL. 146 S.
- GROOTJANS A.P., SCHIPPER P.C. und VAN DER WINDT H.J., 1986: Influence of drainage on N-mineralisation and vegetation response in wet meadows: II. *Cirsio-Molinietum* stands. *Acta Oecol./Oecol.Plant.* 7 (Oecol. Plant. 21), 3-14.
- GROSS G., 1984: Die Vegetation des Weissenbachriedes bei Hessisch-Lichtenau und Untersuchungen zum Schutz und zur Pflege dieses brachgefallenen Feuchtgebiets. *Mitt.Erg.Stud.Oekol.Umwelts.(GH Kassel)* 8, 99-103.
- HASLER A. und HOFER H., 1979: Düngungslehre, Lehrbuch für landwirtschaftliche Fachschulen und für die Praxis. Wirz, Aarau. 103 S.
- HAUFFE H.-K., 1980: P-Zufuhr und -Austrag in forst- und landwirtschaftlich genutzten Ökosystemen. *Dat.Dok.Umweltschutz* 30, 133-137.
- HESS H.E., LANDOLT E. und HIRZEL R., 1972-1977: Flora der Schweiz und angrenzender Gebiete. Birkhäuser, Basel. 3 Bde.
- HÖLZER A., 1984: Regeneration, Renaturierung, Wiedervernässung: neue Probleme für den Moornaturschutz? *TELMA* 14, 217-219.
- HOFER H. und JÄGGLI F., 1975: Probleme bei der umweltgerechten Anwendung von Düngemitteln. *Mitt.f.d.Schweiz.Landw.* 23, 89-111.
- JACOBY H., 1981: Wie betreut man Flächen für den Artenschutz? *Jb.Natursch.Landschaftspfl.* 31, 93-104.
- JÄGGLI F., 1978: Sickerverluste an Mineralstoffen (Lysimeterversuche 1972-78). *Mitt.f.d.Schweiz.Landw.* 26, 130-136.
- JENNI F.K., 1983: Der Schwund der schwarzen Erde. *Tages-Anzeiger Magazin (Zürich)* 3/83.
- KAPFER A., 1983: Erste Ergebnisse des Forschungsprojektes "Untersuchungen zur landschaftsökologischen Dynamik, Regeneration und Erhaltung oligotropher Feuchtbiotope". Anhang zum Fortsetzungsantrag (unveröff.). 8 S.
- KAULE G., SCHALLER J. und SCHÖBER H.-M., 1979: Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern, allgemeiner Teil/ausseralpine Naturräume. *Schutzwürdige Biotope in Bayern* 1. 154 S.
- KESSLER E., 1976: Naturschutz im intensiv genutzten Agrarraum, Reusstalsanierung. *Natur und Landschaft* 51, 191-196.
- KICKUTH R., 1981: Nitrate in der Stickstoffbilanz. In: Gottlieb Duttweiler-Institut (Hrsg.), *Nitrat in Gemüsebau und Landwirtschaft*. 9-15.
- KLAPP E., 1965: Grünlandvegetation und Standort. Parey, Berlin/Hamburg. 384 S.
- KLAPP E., 1965a: Die Düngung der Wiesen und Weiden. In: SCHARRER K. und LINSER H. (Hrsg.), *Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung*. Springer, Wien/New York. 3/1, 764-795.
- KLAPP E., 1971: Wiesen und Weiden, eine Grünlandlehre. (4.Aufl.). Parey, Berlin/Hamburg. 620 S.
- KLAPP E., 1974: Taschenbuch der Gräser. (10.Aufl.). Parey, Berlin/Hamburg. 260 S.
- KLINGLER E., 1986: Jahresbericht 1985 der Naturschutzgruppe Dättlikon/ZH. 10 S.
- KLÖTZLI F., 1962: Pflanzengesellschaften im Klotener Ried und am Glattaltlauf. *Veg.karte (farbig)*, deponiert am Geobot.Inst.ETH.
- KLÖTZLI F., 1969: Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. *Beitr.Geobot.Landesaufn.Schweiz.* 52, 269 S.+Tab.
