



MÜNSTERSCHE GEOGRAPHISCHE ARBEITEN

Karl - Friedrich Schreiber (Hrsg.)

Sukzession auf Grünlandbrachen

Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe
"Sukzessionsforschung auf Dauerflächen"
in der Internationalen Vereinigung
für Vegetationskunde (IVV)
Stuttgart - Hohenheim 1984

SCHÖNINGH

20

1985

Sukzession auf Grünlandbrachen

Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe
"Sukzessionsforschung auf Dauerflächen"
in der Internationalen Vereinigung
für Vegetationskunde (IVV)
Stuttgart - Hohenheim 1984

Karl - Friedrich Schreiber (Hrsg.)

FERDINAND SCHÖNINGH · PADERBORN · 1985

Alle Rechte, auch das der auszugsweisen photomechanischen Wiedergabe, vorbehalten.
© 1985 by Ferdinand Schöningh, Paderborn, ISBN 3 - 506 - 73220 - x

Gesamtherstellung: Buchdruckerei Regensberg, Daimlerweg 58, 4400 Münster

VORWORT

Das letzte Symposium der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) fand gemeinsam mit der Arbeitsgruppe "Datenverarbeitung in der Vegetationskunde" 1980 in Montpellier statt. Schon bei seiner Vorbereitung kristallisierte sich auf Grund zahlreicher Vortragsanmeldungen der Wunsch heraus, unter dem Thema "Sukzessionen in Grünlandbrachen" in einem der folgenden Jahre ein eigenes Symposium zu veranstalten.

Als Tagungsstätte für das schließlich vom 26. - 27. September 1984 mit einer anschließenden Exkursion veranstaltete Symposium wurde die Universität Hohenheim bei Stuttgart ausgewählt, an der zur gleichen Zeit die Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Ökologie stattfand. Durch die Einbettung unseres Symposiums in den Ablauf der GfÖ-Tagung konnte vielen in- und ausländischen Teilnehmern ein Aufwand erspart werden, der mit dem Besuch beider Veranstaltungen zu verschiedenen Zeiten verbunden gewesen wäre.

Sukzessionsstudien auf Brachflächen bieten nicht nur die Möglichkeit, neue grundsätzliche wissenschaftliche Erkenntnisse zu sammeln und u. U. bisherige Vorstellungen über Richtung und Geschwindigkeit von Entwicklungsabläufen oder ihre Unterbrechungen in sog. Dauerstadien zu korrigieren. Sie eröffnen zugleich die Chancen, Beobachtungen über den Erfolg oder die Reichweite von damit verknüpften Managementmaßnahmen zu sammeln und sie für den Einsatz in Naturschutz und Landschaftspflege nutzbar zu machen und zu optimieren. In diesem Sinne haben die Langzeitbeobachtungen interessante und, wie die Lektüre der einzelnen Beiträge zeigt, vielfältige Ergebnisse vorzuweisen. Andererseits führen gerade die seit mehr als einem Jahrzehnt laufenden Studien auf Dauerflächen eindrücklich vor Augen, daß man auch nach einer solchen Zeit nicht vor überraschenden Wendungen im Sukzessionsverlauf sicher ist oder sich erst nach längerer Zeit wichtige Entwicklungen andeuten, die eine Weiterführung unbedingt erforderlich erscheinen lassen und die Zielsetzung der Arbeitsgruppe mehr als rechtfertigen.

Deshalb darf man nur hoffen, daß das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten des gastgebenden Landes Baden-Württemberg auch weiterhin den "langen Atem" behält, den es bisher mit der ständigen Betreuung von zahlreichen Grünlandbrache-Dauerversuchen gezeigt hat.

Ein Teil dieser Versuche war das Ziel der anschließenden zweitägigen Exkursion, die den während der Vortragsveranstaltung begonnenen regen Gedankenaustausch am Objekt fortzusetzen gestattete. Für einen kleineren Kreis der Teilnehmer endete das Symposium mit einer Besichtigung der langjährigen Bracheversuche im Botanischen Institut der Universität Göttingen.

Ein ursprüngliches Ziel des Symposiums ist allerdings nur teilweise erreicht worden: Nämlich die Diskussion über bisherige und zukünftige methodische Ansätze zur Untersuchung von Dauerflächen, vor allem solchen, die eigentlich eine ungestörte Entwicklung nehmen sollten; des Weiteren die Frage, wie repräsentativ Dauerbeobachtungsflächen einer bestimmten Größenordnung für die Entwicklung eines ganzen Bestandes sein können oder in welcher Zahl und Flächengröße sie angelegt werden müssen, um Repräsentanz zu erreichen. Meines Erachtens werden uns die damit angeschnittenen Probleme in Zukunft noch beschäftigen.

Es ist mir ein Bedürfnis, allen, die zum Gelingen des Symposiums beigetragen haben, ganz herzlich zu danken; dazu gehören nicht nur die Referenten, sondern auch die studentischen und wissenschaftlichen Mitarbeiter aus Münster, die mich bei der Organisation von Tagung und Exkursion mit großem Engagement unterstützt und zumindest Teile der Exkursion mitgetragen haben; unter ihnen seien besonders Klaus HANDKE, Pia KALMUND und Andreas NEITZKE stellvertretend für alle anderen genannt. Aber auch Herrn Prof. Dr. A. KOHLER, der als Vizepräsident der GfÖ die Hohenheimer Tagung vorbereitete und leitete, sei zusammen mit seinen Mitarbeitern für das freundliche Entgegenkommen, unser Symposium in seinen Organisationsrahmen einzubauen und Teile der Organisation mitzutragen, verbindlichster Dank gesagt.

Schließlich danke ich meinen Kollegen und Mitherausgebern der Münsterschen Geographischen Arbeiten für die Möglichkeit, die Vorträge des Symposiums geschlossen in einem Band der MGA zu veröffentlichen; die unmittelbaren redaktionellen und technischen Vorarbeiten dazu lagen überwiegend in den Händen von Dr. A. VOGEL und Wilfried GROOTEN sowie meiner Sekretärin Frau Chr. LEPPIG.

Karl-Friedrich Schreiber

Münster, im September 1985

I N H A L T

	Seite
Hartmut Dierschke	
Experimentelle Untersuchungen zur Bestandesdynamik von Kalkmagerrasen (<i>Mesobromion</i>) in Südniedersachsen	
1. Vegetationsentwicklung auf Dauerflächen 1972-1984	9
Ejvind Rosén	
Succession and fluctuations in species composition in the limestone grasslands of south Öland	25
Josef Hermann Willems	
Growth form spectra and species diversity in permanent grassland plots with dif- ferent management	35
Fritz Runge	
21-, 10- und 8-jährige Dauerquadratuntersuchungen in aufgelassenen Grünländereien	45
Jan P. Bakker / Yzaak de Vries	
The results of different cutting regimes in grassland taken out of the agricultural system	51
Mattheus Johannes Maria Oomes / Hermann Mooi	
The effect of management on succession and production of formerly agricultural grassland after stopping fertilization	59
Ljudevit Ilijanić / Jasenka Topic / Nedeljka Šegulja	
Meadow-succession experiment on the permanent plots in Botanical garden in Zagreb	69
Wolfgang Schmidt	
Mahd ohne Düngung - Vegetationskundliche und ökologische Ergebnisse aus Dauer- flächenuntersuchungen zur Pflege von Brachflächen	81
Jürg Stöcklin / Ulrich Gisi	
Bildung und Abbau der Streu in bewirtschafteten und brachliegenden Mähwiesen	101
Karl-Friedrich Schreiber / Jochen Schiefer †	
Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg	111
Klaus Handke / Karl-Friedrich Schreiber	
Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf unterschiedlich gepflegten Parzellen einer Brachfläche im Taubergebiet	155

Paule Ogereau-Poissonet / Michel Thiault	
Reversing succession: From abandoned shrubland to grassland after scrub-clearing.	
in Southern France	187
I. Vegetation phases by cuttings and fertilization	187
II. Vegetation phases by grazing and fertilization	196
Peter Poschlod / Hermann Muhle	
Beobachtungen zur Vegetations- und Bodenentwicklung in Kalksteinbrüchen der	
Schwäbischen Alb	199
Anton Fischer	
Feinanalytische Sukzessionsuntersuchungen in Grünlandbrachen – Methode und Methoden-	
vergleich	213
Jonathan Mitchley	
Canonical analysis of asymmetric matrices a method for the analysis of vegetational	
successions and invasions	225

SCHREIBER, Karl-Friedrich (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984.* Paderborn: Ferdinand Schöningh 1985, S. 9–24 (Münstersche Geographische Arbeiten 20)

Experimentelle Untersuchung zur Bestandesdynamik von Kalkmagerrasen (Mesobromion) in Südniedersachsen

I. Vegetationsentwicklung auf Dauerflächen 1972 – 1984

Hartmut Dierschke

KEYWORDS

Brachland, Dauerflächen, Kalk-Magerrasen, Kleinsukzession, Pflegemaßnahmen, Regeneration.

ABSTRACT

Since 1972, the development of *Bromus erectus* and *Brachypodium pinnatum* stages of old-field succession to poor grasslands (*Mesobromion*, on limestone near Göttingen) has been studied by means of permanent quadrats. The reaction of these plots to various degrees of interference (e.g. mowing) has also been studied. An overview of the development of these stands and of individual species, over the period 1972–1984, is given herein. In addition to microsuccession, fluctuations due to variation in weather patterns can also be recognized. These fluctuations are partly shown through changes in species richness, presence-commonness coefficients, and percent similarity from year to year.

Finally, a management procedure for fallow poor grasslands on limestone is briefly developed.

1. HEUTIGE SITUATION DER KALKMAGERRASEN IM UNTERSUCHUNGSGEBIET

In der weiteren Umgebung von Göttingen gibt es auf flachgründigen Muschelkalk-Hängen noch eine größere Zahl von Kalkmagerrasen (= Halbtrockenrasen). Sie wurden früher über Jahrhunderte extensiv von Schafen

beweidet (BÖRNKAMM 1960), liegen aber heute fast durchweg schon seit längerer Zeit brach. So sind viele Rasen degeneriert, indem sich einzelne konkurrenzkräftige Arten ausbreiteten oder neue Arten, vorwiegend aus Säumen (Versaumung; s. WILMANNS 1975, SCHIEFER 1981a ff.) und Gebüschen (Verbuschung) eindringen.