- KLÖTZLI F., 1972: Moor-Lehrpfad "Moos Schönenhof" Wallisellen. Verschönerungs- und Verkehrsverein Wallisellen (Hrsg.), 39 S.
- KLÖTZLI F., 1975: Vorläufiger Pflegeplan für die Nassstandorte im Be-

- reich des Flughafens Zürich-Kloten (Massstab 1:5000). Auftrag Amt für Raumplanung Kanton Zürich.
- KLÖTZLI F., 1978: Zur Bewaldungsfähigkeit von Mooren in der Schweiz. *TELMA* **8**, 183-192.
- KLÖTZLI F., 1979: Ursachen für Verschwinden und Umwandlung von Molinion-Gesellschaften in der Schweiz. *Ber.Int.Symp.IVV (Rinteln 1978)*, 451-465.
- KLÖTZLI F., 1981a: Zur Verpflanzung von Streu- und Moorwiesen, Erfahrungen 1969-1980. *Tag.ber.ANL Laufen (Bayern)* **5/80**, 41-50.
- KLÖTZLI F., 1981b: Zur Reaktion verpflanzter Oekosysteme der Feuchtgebiete. *Dat.Dok.Umweltschutz* **31**, 107-117.
- KLÖTZLI F. und ZÜST S., 1973: Conservation of reed-beds in Switzerland. *Pol.Arch.Hydrobiol.* **20**, 229-235.
- KLÖTZLI F. und GRÜNIG A., 1976: Seeufervegetation als Bioindikator. *Dat. Dok.Umweltschutz* **19**, 109-131.
- KNAUER N., 1963: Ueber die Brauchbarkeit der Pflanzenanalyse als Massstab für die Nährstoffversorgung und das Düngedürfnis von Grünland. *Schriftenreihe Landw.Fak.Univ.Kiel* **33**, 140 S.
- KOCH W., 1926: Die Vegetationseinheiten der Linthebene. *Jb.St.Gall.Natw. Ges.* **61**, 144 S. (Sep.druck).
- KRÜSI B., 1978: Grenzen der Aussagekraft von Vegetationsaufnahmen. *Ber. Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich* **45**, 134-155.
- KRÜSI B., 1981: Phenological methods in permanent plot research. The indicator value of phenological phenomena. A study in limestone grassland in Northern Switzerland. *Veröff.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich* **75**, 115 S.
- KUHN U., LEUPI E., OBERHOLZER H.-R. und TSCHÜTSCHER B., 1978: Naturwissenschaftliche und gesellschaftliche Bedeutung von Naturschutz- und Erholungsgebieten. *POST-Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH.* 236 S. (Manuskript).
- KUNTZE H., 1976: Bodenuntersuchungen zur Düngung von Moorgrünland. *Kali-Briefe* **13**, Fachgeb. 7, 1.Folge, 11 S.
- KUNTZE H. und EGGELSMANN R., 1981: Zur Schutzfähigkeit nordwestdeutscher Moore. *TELMA* **11**, 197-212.
- KUNTZE H., NIEMANN J., RÖSCHMANN G. und SCHWERDTFEGER G., 1981: Bodenkunde. (2.Aufl.). Ulmer, Stuttgart. *UTB* 1106. 407 S.
- KUYPER TH.W., LEEUWENBERG H.F.M. und HÜBL E., 1978: Vegetationskundliche Studie an Feucht-, Moor- und Streuwiesen im Burgenland und östlichen Niederösterreich. *Linzer biolog.Beitr.* **10**, 231-321.
- LANDESHYDROLOGIE, 1979-1983: Hydrologische Jahrbücher der Schweiz für die Jahre 1977-1981. Eidg. Drucksachen- und Materialzentrale, Bern.
- LANDOLT E., 1977: The importance of closely related taxa for the delimitation of phytosociological units. *Vegetatio* **34**, 179-189.
- LANFRANCHI M., 1983: Zur Methodik der Phosphoruntersuchung und zum Verhalten der Bodenphosphate einer Streuwiese unter dem Einfluss einer Phosphordüngung. *Diplomarbeit. Lab.Bodenkunde und Geobot.Inst. ETH.* 81 S. (Manuskript).
- LBV (Landesbund für Vogelschutz in Bayern), 1984: Mehr Naturschutz in Naturschutzgebieten. *Nationalpark* **42**, 27/28.
- LEON R., 1968: Balance d'eau et d'azote dans les prairies à litière des alentours de Zurich. *Veröff.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich* **41**, 2-67.
- LID (Landwirtschaftlicher Informationsdienst), 1986: Naturwiesen - zu welchem Preis? *LID-Pressedienst, Bern.* **47**, Nr. 1761, 2-4.
- LIMBOURG P., NOIRFALISE A. und THILL A., 1977: Réactions floristiques d'une prairie à Molinie aux facteurs édapho-chimiques. *Doc.phytosoc. N.S.* **1**, 205-210.

- LONDO G., 1975: Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. Ber.Int.Symp.IVV (Rinteln 1973), 613-617.
- LÜTKE TWENHÖVEN F., 1982: Untersuchungen zum inneren Nährstoffkreislauf einiger Niedermoorpflanzen. Diplomarbeit. Inst. für Landeskultur und Pfl.ökol. Univ.Stuttgart-Hohenheim. 98 S.+Tab.
- MEISEL K., 1973: Ueber Umfang, räumliche Verteilung und Vegetationsentwicklung von Brachflächen in der Bundesrepublik Deutschland. Jb.Natursch.Landschaftspfl. 22, 9-27.
- MEISEL K., 1983: Zum Nachweis von Grünlandveränderungen durch Vegetationserhebungen. Tuexenia 3, 407-415.
- MEISEL K. und VON HÜBSCHMANN A., 1973: Grundzüge der Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. Natur und Landschaft 48, 70-74.
- MIJNSSEN A., 1979: Schlussbericht zur abgebrochenen Dissertation über "Streuwiesen in Naturschutzgebieten des aargauischen Reusstals". 61 S. (Manuskript, deponiert am Geobot.Inst.ETH).
- MILES J., 1979: Vegetation dynamics. - Outline Studies in Ecology. Chapman und Hall, London. 80 S.
- MORTON A.J., 1977: Mineral nutrient pathway in a Molinietum in autumn and winter. J.Ecol. 65, 993-999.
- MUNK H., 1972: Zur vertikalen Wanderung mineralischer Phosphorsäure bei starker Phosphatdüngung. Landw.Forsch.Sonderh. 27(1)/22, 192-199.
- MUNZERT M., 1973: Zur Methodik der quantitativen floristischen Auswertung von Grünlandversuchen. Bayer.Landw.Jb. 50, 321-374.
- NICK K.-J., 1985: Renaturierung-Wiedervernässung-Regenerierung von Mooren - Zur Klärung der Begriffe. Natur und Landschaft 60, 20/21.
- NITZSCHE G. und WEGENER U., 1981: Der Stickstoffeintrag in Oberflächengewässer unter besonderer Berücksichtigung der Beregnung und der Anlage von Schutzstreifen. Arch.Naturschutz Landschaftsforsch. 21, 53-66.
- NOWACKI A., 1887. Die Streunoth und die Mittel zu ihrer Abhülfe. Wirz-Christen, Aarau. 39 S.
- OBERDORFER E., 1977: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Fischer, Jena. 564 S.
- OEZER Z., 1969: Untersuchungen zur Biologie und Bekämpfung der Ackerkratzdistel. Diss.Univ.Stuttgart-Hohenheim. 84 S.
- OOMES M.J.M., 1976: Vergelijkend beheersonderzoek aan marginale graslanden. Contactblad voor Oecologen 12, 92-99.
- OOMES M.J.M., 1977: Cutting regime experiments on extensively used grasslands. Acta Bot.Neerl. 26, 265-266.
- OOMES M.J.M., und MOOI H., 1981: The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an Arrhenatherion elatioris grassland. Vegetatio 47, 233-239.
- OOMES M.J.M. und MOOI H., 1985: The effect of management on succession and production of formerly agricultural grassland after stopping fertilization. Münstersche Geogr.Arb. 20, 59-67.
- PEGTEL D., 1983: Ecological aspects of a nutrient-deficient wet grassland (Cirsio-Molinietum). Verh.Ges.f.Oekol.(Mainz 1981) 10, 217-228.