Solche Entwicklungen sind nicht immer negativ zu sehen. So haben WILMANNS & KRATOCHWIL (1983) darauf hingewiesen, daß die oft spätblühenden Saumpflanzen zur biologischen Bereicherung eines Biotops beitragen können. Zeigt doch das Auftreten vieler blütenbesuchender Insekten eine ausgeprägte zeitliche Staffelung, wobei einige Gruppen ihr Maximum erst im Spätsommer erreichen (KRATOCHWIL 1983).

Für den Göttinger Raum trifft diese Bereicherung höchstens eingeschränkt zu. Unter subatlantischem Klimaeinfluß waren die Kalkmagerrasen nie so arten- und blütenreich wie in Süddeutschland und neigen bei Brache zu starker Vergrasung. Insbesondere *Brachypodium pinnatum* und *Bromus erectus* bilden oft dichte Bestände. Ihre rohfaserreiche, proteinarme Streu wird nur sehr langsam zersetzt (SCHIEFER 1982) und führt so zur Ausbildung dichter, verfilzter Auflagen. Auch an Trockenstandorten kommt es zwar nach einigen Jahren zu einem Gleichgewicht von Akkumulation und Abbau organischer Reste, indem durch günstigere Feuchtebedingungen in der dichten Streu der Abbau erhöht wird (SCHREIBER 1980). Der Quotient von lebender zu toter oberirdischer Biomasse ist mit etwa 1 aber vergleichsweise ungünstig (SCHIEFER 1982).

Streuakkumulation bedingt in den Kalkmagerrasen teilweise stärkere Veränderungen der Struktur und der Lebensformen-Spektren (REICHHOFF 1974, SCHIEFER 1981a ff.). Neben unmittelbarer Hemmwirkung der Streu für kleinwüchsige, lichtbedürftige Arten kommen zusätzlich indirekte Wirkungen in Frage: Nach SCHIEFER (1981b) wird durch die Streulage die Bodenfeuchtigkeit verbessert und damit die Nitrifikation erhöht, was wohl vorwiegend die wuchskräftigeren Arten fördert. Im Frühjahr kann die Streulage die Bodenerwärmung verzögern (SCHIEFER 1981b), was für früh austreibende und blühende Arten von Nachteil sein mag.

Diese aus anderen Gebieten bekannten Entwicklungen und Wirkungen dürften auch für den Göttinger Bereich zutreffen. Im Vergleich zu Süddeutschland, wo man wiesenartige und beweidete Bestände floristisch unterscheiden kann (s. OBERDORFER 1978), hat es in Norddeutschland seit jeher nur Weiderasen gegeben, die alle zum *Gentiano-Koelerietum* Knapp 1942 gehören (s. BORNKAMM 1960). Auch die *Bromus erectus*-reichen Bestände gehören hierher. Die Aufrechte Trespe war in den 30er Jahren im Göttinger Bereich noch sehr selten (ELLENBERG mündl.). Erst nach Aufhören der Schafhaltung konnte sich die weideempfindliche Art stärker ausbreiten (BORNKAMM 1961, 1974) und teilweise sogar zur Dominanz gelangen. Dabei scheint oft der Zufall eine gewisse Rolle zu spielen. Gibt es doch auf ähnlichen Standorten von Ort zu Ort wechselnd *Bromus*- oder *Brachypodium*-reiche Bestände. In beiden Fällen treten auffällig blühende Pflanzen stark zurück oder fehlen heute ganz.

Die Entwicklung von *Bromus*-Brachen dürfte sich im Göttinger Raum ähnlich vollzogen haben, wie es KIENZLE (1979) aus dem Schweizer Jura beschreibt. Dort wird allerdings *Bromus* schließlich von *Brachypodium* verdrängt. BORNKAMM (1961) beobachtete in einem Kalkmagerrasen bei Göttingen auf einer anfangs von Pflanzen befreiten Parzelle innerhalb von 5 Jahren eine Ausbreitung der Gräser von 45 auf 90% (*Bromus erectus*: 32 auf 55%), wogegen kleinwüchsige Arten von 40 auf 5% zurückgingen (s. auch ROTHMEIER 1976).

Solche Beobachtungen waren Ausgangspunkt für die Anlage mehrerer Versuchsflächen im Göttinger Raum, wo auf festliegenden Parzellen sowohl die natürliche Sukzession als auch die Reaktion der Bestände auf plannäßige Eingriffe untersucht werden sollten. Eine Hauptfrage war, wie man aus artenarmen Dominanzbeständen wieder arten- und blütenreichere Rasen regenerieren kann und wie eine solche Entwicklung im Detail vor sich geht.

Die Anlage des Dauerversuchs wurde in den Jahren 1972/73 zusammen mit Dr. Otto MUHLE geplant und durchgeführt, der vor einigen Jahren tödlich verunglückte. Da seine Untersuchungsergebnisse (bis 1975) nur unvollständig vorliegen, beruht diese Darstellung vorwiegend auf eigenen Daten seit 1976.

2. BESCHREIBUNG DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN UND VERSUCHSVARIANTEN

In der Nähe von Göttingen wurden an sonnexponierten Muschelkalkhängen mit brachliegenden Kalkmagerrasen drei Hauptflächen angelegt:

A + B: Feldbornberg NE Göttingen. SSW-Hang des oberen Muschelkalkes, ca. 300 m ü. NN.

A Größere *Bromus erectus*-Brache zwischen alten Gebüschröhren; ca. 3-5° SSW. Mittelgründige, verbraunte Rendzina. 182 m².

B *Bromus erectus*-Brache im Mosaik mit Gebüschröhren; ca. 20-25° SSW. Flachgründige, skelettreiche Rendzina. 48 m².

C: Aschenburg SW Harste. WSW-Hang des Oberen Muschelkalkes, ca. 200 m ü. NN.

Brachypodium pinnatum-Brache am Mittelhang, ca. 10° WSW. Flachgründige Rendzina. 60 m².

Zu Versuchsbeginn wurden im Sommer 1972 (A) bzw. 1973 (B, C) die Flächen in 2 x 2 m-Quadrat eingezeichnet und ausgepflockt. Folgende Versuchsvarianten wurden in 4 (A) bzw. 3 (B, C) Parallelten eingeführt (s. auch Abb. 1, 2):

Brache : ohne Beeinflussung (A, B, C)

(Brache): Parzellen 1972 umgegraben, ohne weitere Beeinflussung (A)

Mu : Mahd einmal jährlich (b), Mahdgut bleibt auf der Fläche liegen. Im Gegensatz zu normalem Mulchen ist die Streu nicht zerkleinert (A, B, C)

Ma 1/2 : Mahd alle 2 Jahre (b) (A, C)

Ma 1 : Mahd einmal jährlich (b) (A, B, C)

Ma 2 : Mahd zweimal jährlich (a, c) (A, B, C)

Ma 3 : Mahd dreimal jährlich (a, b, c) (A)

Abb. 1: Verteilung der Versuchsparzellen auf der Fläche Feldbornberg A.

Die Mahd erfolgte per Hand mit einer Heckenschere dicht über dem Boden zu folgenden Terminen:

- a) Ende Juni (bis Anfang Juli); die Gräser und viele Kräuter blühen oder sind gerade verblüht.
- b) Ende Juli-Anfang August; besonders in trockeneren Jahren sind viele Pflanzen, in jedem Jahr die Grashalme bereits vergilbt.
- c) September; Bestand großenteils vergilbt oder bei vorheriger Mahd mit frischgrünem Nachwuchs (in Trockenjahren gering).



Abb. 2: Versuchsfläche Feldbornberg A vor dem dritten Mahdtermin (18.09.1984). Untere Reihe: Mu-Ma2-Ma1/2-Ma3-Brache. Mittlere Reihe: Ma2-Brache-Mu-(Brache)-Ma1 (vgl. auch Abb. 1). In der relativ feuchten Vegetationsperiode 1984 ist auf allen Mahdparzellen ein dichter Rasen nachgewachsen. Die Mulchparzelle zeigt viele durch die Streu wachsende Grasblätter und *Pimpinella saxifraga*. Die Brache parzellen fallen durch langblättrig-struppigen Wuchs von *Bromus erectus* und halbhohe Sträucher auf.

3. UNTERSUCHUNGS- UND AUSWERTUNGSMETHODEN

Im Vordergrund der Untersuchungen stand eine möglichst genaue Erfassung der Änderungen im Artenbestand. Auf den gut überschaubaren Parzellen (4 m^2) war es möglich, den Deckungsgrad der Arten annähernd in Prozent zu schätzen.

Hierzu wurde folgende Skala verwendet:

- + sehr spärlich und vereinzelt
- 1 bis 1%, etwas häufiger
- 2 bis 2% oder zahlreiche Exemplare
- 3 bis 3% oder sehr zahlreiche Exemplare
- 5 bis 5% usw. in Prozent

Die Vegetationsaufnahme erfolgte jeweils vor der ersten Mahd, etwa Mitte Juni.

Von der bei Mahd anfallenden oberirdischen Biomasse wurde jeweils das Trockengewicht, in einigen Jahren getrennt nach Gräsern und Kräutern, bestimmt.

Zur Beurteilung der Konkurrenzkraft von *Bromus erectus* wurden auf Fläche A auch Höhe und Zahl der Blütenhalme ermittelt. Nach Abschluß des Versuches sollen schließlich bodenkundliche Kenndaten von allen Parzellen erstellt werden.

In diesem ersten Teil der Auswertung wird nur auf die Bestandesveränderungen mit Schwerpunkt auf Fläche A eingegangen. Hierzu sind die Deckungsgrade der Arten jeweils für alle Parallelparzellen gemittelt. Neben den Daten von Versuchsbeginn werden diejenigen von 1984 (A) bzw. 1981 (B, C) verglichen.

Um Einblicke in den zeitlichen Verlauf der Entwicklung zu gewinnen, wurde für bezeichnende Arten der Fläche A der Deckungsgrad-Verlauf profilartig dargestellt (Abb. 4). Zusätzlich wurden synthetische Daten über die Bestandesveränderung errechnet. Den einfachsten Wert gibt die mittlere Artenzahl aus den Parallelen für jedes Jahr und jede Versuchsvariante (Abb. 6). Als zweites wird der floristische Präsenz-Gemeinschaftskoeffizient G nach SØRENSEN verwendet (s. MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974, S. 214):

$$G = \frac{2c}{a+b+2c} \cdot 100$$

a, b = Zahl der Arten, die nur in einem Jahr vorkommen

c = Zahl der gemeinsamen Arten in beiden Jahren
Je niedriger der Wert G, desto stärker sind die Artenverschiebungen (s. Abb. 7).

Da in den ausdauernden Kalkmagerrasen eher Verschiebungen im Deckungsgrad als starke Änderungen der Artenverbindung vorkommen, wurde außerdem die Prozentuale Ähnlichkeit PS (percentage similarity) nach DAHL & HADAC (zitiert nach BORNKAMM 1981, SCHMIDT 1981) berechnet:

$$PS = \frac{2 \sum \min(a,b)}{\sum a+b} \cdot 100$$

$\min(a,b)$ = kleinerer Deckungsgrad einer Art in den Vergleichsjahren. Sind beide Jahre gleich, wird dieser Wert einfach mit erfaßt.

a = Deckungsgrad einer Art im ersten Jahr

b = Deckungsgrad einer Art im zweiten Jahr

Für + wurden 0,5% eingesetzt.

Je niedriger der Wert PS, desto stärkere Deckungsgrad-Verschiebungen haben stattgefunden (s. Abb. 8).

4. SCHWIERIGKEITEN DER UNTERSUCHUNG UND AUSWERTUNG

Trotz relativ genauer und langfristiger Untersuchungen gibt es mancherlei Probleme, auf die hier noch kurz hingewiesen werden soll.

Es standen von vornherein nur relativ kleine zusammenhängende und halbwegs homogene Flächen zur Verfügung. Eine Parzellengröße von $4m^2$ bleibt unterhalb des Minimum-Areals der Kalkmagerrasen. Bei 3-4 Parallelen ergeben sich aber doch Gesamtflächen, die etwa diesem entsprechen. Die kleineren Parzellen haben allerdings den Vorteil, daß man den Deckungsgrad der Arten recht genau schätzen kann.

Wegen des geringen Platzes mußte die Parzellierung so erfolgen, daß alle Quadrate unmittelbar aneinander grenzen. So sind gewisse, aber insgesamt geringe Randeffekte unvermeidbar. Um diese auszuschalten, wurde bis 1975 nur jeweils $1m^2$ in der Mitte erfaßt, was aber aus Gründen des Minimalraumes (s.o.) nicht ausreichte. Die Umstellung auf Erfassung der Gesamtquadrate erfolgte 1976/77 (1976 ohne Aufnahme). So ergeben sich bei manchen Auswertungen störende Sprünge von 1975 nach 1977.

Manche unscheinbare Arten sind, soweit sie nur vereinzelt auftreten, oft nur zur Blütezeit eindeutig erkennbar. Wenn die Zahl blühender Exemplare von Jahr zu Jahr schwankt (z. B. bei manchen Gräsern), sind Schätzfehler unvermeidbar. Es kann sogar vorkommen, daß einzelne Arten manchmal gar nicht gefunden werden, obwohl sie vermutlich noch vorhanden sind.

Einige Schwierigkeiten bereiten in mehreren Parzellen kleine Erdhügel verschiedener Ameisenarten (s. auch KIENZLE 1979, SCHREIBER 1980). Größere Fehler dürften aber höchstens bei der Biomasse-Bestimmung aufgetreten sein. Wie auch von SCHIEFER (1981a) beobachtet, siedelten sich auf den Hügeln nur Arten aus unmittelbarer Nachbarschaft an.

Einige Parzellen, besonders die bereits gemähten mit frischem Nachwuchs, werden häufiger von Kaninchen befressen und gedüngt. So ergeben sich manchmal etwas üppiger wachsende Flächen mit verstärktem Grasanteil.

5. VEGETATION DER BRACHFLÄCHEN ZU VERSUCHSBEGINN (TAB. 1)

Zu Versuchsbeginn (1972: A bzw. 1973: B, C) zeigten alle Flächen eine recht üppige Vegetation von rasen- bis wiesenartigem Charakter. Auf dem Feldbornberg herrschen auch außerhalb der Versuchsflächen bis heute dichte *Bromus erectus*-Bestände mit zunehmender Versaumungs- und Verbuschungstendenz. Sie lassen sich dem *Gentiano-Koelerietum festucetosum pratensis* (nach RUTHSATZ 1970) in einer *Bromus*-reichen Degenerationsphase zuordnen. Tab. 1 zeigt, daß sich Fläche A und B insgesamt wenig unterscheiden. Allerdings ist der Bestand B etwas weniger wuchsaktiv und artenärmer. Zwischen den dichten *Bromus*-Horsten gab es 1972/73 noch zahlreiche Pflanzen der Kalkmagerrasen, allerdings nur mit sehr geringen Anteilen.

Tab. 1: Vegetation der Untersuchungsflächen 1972 (A) bzw. 1973 (B, C) Gentiano-Koelerietum, Subass. von *Festuca pratensis*
 A-B: *Bromus erectus*-Brache (Feldbornberg)
 C: *Brachypodium pinnatum*-Brache (Aschenburg)

	A	B	C
Deckungsgrad %	98	85	90
Artenzahl	45	34	43
<i>Bromus erectus</i>	4	4	.
<i>Brachypodium pinnatum</i>	1	1	4
V <i>Cirsium acaule</i>	2	1	1
<i>Lotus corn.</i> ssp. <i>corn.</i> D	1	+	+
<i>Medicago lupulina</i> D	+	+	+
<i>Plantago media</i> D	+	+	1
<i>Avenochloa pratensis</i>	+	.	+
<i>Ranunculus bulbosus</i>	+	.	+
<i>Ononis spinosa</i>	.	1	1
<i>Briza media</i> D	.	+	+
<i>Carlina vulgaris</i> D	+	.	.
<i>Leontodon hispidus</i> D	.	.	1
<i>Ophrys insectifera</i>	.	.	+
<i>Ophrys apifera</i>	.	.	+
<i>Gentianella ciliata</i>	.	.	+
D Subass. <i>Carex flacca</i>	+	1	+
<i>Trifolium pratense</i>	+	+	+
<i>Prunella vulgaris</i>	+	+	.
<i>Trisetum flavescens</i>	1	.	+
<i>Agrostis tenuis</i>	+	.	1
<i>Dactylis glomerata</i>	.	+	.
<i>Luzula campestris</i>	.	.	+
O-K <i>Sanguisorba minor</i>	1	+	+
<i>Pimpinella saxifraga</i>	1	1	+
<i>Koeleria pyramidata</i>	+	+	+
<i>Carex caryophyllea</i>	+	+	+
<i>Potentilla neumanniana</i>	+	+	+
<i>Hippocrepis comosa</i>	+	+	.
<i>Scabiosa columbaria</i>	1	.	+
<i>Polygala comosa</i>	+	.	+
<i>Galium verum</i>	.	.	2
<i>Prunella grandiflora</i>	.	+	.
<i>Lotus corn.</i> ssp. <i>hirsut.</i>	.	.	+
Brache-Zeiger			
<i>Hypericum perforatum</i>	+	+	+
<i>Viola hirta</i>	+	+	+
<i>Crataegus spec.</i>	+	+	+
<i>Medicago falcata</i>	2	1	.
<i>Prunus spinosa</i>	1	1	.
<i>Rosa canina</i>	+	+	.
<i>Agrimonia eupatoria</i>	+	+	.
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	+	+	.
<i>Quercus robur</i>	+	.	+
<i>Cornus sanguinea</i>	+	.	.
Übrige Arten			
<i>Festuca ovina</i> coll.	1	2	2
<i>Thymus pulegioides</i>	1	1	+
<i>Hieracium pilosella</i>	+	+	1
<i>Poa angustifolia</i>	+	+	1
<i>Linum catharticum</i>	+	+	+
<i>Plantago lanceolata</i>	+	+	+
<i>Knautia arvensis</i>	+	+	+
<i>Achillea millefolium</i>	+	.	1
<i>Taraxacum officinale</i>	+	+	.
<i>Campanula rotundifolia</i>	.	+	+
<i>Trifolium repens</i>	+	.	.
<i>Daucus carota</i>	+	.	.
<i>Veronica chamaedrys</i>	+	.	.
<i>Fragaria vesca</i>	+	.	.
<i>Taraxacum erythrospermum</i>	.	+	.

Physiognomisch waren die Bestände zu Beginn wiesenartige, aber blütenarme Grasbestände, die bereits im Hochsommer strohig gelb erscheinen. Eine oberirdische Biomasse von etwa 450 g/m² zu Versuchsbeginn zeigt den recht üppigen Charakter von Fläche A.

Fläche B entsprach mit etwa 200 g/m² den Werten, die BORNKAMM (1960) für ähnliche Bestände (236 g) angibt. Floristische Besonderheiten waren und sind nicht vorhanden. Gehölze spielten zunächst keine Rolle, waren aber in Nachbarschaft reichlich zugegen und kamen in den Beständen teilweise als Jungpflanzen vor. Die Degenerationsphase der Rasengesellschaft wurde vor allem durch mehrere Sumpfarten angedeutet. Eine gewisse Vorstellung von Versuchsfläche A vermittelt auch eine Detailkartierung in unmittelbarer Nachbarschaft (DIERSCHKE 1974, S. 34 ff.; s. dort auch Tab. 16, S. 100).

Während über die frühere Nutzung des Feldbornberges keine näheren Angaben vorliegen - vermutlich wurde die Beweidung schon vor längerer Zeit eingestellt -, ist die Aschenburg noch bis 1968 von einer Schafherde besucht worden (TIGGES 1979; s. dort auch Näheres zur Vegetation). Entsprechend spielt dort *Bromus erectus* bis heute fast keine Rolle, während das weidefeste *Brachypodium pinnatum* oft vorherrscht. Es ist weniger unduldsam, so daß sich eine größere Anzahl an kleinwüchsigen Arten erhalten hat. Die Versaumungstendenz ist nur sehr schwach angedeutet. An floristischen Besonderheiten sind Orchideen, vor allem *Ophrys apifera* und *Gentianella ciliata* erwähnenswert.

Die Versuchsfläche liegt am Mittelhang inmitten weiter Rasenbestände, in denen Gehölze nur sehr verstreut vorkommen. Sie repräsentiert noch mehr ein nordwestdeutsches Gentiano-Koelerietum in nur schwach abgewandelter Form.