- PFADENHAUER J., 1981: Grundlagen, Möglichkeiten und Grenzen der Moor-Renaturierung. Dat.Dok.Umweltschutz 31, 75-82.
- PFADENHAUER J. und RINGLER A., 1984: Aufgaben der Geobotanik in der Umweltforschung am Beispiel der Moore. Landschaft + Stadt 16, 200-210.
- PREISS H., 1983: Vegetation und Nährstoffumsatz von Flachmoor-Biotopen im Raum von Bad Tölz unter Berücksichtigung der Auswirkung von Nutzungsänderungen. Diss.TU-München. 111 S.+Tab.
- RABOTNOV T.A., 1966: Peculiarities of the structure of polydominant meadow communities. Vegetatio 13, 109-116.

- RIEGER W., 1979: Geoökologische Untersuchungen im NSG Rieseberger Moor bei Braunschweig als Grundlage für einen Pflege- und Entwicklungsplan. Catena, Cremlingen-Destedt. Landschaftsgenese und -ökologie **4**, 136 S.
- RINGLER A., 1981: Die Alpenmoore Bayerns - Landschaftsökologische Grundlagen, Gefährdung, Schutzkonzept. Ber.ANL Laufen(Bayern) **5**, 4-98.
- RINGLER A., 1982: Feuchtgebiete Bayerns - Verluste, Bedeutung, Erhaltung. Tag.ber.ANL Laufen(Bayern) **10**, 25-113.
- ROULIER CH., 1981: Etude phytosociologique et dynamique des groupements végétaux de la rive sud du lac de Neuchâtel. Diplomarbeit Univ. Neuchâtel. 134 S.
- ROWELL T.A., GUARINO L. und HARVEY H.J., 1985: The experimental management of vegetation at Wicken Fen/Cambridgeshire. J.Appl.Ecol. **22**, 217-227.
- RUPPNER M., 1982: Untersuchungen zum Stickstoffkreislauf auf verschiedenen genutzten Nassstandorten bei Isny (Bodenmer Moos und NSG Schächelle). Diplomarbeit. Inst.f.Landeskultur u.Pfl.ökol. Univ.Stuttgart-Hohenheim. 76 S.
- SCHÄFER K., 1975: Ueber die Entwicklung der Pflanzenbestände von ehemaligem Grünland auf grundwassernahen und grundwasserfernen Standorten. Ber.Int.Symp.IVV(Rinteln 1973), 527-533.
- SCHEFFER B., 1977: Stickstoff- und Phosphorverlagerung in nordwestdeutschen Niederungsböden und Gewässerbelastung. Geol.Jb. **F4**, 203-243.
- SCHEFFER B. und BLANKENBURG J., 1983: Phosphorausstrag aus Niedermoorböden - Ergebnisse eines Lysimeterversuches ohne Pflanzenbewuchs. Z. Pflanzenernähr.Bodenk. **146**, 275-284.
- SCHEFFER F. und SCHACHTSCHABEL P., 1976: Lehrbuch der Bodenkunde. (9.Aufl.). Enke, Stuttgart. 394 S.
- SCHERRER M., 1925: Vegetationsstudien im Limmattal. Veröff.Geobot.Inst. Rübel in Zürich **2**. 115 S.
- SCHIEFER J., 1982: Einfluss der Streuzersetzung auf die Vegetationsentwicklung brachliegender Rasengesellschaften. Tuexenia **2**, 209-218.
- SCHIEFER J., 1983: Ergebnisse der Landschaftspflegeversuche in Baden-Württemberg: Wirkungen des Mulchens auf Pflanzenbestand und Streuzersetzung. Natur und Landschaft **58**, 295-300.
- SCHIEFER J., 1984: Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. Veröff.Natursch.Landschaftspfl.Bad.-Württ. **57/58**, 33-62.
- SCHIEFER J., 1984a: Grünlandsoziologie und -ökologie, Kapitel E im Tätigkeitsber. 1982/83 der Staatl.Vers.anst.f.Grünlandwirt.u.Futterb. Aulendorf(Bad.-Württ.). 26-32.
- SCHLICHTING E. und BLUME H.-P., 1966: Bodenkundliches Praktikum. Parey, Berlin/Hamburg. 209 S.