6. VEGETATIONSDIFFERENZIERUNG DER VERSUCHSPARZELLEN NACH 8 BIS 12 JAHREN

Die unterschiedliche Beeinflussung der Versuchsparzellen ergab schon nach wenigen Jahren teilweise deutliche Veränderungen der Vegetation, wobei aber allgemein mehr Unterschiede im Deckungsgrad der Arten als solche der Artenverbindung festzustellen waren. Die langfristigen Veränderungen erkennt man am besten aus Vergleichen in einem Jahr für alle Parzellen. B und C wurden nur bis 1981 bearbeitet; A zeigt die Verhältnisse von 1984. Trotz mancher Schwankungen kann die Vegetationsentwicklung zu diesen Zeitpunkten als relativ stabilisiert angesehen werden.

6.1. FELDBORNBERG A (1984)

Zur Dokumentation der natürlichen Dynamik der *Bromus*-Rasen können die Brache-Parzellen in ihrem Zustand 1972 und 1984 verglichen werden. Tab. 2 zeigt nur diejenigen Arten, die sich im Deckungsgrad oder Vorkommen verändert haben.

Die Artenzahl ist praktisch gleich geblieben. Neu hinzukommende und verschwundene Arten gleichen sich aus. Die neuen Arten waren durchweg bereits in Nachbarschaft, meist auf der Gesamtfläche A vorhanden.

Tab. 2: Veränderungen auf den Brache-Parzellen Feldbornberg A 1972-1984
(Prozent-Mittelwerte von je vier Parzellen)

Artenzahl	1972	84
	34	36
Arten mit Zunahme		
<i>Bromus erectus</i>	53	69
<i>Prunus spinosa</i>	+	11
<i>Crataegus spec.</i>	+	9
<i>Brachypodium pinnatum</i>	3	5
<i>Festuca ovina coll.</i>	2	4
<i>Agrimonia eupatoria</i>	+	2
<i>Pimpinella saxifraga</i>	1	2
<i>Poa angustifolia</i>	+	1
<i>Viola hirta</i>	+	1
Neue Arten		
<i>Hypericum perforatum</i>	.	1
<i>Fragaria vesca</i>	.	1
<i>Achillea millefolium</i>	.	1
<i>Knautia arvensis</i>	.	1
<i>Rhamnus catharticus</i>	.	1
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	.	+
<i>Carex flacca</i>	.	+
<i>Briza media</i>	.	+
<i>Galium album</i>	.	+
<i>Quercus robur</i>	.	+
Arten mit Abnahme		
<i>Cirsium acaule</i>	19	12
<i>Medicago falcata</i>	11	4
<i>Lotus corniculatus</i>	1	+
<i>Sanguisorba minor</i>	1	+
<i>Plantago media</i>	1	+
<i>Scabiosa columbaria</i>	1	+
Verschwundene Arten		
<i>Carlina vulgaris</i>	+	.
<i>Hieracium pilosella</i>	+	.
<i>Linum catharticum</i>	+	.
<i>Medicago lupulina</i>	+	.
<i>Potentilla neumanniana</i>	+	.
<i>Prunella vulgaris</i>	+	.
<i>Trifolium pratense</i>	+	.
<i>Daucus carota</i>	+	.

weise eine deutliche Polycormonbildung erkennen. Das Fortschreiten der Wurzelbrut, anderswo mit 0,5 bis 1 m pro Jahr angegeben (HARD 1975; WILMANNS 1975 ; SCHREIBER 1980), ist hier wesentlich langsamer. REICHHOFF & BÖHNERT (1978) geben für *Prunus spinosa* 0,25-0,33m pro Jahr an, was unseren Beständen näher kommt.

Die kleinen Gesträuche werden durchwuchert von hohen, horstig wachsenden *Bromus erectus*-Pflanzen, deren lange Blätter seitlich alles überdecken, verstärkt durch eine lockere, 5 bis 10 cm hohe Streu. Die Begleitpflanzen sind vorwiegend ebenfalls hochwüchsige. Manche in Magerrasen meist kleinwüchsige Arten können noch durch Veränderung ihrer Wuchsform dem Lichtmangel entgehen (s. auch SCHIEFER 1981a). So bildet z. B. *Cirsium acaule* lange, hochgestellte Blätter und gestielte Blütenstände; bei *Thymus* werden die Internodien stark verlängert. Viele kleinwüchsige Arten haben aber weiter abgenommen oder sind ganz verschwunden.

Wenn auch keine spektakulären Veränderungen eingetreten sind, ergibt ein Vergleich über alle Jahre doch eine Reihe von neuen Arten, wie Tab. 3 zeigt. Insgesamt haben sich 34 Arten kurz- oder langfristig in einer oder in mehreren Parzellen eingestellt. Unter a) stehen vorwiegend kurzlebige Pflanzen, die vor allem auf offenen Störstellen kurzzeitig gefunden wurden. Interessant ist das Auftreten von einem Exemplar von *Gentianella ciliata* (gefunden am 20.9. 1978 in Ma 3). In diesem Jahr gab es anderenorts eine Massenentwicklung der *Gentianella*-Arten. Auf Fläche B waren es 1978 vier, 1980 noch einmal zwei Exemplare. Sonst wurde die Art nie gefunden. Offenbar waren die Keimungs- und Wuchsbedingungen in der relativ feuchten Vegetationsperiode 1978 besonders günstig; vielleicht lagen die Samen schon längere Zeit im Boden bereit. Starke Fluktuationen von *Gentianella* beobachtete auch RUNGE (1963, 1967).

Von den Arten der Gruppe b) wurden die meisten vorwiegend in den Brache- und Mulchparzellen gefunden, während diejenigen von c) öfters auftraten.

Die frisch gemähten Parzellen zeigen beim ersten Schnitt nach Brache sehr deutlich den starken Einfluß von *Bromus erectus* auf die Bestandesstruktur. Die bultigen Horste bedingen auch eine feinwellige Bodenoberfläche (s. SCHREIBER 1980). Wird die Streulage beseitigt, bleiben zwischen den Grashorsten große Lücken, die sich nach 1-2 Jahren durch andere Arten allmählich schließen. Nach 4-5 Jahren ist der Bestand wieder relativ ausgeglichen.

Physiognomisch unterscheiden die Brachen sich heute sehr klar von den übrigen Parzellen, aber auch vom Anfangsstadium 1972. Kleine Sträucher von *Prunus spinosa* und *Crataegus* mit seitlich starken, weit ausholenden Zweigen bestimmen fleckenhaft das Bild. Sie stammen wohl vorwiegend von Ausläufern der angrenzenden Gebüsche. Außerhalb der Versuchsfläche läßt sich teil-

Tab. 3: Seit 1972 auf Fläche A neu aufgetretene Arten

a) kurzfristig aufgetretene Arten in einzelnen Parzellen

<i>Arenaria serpyllifolia</i>
<i>Bromus hordeaceus</i>
<i>Centaurea scabiosa</i>
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>
<i>Cirsium arvense</i>
<i>Cirsium vulgare</i>
<i>Crepis biennis</i>
<i>Erigeron acris</i>
<i>Gentianella ciliata</i>
<i>Leontodon hispidus</i>
<i>Myosotis arvensis</i>
<i>Taraxacum erythrospermum</i>
<i>Thlaspi perfoliatum</i>
<i>Veronica arvensis</i>
<i>Acer campestre juv.</i>
<i>Fraxinus excelsior juv.</i>

b) langfristig etablierte Arten, aber nur in Einzel-parzellen mit geringem Deckungsgrad

<i>Bellis perennis</i>
<i>Campanula rotundifolia</i>
<i>Dactylis glomerata</i>
<i>Festuca pratensis</i>
<i>Inula conyzoides</i>
<i>Picris hieracioides</i>
<i>Primula veris</i>
<i>Rhamnus catharticus</i>
<i>Rubus fruticosus coll.</i>
<i>Vicia cracca</i>

c) langfristig etablierte Arten in einer größeren Zahl von Parzellen

<i>Briza media</i>
<i>Cerastium holosteoides</i>
<i>Galium album</i>
<i>Luzula campestris</i>
<i>Rhinanthus minor</i>
<i>Senecio jacobaea</i>
<i>Trifolium campestre</i>
<i>Trifolium dubium</i>

Über die heutigen Verhältnisse gibt Tab. 4 einen Überblick (s. auch Abb. 2). Physiognomisch und floristisch sehr ähnlich sind die Brachen und die zu Beginn umgegrabenen Parzellen. Auf letzteren erobert sich *Bromus* rasch wieder seine Vorherrschaft (nach etwa 4 Jahren). Seit 1980 ist außerdem ein rasches Aufkommen von Gehölzen festzustellen. Die Artenzahlen der Brachen liegen mit 24 im Mittel recht niedrig. Neben hohen Gehölzanteilen fallen vor allem einige Ausläufer-Pflanzen wie *Brachypodium pinnatum*, *Achillea millefolium*, *Galium album*, *Hypericum perforatum*, *Veronica chamaedrys* etwas stärker auf (s. auch SCHIEFER 1981a, b).

Alle gemähten Parzellen haben im Mittel über 30 Arten; die Gesamtsumme der 4 Parallelle ist ebenfalls sehr hoch (43-48). Die Zurückdrängung von *Bromus erectus* durch Mahd hat also überall positive Effekte gezeigt. Bei Mahd alle zwei Jahre erholt sich *Bromus*

Tab. 4: Vegetationsvergleich aller Versuchs-Varianten auf Fläche A (Feldbornberg 1984)
(Prozent-Mittelwerte von je vier Parzellen)

Versuchsvariante	(Brache)	Brache		Ma		Ma 1/2		1		2		Ma 3	
		Mu	Ma	Ma	Ma 1/2	1	2	Ma	Ma	Ma	Ma	Ma	Ma
Mittlerer Deckungsgrad	94	93	96	97	98	99	97						
Gesamtartenzahl	37	36	47	48	46	48	43						
Mittlere Artenzahl	24	24	26	32	30	32	31						
<i>Rubus fruticosus coll.</i>	1	-
<i>Rhamnus catharticus</i>	1	1
<i>Cornus sanguinea</i>	2	+	.	.	+
<i>Crataegus spec.</i>	1	9	1	+	+	+	+
<i>Prunus spinosa</i>	21	11	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Rosa canina</i>	1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Brachypodium pinnatum</i>	5	5	+	1
<i>Achillea millefolium</i>	1	1	.	+	.	.	.	+
<i>Avenochloa pratensis</i>	1	1	.	+	.	.	.	+
<i>Viola hirta</i>	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Galium album</i>	2	+	5	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Hypericum perforatum</i>	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Agrimonia eupatoria</i>	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Bromus erectus</i>	71	69	61	70	39	39	37						
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	5	+	5	1	8	8	+	+	+	+	+	+	+
<i>Medicago falcata</i>	3	4	16	12	16	9	9	4	4	4	4	4	4
<i>Trisetum flavescens</i>	1	1	2	3	5	3	3	3	3	3	3	3	3
<i>Ranunculus bulbosus</i>	+	+	2	1	2	2	4	4	4	4	4	4	4
<i>Linum catharticum</i>	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Prunella vulgaris</i>	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Carex caryophyllea</i>	.	.	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Plantago lanceolata</i>	.	+	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Briza media</i>	.	+	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	+	1	1	2	2	2	2	2	2	2	1
<i>Medicago lupulina</i>	.	.	+	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2
<i>Senecio jacobaea</i>	.	.	.	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Taraxacum erythrospermum</i>	.	.	.	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Polygala comosa</i>	+	+	+	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Scabiosa columbaria</i>	+	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Plantago media</i>	+	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Thymus pulegioides</i>	1	1	1	1	1	3	5	5	5	5	5	5	5
<i>Hieracium pilosella</i>	.	.	+	+	3	3	6	6	28	28	28	28	28
<i>Trifolium dubium</i>	.	.	.	+	2	2	2	2	2	2	2	2	3
<i>Festuca ovina coll.</i>	3	4	4	3	4	4	7	7	7	7	7	7	7
<i>Potentilla nemanniana</i>	1	.	+	1	1	1	4	4	2	2	2	2	2
<i>Trifolium campestre</i>	1
<i>Cirsium acaule</i>	2	12	4	9	16	20	13						
<i>Pimpinella saxifraga</i>	2	2	2	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1
<i>Poa angustifolia</i>	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Knautia arvensis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Sanguisorba minor</i>	1	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Carex flacca</i>	+	+	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Hippocratea comosa</i>	+	+	+	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Fragaria vesca</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Koeleria pyramidata</i>	+	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Taraxacum officinale</i>	1	.	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Lotus corniculatus</i>	.	+	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Veronica chamaedrys</i>	1	.	1
<i>Cerastium holosteoides</i>	+	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Campanula rotundifolia</i>	.	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Daucus carota</i>	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Carlina vulgaris</i>	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Myosotis arvensis</i>	.	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Luzula campestris</i>	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Vicia cracca</i>	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Rhinanthus minor</i>	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Je einmal: *Quercus robur* +: Brache;
Primula veris +, *Inula conyzoides* +, *Veronica arvensis* +: Mu;
Chrysanthemum leucanthemum +: Ma 2.

aber sehr rasch. Schon im Jahr nach dem letzten Schnitt ist die Bestandesstruktur den Brachen wieder angenähert. Nach der Mahd ergeben sich viele offene Bodenstellen, die vorher durch Streu bedeckt waren. Nach Untersuchungen von SCHIEFER (1981a) in einem Mesobrometum vollziehen sich durch rasche Streuakkumulation schon nach einem Jahr tiefgehende Änderungen im Bestand. Obwohl Ma 1/2 mit die höchsten Artenzahlen aufweist, bleibt der Deckungsgrad der meisten Arten sehr gering. Die Bestände machen deshalb einen recht farblosen Eindruck.

Auch das Mulchen hat keine sehr positiven Auswirkungen. Die mittlere Artenzahl liegt kaum höher als in den Brachen. Die dichte, unzerkleinerte Streulage nach der Mahd erschwert kleinwüchsigen Pflanzen die Ausbreitung. Hochwüchsige Gräser und einige Kräuter kommen dagegen rasch nach (s. Abb. 2). Physiognomisch fallen vor dem Schnitt vor allem die vielen halbhohen Grashalme auf, während farbige Aspekte kaum zu sehen sind.

Erst bei regelmäßiger Mahd wird *Bromus erectus* entscheidend geschwächt. Sein Deckungsgrad ging bei Ma 1-3 auf unter 40% zurück. Blattlänge und Zahl der Blütentriebe nahmen ebenfalls ab. Bei Ma 1 profitieren einige höherwüchsige Arten wie *Medicago falcata* und *Astragalus glycyphyllos*, die bei häufigerer Mahd wieder zurückgehen.

Wie Tab. 4 zeigt, gibt es eine größere Zahl von Arten, die entweder nur in den gemähten Parzellen oder doch dort verstärkt auftreten. Meist handelt es sich um wuchsschwache Pflanzen, die für intakte Kalkmagerrasen bezeichnend sind. Ein- bis zweimalige Mahd ergibt so recht blütenreiche Bestände.

Bei Ma 3 treten vor allem in trockenen Jahren offene Bodenstellen für längere Zeit auf, die kleinwüchsige Pionerpflanzen begünstigen. Besonders stark hat sich nach den Trockenjahren 1982/83 *Hieracium pilosella* entwickelt. Vor dem ersten Schnitt findet man kurz- bis mittelwüchsige bunte Rasen, später vorherrschend dicht an den Boden gedrückte Rosettenpflanzen. *Cirsium acaule* ist z. B. nicht nur wegen seiner stacheligen Blätter in Extensivweiden als Weideunkraut stärker vertreten, sondern es widersteht auch häufiger Mahd aufgrund seiner Rosetten.

Einen Nachteil hat die frühzeitige Mahd: später im Sommer blühende Arten entwickeln selten und nur kümmerliche Blütenstände. Für ein buntes Bild ist deshalb eine mosaikartig wechselnde Schnittintensität und -zeit ratsam. Eine generell spätere Mahd würde nicht nur Spätblüher, sondern vermutlich auch *Bromus erectus* wieder begünstigen.

6.2. FELDBORNBERG B (1981)

Die im Bodenwasserhaushalt etwas extremere, artenärmere Fläche B bestätigt grundsätzlich die Ergebnisse der Fläche A (s. Tab. 5). *Bromus erectus* wird durch Mahd nicht so stark geschwächt. Sträucher waren 1981 weniger und nur in der Brache deutlich be-

Tab. 5: Vegetationsvergleich aller Versuchs-Varianten auf Fläche B (Feldbornberg 1981)
(Prozent-Mittelwerte von je drei Parzellen)

Versuchsvariante	Brache			1	2
	MU	Ma	Ma	Ma	Ma
Mittlerer Deckungsgrad	87	83	90	91	
Gesamtartenzahl	33	37	36	37	
Mittlere Artenzahl	25	26	26	29	
<i>Prunus spinosa</i>	5	1	1	1	
<i>Viola hirta</i>	2	1	1	1	
<i>Brachypodium pinnatum</i>	1	+	+	+	
<i>Rosa canina</i>	1	+	+	+	
<i>Ononis spinosa</i>	1	+	+	+	
<i>Bromus erectus</i>	77	62	57	47	
<i>Hippocratea comosa</i>	1	1	+	.	
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	+	3	4	+	
<i>Medicago falcata</i>	2	10	6	7	
<i>Pimpinella saxifraga</i>	+	1	1	1	
<i>Carex caryophyllea</i>	+	2	1	2	
<i>Linum catharticum</i>	+	2	2	2	
<i>Prunella vulgaris</i>	.	+	+	+	
<i>Sanguisorba minor</i>	+	+	1	1	
<i>Festuca ovina coll.</i>	5	5	6	8	
<i>Thymus pulegioides</i>	2	3	2	5	
<i>Cirsium acaule</i>	1	2	2	3	
<i>Lotus corniculatus</i>	1	1	1	2	
<i>Potentilla neumanniana</i>	+	1	1	2	
<i>Medicago lupulina</i>	+	1	1	4	
<i>Hypericum perforatum</i>	+	+	+	1	
<i>Hieracium pilosella</i>	.	+	+	1	
<i>Trifolium pratense</i>	.	+	+	1	
<i>Plantago media</i>	+	+	1	+	
<i>Plantago lanceolata</i>	+	+	+	+	
<i>Briza media</i>	+	+	+	+	
<i>Poa angustifolia</i>	+	+	+	+	
<i>Agrimonia eupatoria</i>	+	+	+	+	
<i>Knautia arvensis</i>	+	+	+	+	
<i>Trisetum flavescens</i>	+	+	+	+	
<i>Taraxacum officinale</i>	+	+	+	+	
<i>Crataegus spec.</i>	+	+	+	+	
<i>Carex flacca</i>	1	+	.	1	
<i>Dactylis glomerata</i>	+	+	.	+	
<i>Avenochloa pratensis</i>	+	+	.	+	
<i>Koeleria pyramidata</i>	+	.	.	+	
<i>Campanula rotundifolia</i>	.	+	+	.	
<i>Ranunculus bulbosus</i>	.	+	.	.	
<i>Luzula campestris</i>	.	•	+	.	
<i>Scabiosa columbaria</i>	.	•	+	.	
<i>Centaurium erythraea</i>	.	•	+	.	
<i>Orchis mascula</i>	.	•	.	+	
<i>Centaurea scabiosa</i>	.	•	.	+	

merkbar. Wiederum sind *Astragalus* und *Medicago falcata* bei geringen Eingriffen (Ma 1) gefördert. Viele kleinwüchsige Pflanzen kommen nur oder deutlich verstärkt in den Mahdparzellen, besonders in Ma 2 vor.

Insgesamt erscheinen die Veränderungen weniger stark. Einmal war zu Versuchsbeginn die Vorherrschaft von *Bromus erectus* nicht so auffällig, und außerdem mögen die extremeren Lebensbedingungen andere Einwirkungen etwas abschwächen. So ähneln hier auch die Mulchparzellen mehr den gemähten Parzellen. Bei geringerer Produktivität ist die Lage des Mähgutes

weniger dicht und deshalb weniger negativ für kleinwüchsige Pflanzen.