- SCHMIDT W., 1981: Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. Scripta Geobot. **15**. 199 S.
- SCHMIDT W., 1984: Der Einfluss des Mulchens auf die Entwicklung von Ackerbrachen - Ergebnisse aus 15jährigen Dauerflächenbeobachtungen. Natur und Landschaft **59**, 47-55.
- SCHROEDER D., 1972: Bodenkunde in Stichworten. (2. Aufl.). Hirt, Kiel. 146 S.
- SCHUMACHER W., 1984: Schutz und Erhaltung gefährdeter Ackerwildkräuter durch extensive Bewirtschaftungsmassnahmen. AID-Informationen **20**.
- SCHWEIGER P. und AMBERGER A., 1977: K-Bilanz in einem langjährigen Lysimeterversuch. Kali-Briefe **13**, Fachgeb. 1, 7.Folge, 9 S.
- SCHWEIGHART O., 1963: Zehnjährige Ergebnisse aus zwei Wiesendüngungsversuchen im Alpenvorland. Phosphorsäure **23**, 16-40.

- SIMON U., 1954: Fünfjährige Versuchsergebnisse über Beziehungen zwischen Niederschlagsmenge, Pflanzenbestand, Düngung und Ertrag auf Niedermoorwiesen. Z.Pflanzenb.Pflanzensch. 5, 241-256.
- SIMON U., 1955: Düngerwirkungen auf oberbayerischen Niedermoorwiesen. Phosphorsäure 15, 80-97.
- SMA (Schweiz.Meteorolog.Anst.), 1981-1984: Annalen 116-119 der Jahre 1979-1982.
- SMALDINI M., 1985: Zürcher Bauern wehren sich gegen die Naturschutz-Pufferzonen. Tages-Anzeiger(Zürich) vom 15.April, S. 21.
- SONNEVELD F., KRUIJNE A.A. und DE VRIES D.M., 1959: Influence of phosphate on the botanical composition and on the grade of quality of herbage. Neth.J.Agric.Sci. 7, 40-50.
- SOUGNEZ N., 1966: Réactions floristiques d'une lande humide aux fumures minérales. Oecol.Plant. 1, 219-234.
- STÄHLIN A. und SCHWEIGHART O., 1960: Verbreitete Pflanzengesellschaften des Dauergrünlandes, der Aecker, Gärten und Weinberge. BLV, München. 67 S.
- STÄHLIN A., STÄHLIN L. und SCHÄFER K., 1975: Zur Frage der Sukzessionslenkung auf aufgelassenem Kulturland. Ber.Int.Symp.IVV(Rinteln 1973), 471-492.
- STÄHLIN A. und BÜRING H., 1981: Acker und Grünland in der Sozialbrache. Ber.Int.Symp.IVV(Rinteln 1971), 64-81.
- STEBLER F.G., 1886: Anlage von Streuwiesen. Landwirth 48/49. 7 S. (Separatdruck).
- STEBLER F.G.(?), 1887(?): Ueber die Anlage und Behandlung von Streuwiesen und die Beschaffung von Streuematerial. Meyersche Buchdruckerei. Landwirth 50(?). 28 S.
- STEBLER F.G., 1897: Die Streuwiesen der Schweiz. Beitr. zur Kenntnis der Matten und Weiden der Schweiz 11. Landw.Jb.Schweiz 11, 1-84.
- STEBLER F.G., 1898: Die besten Streuepflanzen. IV.Teil Schweiz.Wiesenpflanzenwerk. Wyss, Bern. 148 S.
- STEBLER F.G. und SCHRÖTER C., 1887: Untersuchungen über den Einfluss der Düngung auf die Zusammensetzung der Grasnarbe. Beitr. zur Kenntnis der Matten und Weiden der Schweiz 2, (Sep.druck Beitr. 1-4 aus Landw. Jb.Schweiz, 93-148.
- STEGMAIER E., 1982: Typisierung von Streuwiesen aufgrund von Vegetation, Standortbedingungen und Nutzung - an Beispielen aus dem Ammergauer Alpenvorland. Diplomarbeit Geograph.Inst.Univ. Stuttgart-Hohenheim. 119 S.