6.3. ASCHENBURG C (1981)

Auch in dem wuchsschwächeren *Brachypodium*-Rasen haben sich über 8 Jahre hinweg deutliche Veränderungen ergeben, die wiederum vorwiegend auf Veränderungen des Deckungsgrades der bereits vorhandenen Arten beruhen (s. Tab. 6). Die Brachflächen fallen durch sehr dichte, aber nicht sehr hohe Grasbestände mit wenig blühenden Pflanzen auf. Dazwischen liegen 5-10 cm lockere Streu. Gehölze spielten zu keiner Zeit eine Rolle.

Infolge der geringen Produktivität wirkt sich das Mulchen, ähnlich wie bei B, kaum negativ aus. Es entstehen relativ blütenechte Rasen mit einzelnen hohen *Brachypodium*-Halmen. Die Streu wird schon während des Sommers stärker abgebaut. Insgesamt sind die Mulchparzellen gegenüber den folgenden etwas wuchskräftiger. Dies gilt auch für Ma 1/2 im jeweils 2. Jahr nach der Mahd.

Ein- bis zweifache Mahd bewirkt dichte, kurzwüchsige Rasen mit vielen Blattrosetten und bunten Blühaspekten. Viele Pflanzen bleiben niedrig und kleinblättrig. Von zweimaliger Mahd profitieren lediglich die Pionierpflanzen *Hieracium pilosella* und *Medicago lupulina* sowie *Prunella grandiflora*. Für andere Arten, z. B. *Cirsium acaule*, *Leontodon hispidus* und *Trisetum flavescens*, ist dagegen ein Rückgang erkennbar.

Abschließend noch eine kurze Bemerkung zu *Ophrys apifera* und *Gentianella ciliata*: Beide Arten traten in mehreren Parzellen auf, allerdings meist sehr unregelmäßig. *Gentianella* scheint durch Mahd im Juni geschädigt. Die höchste Individuenzahl trat bei Ma 1/2 jeweils im Jahr nach der letzten Mahd auf, ohne daß sich klare Tendenzen abzeichneten. Es gab nämlich auch Jahre, wo die Art auf Ma 1 und Ma 2 zu finden war. Noch weniger läßt sich über *Ophrys* sagen. Sie war überhaupt nur in manchen Jahren vorhanden, am längsten durchgehend bei Ma 1/2.

7. ZEITLICHER VERLAUF DER VEGETATIONSENTWICKLUNG

Die Tab. 2-6 zeigen nur den Zustand der Versuchsparzellen nach 8 bzw. 12 Jahren im Unterschied zur Brache. Am Beispiel der Fläche A werden nun zusätzlich

Tab. 6: Vegetationsvergleich aller Versuchs-Varianten auf Fläche C (Aschenburg 1981)
(Prozent-Mittelwerte von je drei Parzellen)

Versuchsvariante	Brache		1/2	
	Mu	Ma	Ma	Ma
Mittlerer Deckungsgrad	85	99	92	99
Gesamtarztenzahl	35	44	40	41
Mittlere Arztenzahl	27	31	30	30
<i>Brachypodium pinnatum</i>	57	23	23	18
<i>Crataegus spec.</i>	+	.	.	.
<i>Achillea millefolium</i>	5	3	1	1
<i>Festuca ovina coll.</i>	12	15	17	8
<i>Cirsium acaule</i>	5	13	16	14
<i>Leontodon hispidus</i>	2	10	7	4
<i>Trisetum flavescens</i>	+	2	1	1
<i>Trifolium pratense</i>	.	+	1	+
<i>Trifolium repens</i>	.	+	+	+
<i>Briza media</i>	1	3	2	2
<i>Carex caryophyllea</i>	+	2	2	1
<i>Potentilla neumanniana</i>	+	2	1	1
<i>Linum catharticum</i>	+	2	1	1
<i>Scabiosa columbaria</i>	+	1	1	1
<i>Ranunculus bulbosus</i>	+	1	+	1
<i>Ophrys apifera</i>	+	+	+	+
<i>Polygonum comosum</i>	+	1	1	2
<i>Plantago media</i>	1	2	4	7
<i>Carex flacca</i>	1	1	1	3
<i>Prunella grandiflora</i>	+	1	+	6
<i>Thymus pulegioides</i>	1	3	1	7
<i>Medicago lupulina</i>	+	3	1	4
<i>Hieracium pilosella</i>	+	10	5	12
<i>Lotus corn. ssp. hirsutus</i>	+	+	+	1
<i>Galium verum</i>	5	4	5	4
<i>Ononis spinosa</i>	1	2	5	1
<i>Pimpinella saxifraga</i>	2	3	2	2
<i>Lotus corn. ssp. corn.</i>	1	1	2	1
<i>Koeleria pyramidata</i>	1	2	1	2
<i>Gentianella ciliata</i>	+	+	1	1
<i>Agrostis tenuis</i>	+	1	+	+
<i>Campanula rotundifolia</i>	+	+	+	+
<i>Taraxacum officinale</i>	+	+	+	.
<i>Plantago lanceolata</i>	+	+	+	.
<i>Poa angustifolia</i>	1	+	.	+
<i>Sanguisorba minor</i>	+	+	.	+
<i>Viola hirta</i>	1	.	1	.
<i>Cornus sanguinea</i>	·	+	+	+
<i>Taraxacum erythrospermum</i>	·	+	+	+
<i>Carpinus betulus</i>	·	.	+	+
<i>Festuca pratensis</i>	+	.	+	.
<i>Quercus spec.</i>	·	+	+	.
<i>Hypericum perforatum</i>	·	+	+	.
<i>Luzula campestris</i>	·	1	.	+
<i>Centaurium erythraea</i>	·	.	+	.

Je einmal mit +: *Fraxinus excelsior* (Brache); *Festuca arundinacea*, *Cerastium holosteoides*, *Galium pumilum*, *Heracleum sphondylium* (Mu); *Chrysanthemum leucanthemum*, *Rosa rubiginosa* (Ma 1).

einige Entwicklungstendenzen während des gesamten Zeitraumes der Untersuchungen kurz erläutert. Hierfür müssen neben den verschiedenen experimentellen Einflüssen auf die Vegetation auch die Witterungsschwankungen von Jahr zu Jahr mit berücksichtigt werden. Oft handelt es sich bei Veränderungen um Überlagerungen von Sukzession und Fluktuation, die sich nicht klar trennen lassen. Wie schon die vorhergehenden Kapitel gezeigt haben, geht es ohnehin nur um Veränderungen innerhalb eines gleichbleibenden Vegetationstyps, wobei oft nur Deckungsgrad-Schwankungen zu erkennen sind. BORNKAMM (1962) bezeichnet solche geringfügigen, aber gerichteten Abwandlungen als Kleinsukzession.

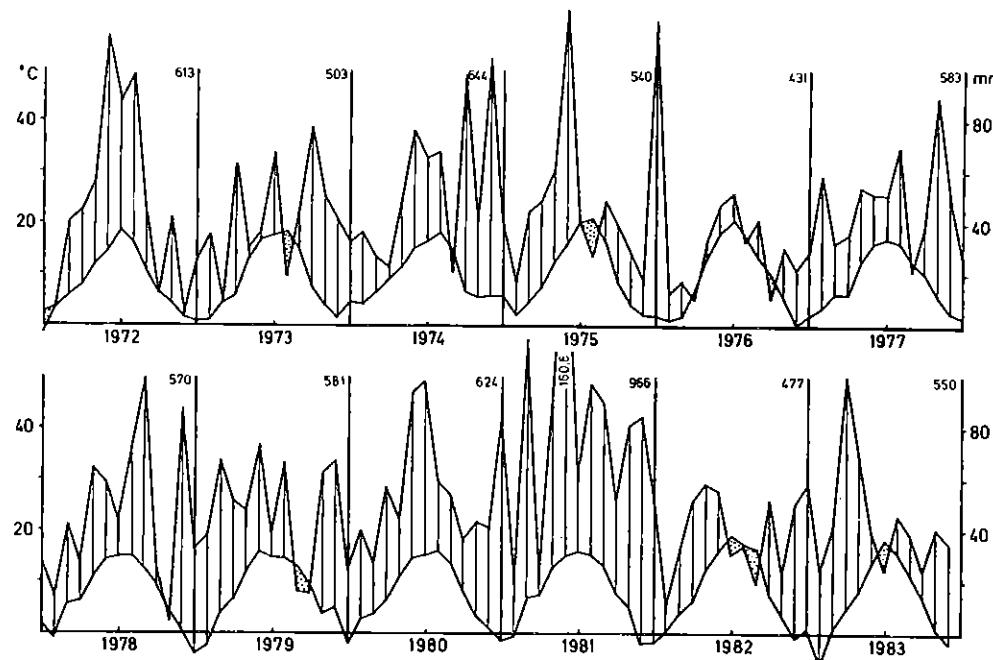


Abb. 3: Klimadiagramme und Niederschlagssummen 1972–1983 nach Meßdaten der Wetterstation im Neuen Botanischen Garten der Universität Göttingen.

7.1. WITTERUNGSVERLAUF 1972–1984

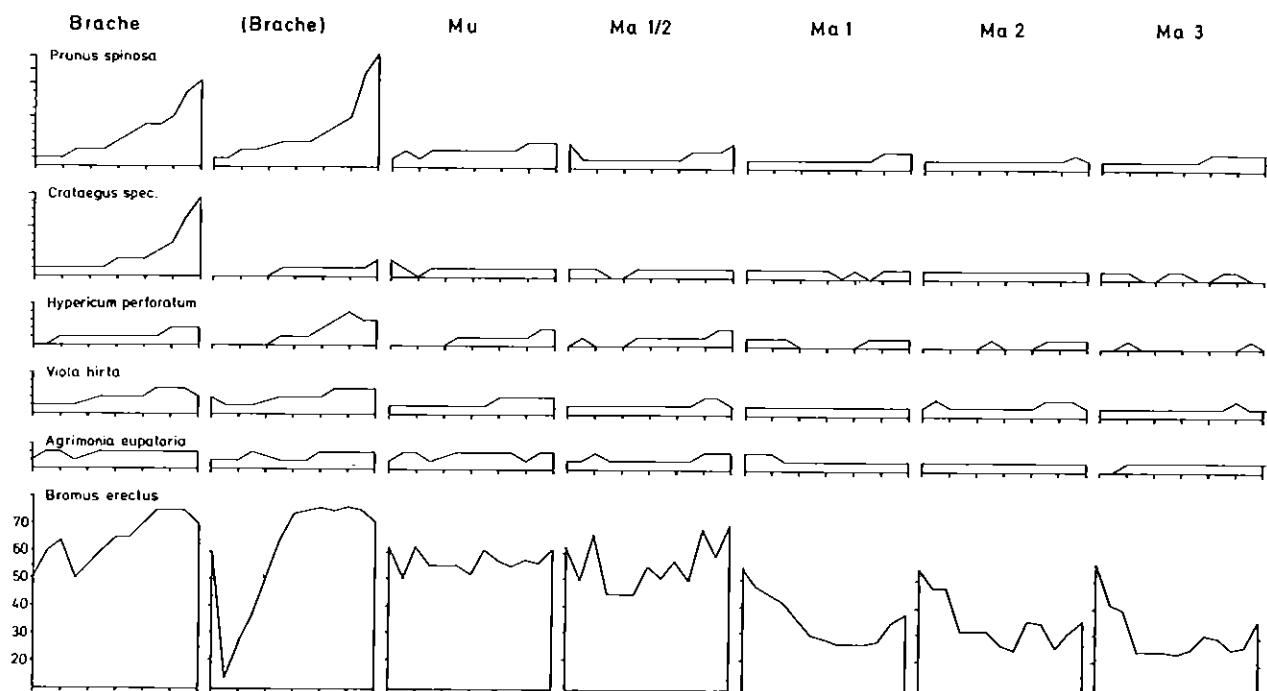
Zur Kennzeichnung der Witterungsschwankungen im Untersuchungsgebiet wurden Daten der Wetterstation im Neuen Botanischen Garten der Universität Göttingen ausgewertet (bis 1983) und in Klimadiagrammen dargestellt (Abb. 3). Die Station ist nur etwa 2 km vom Feldbornberg (A, B) entfernt, liegt allerdings im Tal.

Nach den Jahresniederschlägen lassen sich bereits einige recht trockene Jahre (< 550 mm) aussondern, nämlich 1973, 1975, 1976, 1982 und 1983. 1976 und 1982 fallen mit weit unter 500 mm als besonders trocken auf. Verfolgt man den Kurvenverlauf der Diagramme, können 1973, 1976, 1982 und etwas einge-

schränkt 1975, 1979 und 1983 während der Vegetationszeit als relativ trocken eingestuft werden. 1984 war dagegen ein kühl-feuchter Sommer.

7.2. DECKUNGSGRAD-VERÄNDERUNGEN EINZELNER ARTEN

In Abb. 4 lassen sich Einzelheiten der Artenentwicklung auf Fläche A erkennen. Die Verbuschungstendenz der Brachen wird gut aus dem Verhalten von *Prunus spinosa* sichtbar. Erst in den letzten Jahren hat diese Entwicklung rasch zugenommen. Dagegen wird die Versauung aus der Darstellung von *Hypericum perforatum*, *Viola hirta* und *Agrimonia eupatoria* weniger deutlich.



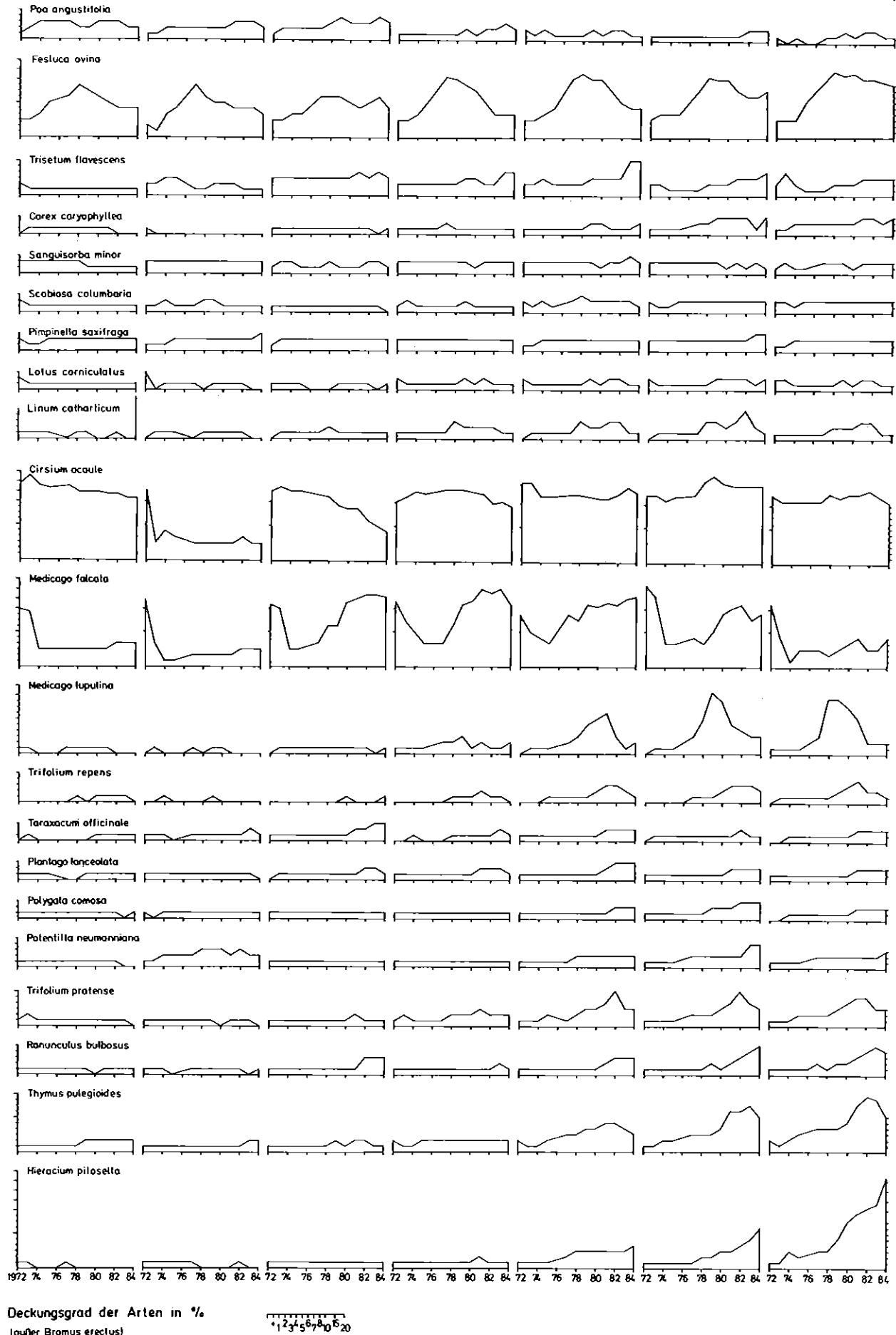


Abb. 4: Deckungsgrad-Veränderungen einzelner Arten von 1972-1984 (Fläche A; Mittelwerte aus je 4 Parzellen).

Bei den Gräsern zeigt *Bromus erectus* die stärksten Veränderungen. In den Brache-Parzellen hat er noch zugenommen, in den anfangs umgegrabeneten Bereichen nach etwa 5 Jahren wieder einen sehr dichten Bestand entwickelt. Auch bei Mu und Ma 1/2 pendelt sein Dekkungsgrad auf hohem Niveau. Dabei zeigen die alle 2 Jahre gemähten Flächen einen regelmäßigen Wechsel: In den Jahren nach der Mahd geht die Wuchskraft von *Bromus* deutlich zurück, um im 2. Jahr wieder anzusteigen (der vermutliche Anstieg 1976 ist wegen fehlender Aufnahme nicht belegbar). Bei Ma 1-3 hat sich der Deckungsgrad von *Bromus* nach anfänglicher starker Abnahme auf einer recht niedrigen Stufe eingestellt. Das extreme Trockenjahr 1976 zeigt durchweg relativ niedrige Werte, wohingegen 1982/83 eher eine Zunahme zu verzeichnen ist. *Bromus erectus* weist eine hohe Transpiration auf (s. BARTH 1978, BDRNKAMM 1958), kann dies aber als Tiefwurzler wohl bei nicht zu extremer Trockenheit ausgleichen bzw. sogar gegen flacher wurzelnden Pflanzen Vorteile erlangen.

Während *Poa angustifolia* unregelmäßiger schwankt, in feuchteren Jahren aber mehr Blütenstände entwickelt, hat *Festuca ovina* oft nach dem Trockenjahr 1976 die höchsten Deckungswerte. Allgemein fördert auch häufige Mahd die Ausbreitung. Dies gilt auch bedingt für *Trisetum flavescens*. Die in der Abbildung folgenden Arten gehören zum Grundgerüst der Artenverbindung aller Parzellen und zeigen oft nur geringe Schwankungen. Dabei reagiert das einjährige *Linum catharticum* deutlich positiv auf niederschlagsreiche Jahre und außerdem auf stärkere Mahdeinflussung.

Cirsium acaule zeigt recht konstantes Verhalten. Nur in den anfangs umgegrabeneten Parzellen hat es sich bis heute nicht erholt. Gegenläufig zu *Festuca ovina* schwanken die Deckungsgrade von *Medicago falcata*. Neben einer Deutung durch Witterungsschwankungen kommt hier möglicherweise die von KLAPP (1965, S. 101) beschriebene "Kleemüdigkeit" ins Spiel, die auch für andere Leguminosen gilt. Nach KLAPP wird durch das mit dem Rückgang der Leguminosen in Verbindung stehende Verfügbarwerden des angesammelten Stickstoffs der Graswuchs verstärkt.

Die übrigen Arten gehören zu den besonders positiv auf Mahd reagierenden Pflanzen. Auch hier zeigen die Leguminosen (*Medicago lupulina*, *Trifolium repens*, *T. pratense*) plötzliche Ansteige und Abnahmen, möglicherweise wieder als "Kleezyklus" zu deuten oder auf Witterungsschwankungen beruhend. Neben Fluktuationen sind hier aber auch deutlich gerichtete Tendenzen im Sinne einer Kleinsukzession erkennbar. Von

den Trockenjahren 1982/83 hat vor allem *Hieracium pilosella* deutlich profitiert, das mit oberirdischen Ausläufern rasch freie Plätze erobert. Nach BORNKAMM (1958) kann *Hieracium* Trockenzeiten in welkem Zustand lange ertragen, ohne stärker geschädigt zu werden. Dies ließ sich auch auf unseren Parzellen bestätigen.