- STICHER H., SCHMIDT H.W.H. und GEISSMANN T., 1971: Agrikulturchemisches Praktikum für Landwirte und Förster. Fachvereine ETH-Zürich. 81 S.
- STURM H., 1958: Zehnjähriger Düngungsversuch auf oberbayerischem Niedermoor. Bayer.Landw.Jb. 35, 530-543.
- SUCCOW M., 1974: Zur Problematik der Veränderung von Wiesen- und Moorschutzgebieten, dargestellt am Beispiel des NSG Schildow. Natursch. arb.Berlin und Brandenburg 10, 66-69.
- TAMM C.O., 1954: Some observations on the nutrient turnover in a bog-community dominated by Eriophorum vaginatum. Oikos 5, 189-194.
- TECHOW E., 1981: Entwicklung der Vegetations- und Produktionsverhältnisse von Brachflächen und Möglichkeiten zur Restaurierung verdrängter Pflanzengesellschaften als Basis des Oekosystems "Feuchtbiotop". Diss.Univ.Kiel. 278 S.
- TYLER C., 1984: Calcareous fens in South Sweden. Previous use, effects of management and management recommendations. Biol.Conservation 30, 69-89.
- VAN DER MAAREL E., 1971: Plant species diversity in relation to manage-

- ment. In: DUFFEY E. und WATT A.S. (Hrsg.), The scientific management of animal and plant communities for conservation. Blackwell, Oxford. 45-63.
- VAN DER MAAREL E., 1980: Vegetation development in a former orchard under different treatments, a preliminary report. *Vegetatio* 43, 95-102.
- VAN DER VOO E.E., 1962: Danger to scientifically important wetlands in the Netherlands by modification of the surrounding environment. IUCN Publ. N.S. 3, 274-278.
- VAN DUUREN L., BAKKER J.P. und FRESCO L.F.M., 1981: From intensively agricultural practices to hay-making without fertilization, effects on moist grassland communities. *Vegetatio* 47, 241-258.
- VAN GROENEWOUD H., 1965: Ordination and classification of Swiss and Canadian coniferous forests by various biometric and other methods. *Ber.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich* 36, 28-102.
- VERHOEVEN J.T.A., VAN BEEK S., DEKKER M. und STORM W., 1983: Nutrient dynamics in small mesotrophic fens surrounded by cultivated land. I. Production and nutrient uptake by vegetation in relation to the flow of eutrophicated ground water. *Oecologia* 60, 25-33.
- VERMEER J.G., 1985: Effects of nutrient availability and groundwater level on shoot biomass and species composition of mesotrophic plant communities. Diss. Rijksuniv. Utrecht/NL. 142 S.
- VERMEER J.G., 1986a: The effect of nutrients on shoot biomass and species composition of wetland and hayfield communities. *Acta Oecol./Oecol. Plant.* 7 (Oecol. Plant. 21), 31-41.
- VERMEER J.G., 1986b: The effect of nutrient addition and lowering of the water table on shoot biomass and species composition of a wet grassland community (*Cirsio - Molinietum*). *Acta Oecol./Oecol. Plant.* 7 (Oecol. Plant 21), 145-155.
- VERMEER J.G. und BERENDSE F., 1983: The relationship between nutrient availability, shoot biomass and species richness in grassland and wetland communities. *Vegetatio* 53, 121-126.
- VON DÄNIKEN K., 1985: Jetzt ist die Reihe an der Landwirtschaft. *Tages-Anzeiger* (Zürich) vom 22. Juli, S.5.
- VON WEINZIERL TH., 1907: Ueber Streuwiesen - Ein Beitrag zur Lösung der Streufage im Gebirge. Frick, Wien. Publ. 346. 17 S.
- VOSER-HUBER M.-L., 1983: Studien an eingebürgerten Arten der Gattung *Solidago* L. - Probleme mit *Solidago spec.* in Naturschutzgebieten des Schweiz.Mittellandes. Cramer, Vaduz. Diss.Bot. 68. 97 S.
- VYVEY Q. und STIEPERAERE H., 1981: The rich-fen vegetation of the nature reserve 'Het torfbroek' at Berg-Kamphenhout (Province of Brabant, Belgium). *Bull.Soc.Roy.Bot.Belg.* 114, 196-124.
- WATT T.A., 1978: The biology of *Holcus lanatus* and its significance in grassland. *Herbage Abstr.* 48, 195-204.
- WEHRMANN J., 1963: Nadelanalytische Untersuchung eines Fichtendüngungsversuches auf Hochmoor. *Phosphorsäure* 23, 215-224.
- WESTHOFF V., 1979: Bedrohung und Erhaltung seltener Pflanzengesellschaften in den Niederlanden. *Ber.Int.Symp.IVV(Rinteln 1978)*, 285-313.
- WESTHOFF V. und VAN DIJK J., 1952: Experimenteel successieonderzoek in natuurreservaten, in het bijzonder in het Korenburger Veen bij Winterswijk. *De levende Natuur* 55, 5-16.
- WHEELER B.D. und GILLER K.E., 1982: Species richness of herbaceous fen vegetation in Broadland, Norfolk in relation to the quantity of aboveground plant material. *J.Ecol.* 70, 179-200.
- WILDERMUTH H.R., 1974: Naturschutz im Zürcher Oberland. Buchdruckerei Wetzikon. 212 S.
- WILDERMUTH H.R., 1978: Natur als Aufgabe, Leitfaden für die Naturschutz-

- praxis in der Gemeinde. Schweiz.Bund für Naturschutz (SBN), Basel. 298 S.
- WILDERMUTH H.R., 1983: Sicherung, Pflege und Gestaltung besonders gefährdeter Biotope (Oekosysteme). Jb.Natursch.Landschaftspfl. 33, 68-91.
- WILDI O., 1976: Geobotanische Bestandesaufnahme der ALA-Reservate. (Unveröff. Gutachten, deponiert am Geobot.Inst.ETH). 142 S.
- WILDI O. und KLÖTZLI F., 1978: Naturschutzprobleme in Feuchtgebieten. Ber.Schweiz.Naturforsch.Ges. 7, 33-34.
- WILDI O. und ORLOCI L., 1983: Management and multivariate analysis of vegetation data. (2. überarb. Auflage). Ber.Eidg.Anst.forstl.Vers.w. 215. 139 S.
- WILLIAMS J.T., 1968: The nitrogen relations and other ecological investigations on wet fertilized meadows. Veröff.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich 41, 69-193.
- WINTER F., 1957: Ueber den Einfluss der Düngung auf Pflanzenbestand und Massenertrag verschiedener Wiesengesellschaften. Z.Acker-u.Pfl.bau 102, 135-164.
- WOLF G., WIECHMANN H. und FORTH K., 1984: Vegetationsentwicklung in aufgegebenen Feuchtwiesen und Auswirkungen von Pflegemassnahmen auf Pflanzenbestand und Boden. Natur und Landschaft 59, 316-322.
- WOYWOD M., 1978: Temperaturverteilung und Frostsituation im aargauischen Reusstal. Diplomarbeit Geograph.Inst.ETH-Zürich. 87 S. (Manuskript).
- YERLY M., 1970: Ecologie comparée des prairies marécageuses dans les Préalpes de la Suisse occidentale. Veröff.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich 44, 118 S.
- ZOBRIST J., 1983: Die Belastung der schweizerischen Gewässer durch Niederschläge. VDI-Ber. 500, 159-164.
- ZÖTTL H., 1963: Die Stickstoffmineralisation nach Thomasphosphatdüngung auf Hochmoor. Phosphorsäure 23, 225-230.
- ZÜRN F., 1964: Verbesserung von staunassen Wiesen auf Gleyboden - Bekämpfung von *Holcus lanatus* L. (Wolliges Honiggras). Z.Acker-u.Pfl.bau 118, 186-199.
- ZÜST S., 1970: Oekologisch-soziologische Untersuchungen an Knotenbinsenwiesen. Diplomarbeit Geobot.Inst.ETH-Zürich. 53 S. (Manuskript).

Thomas B. Egloff, Dipl.Natw.ETH
Geobotanisches Institut ETH
Stiftung Rübel
Zürichbergstrasse 38
CH-8044 Zürich