Eine Zusammenfassung der Einzeldaten aus Abb. 4 ergibt Abb. 5. Hier zeigt sich noch klarer der Antagonismus zwischen dem hochwüchsigen *Bromus erectus* und kleinwüchsigen Arten der Kalkmagerrasen, wobei *Cirsium acaule* als weniger reagierende Art noch getrennt dargestellt ist. Nur wo durch Mahd die Konkurrenz- kraft von *Bromus* deutlich geschwächt ist, kommt es zur Regeneration arten- und blütenreicher Bestände.

7.3. RECHNERISCHER VERGLEICH DER BESTANDESVERÄNDERUNGEN

Schon in der Einzeldarstellung von Arten kommen Fluktuationen und Sukzessionstendenzen zum Ausdruck. Einige rechnerische Vergleiche können möglicherweise einiges weiter erklären, wenn auch wegen der allgemein geringen floristischen Veränderungen hier ebenfalls nur tendenzielle Ergebnisse zu erwarten sind (s. auch BORNKAMM 1981). Zur Verdeutlichung der Witterungsschwankungen werden zusätzlich die jeweiligen Niederschlagssummen April-September herangezogen. Trockenjahre sind in den Abbildungen 6-8 durch senkrechte Punktlinien gekennzeichnet. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurden (Brache) und Ma 2 teilweise weggelassen. Die stärkeren Änderungen 1975-77 sind vorwiegend methodischer Art (s. Kapitel 4).

7.3.1. MITTLERE ARTENZAHL (ABB. 6)

Trotz mancher Schwankungen ist eine allgemeine Zunahme an Arten zu verzeichnen. Es handelt sich also nicht um reine Fluktuationen, sondern um durch Schwankungen überlagerte Kleinsukzessionen. Es fällt auf, daß nach trockenen Sommern eine deutliche Artenabnahme stattfindet (s. 1980, 1984), meist im direkt folgenden Jahr. Die Trockenjahre selbst zeigen eher besonders hohe Artenzahlen als Folgen günstigerer Vorjahre. Auch BORNKAMM (1974) stellte Korrelationen von Anteilen der Kalkmagerrasen-Pflanzen vorwiegend zum Niederschlag des Vorsommers fest. Dauerflächen-Untersuchungen in *Mesobromion*-Rasen von KNAPP (1977) in Hessen ergaben für Trockenjahre bis zu einem Drittel niedrigere Artenzahlen als in feuchten Jahren. Nachwirkungen von Dürrejahren treten dort teilweise auch erst 1-2 Jahre später auf.

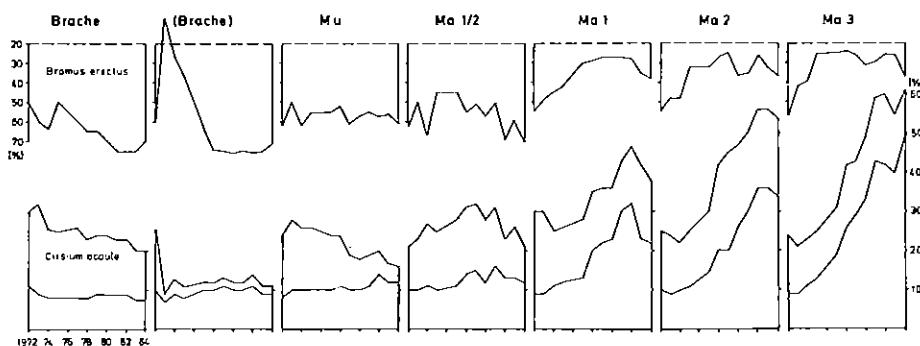


Abb. 5: Deckungsgrad-Veränderungen der Gruppe kleinwüchsiger Arten im Vergleich mit *Bromus erectus* (Fläche A).

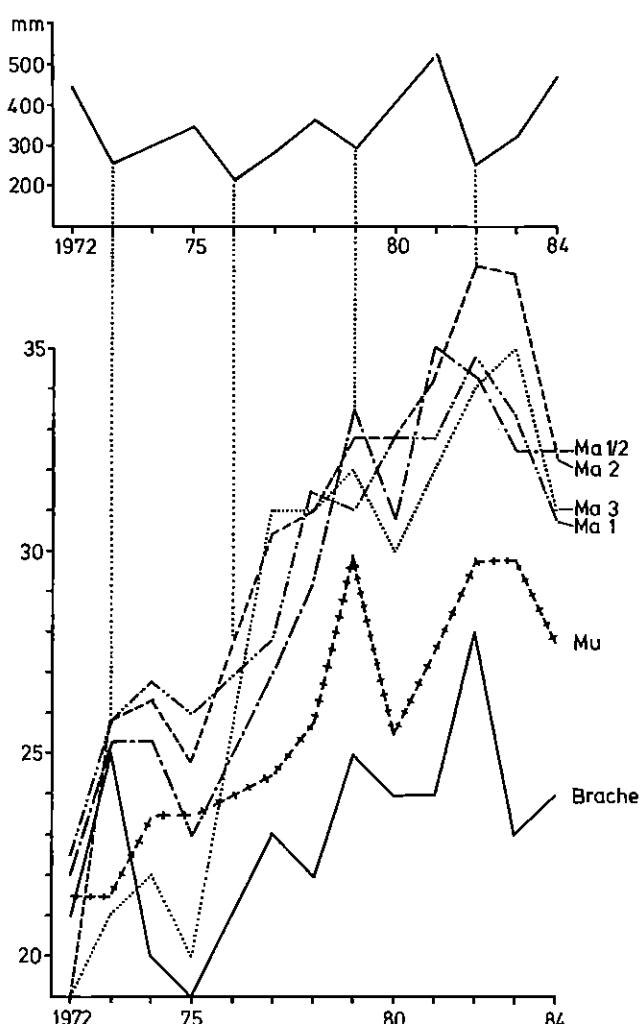


Abb. 6: Entwicklung der mittleren Artenzahlen auf den Parzellen der Fläche A (oben: Niederschlagssummen April-September).

(KNAPP 1978). Neben reinen Trockenschäden können nach KNAPP auch allelopathische Wirkungen durch Stoffe aus abgestorbenen Pflanzenresten mit für diese Veränderungen verantwortlich sein.

Es sei aber noch einmal darauf hingewiesen, daß hier möglicherweise Schwierigkeiten bei der Ansprache mancher Arten ohne Blüten mit eingehen (s. Kapitel 4).

Im Vergleich der Parzellen werden die in Tab. 4 sichtbaren Unterschiede für längere Zeiträume bestätigt. Brache und Mulchparzellen haben immer die niedrigste Artenzahl. Bei Ma 2 wurde 1982 mit 37,0 der höchste Wert erreicht. Die übrigen Mahdparzellen blieben nur wenig zurück.

7.3.2. PRÄSENZ-GEMEINSCHAFTSKOEFFIZIENT (ABB. 7)

Auch der Vergleich gemeinsamer und trennender Arten innerhalb einer Versuchsvariante von Jahr zu Jahr ergibt gewisse, wenn auch nicht ganz klare Tendenzen. Allgemein läßt sich eine Stabilisierung der Bestände im Anstieg des Gemeinschaftskoeffizienten erkennen, die aber durch Trockenjahre unterbrochen wird. Besonders deutlich haben alle Parzellen auf die trockenen Sommer 1982/83 reagiert.

Bei Vergleich verschiedener Versuchsvarianten zeigt sich in den letzten Jahren eine Gruppierung der Kurven; mit zunehmender Mahdintensität wird die Schwankung von Jahr zu Jahr geringer. Weder bei Ma 1 und noch weniger bei Ma 3 ist eine Reaktion um 1979/80 auf trockenere Bedingungen zu sehen, während Brache und Mu einen starken Einbruch erkennen lassen. Allgemein sind die Mahdflächen ausgeglichener als die übrigen.

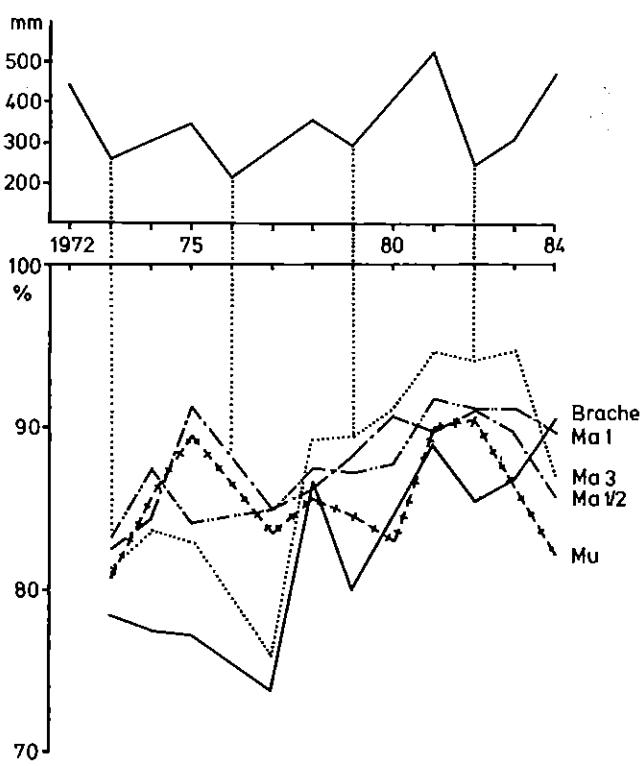


Abb. 7: Veränderungen im Präsenz-Gemeinschaftskoeffizienten der Parzellen von Jahr zu Jahr auf Fläche A (oben: Niederschlagssummen April-September).

7.3.3. PROZENTUALE ÄHNLICHKEIT (ABB. 8)

Ein abweichendes Bild ergibt sich, wenn man die Dekkungsgrad-Schwankungen von Jahr zu Jahr betrachtet, die ja, wie bereits mehrfach betont, oft augenfälliger sind als Artenverschiebungen. Hier erweist sich Ma 3 als Parzelle mit den oft stärksten Veränderungen. Dies lässt sich teilweise schon aus den Artenprofilen in Abb. 4 erkennen. Auf dem zeitweise relativ offenen Boden breiten sich im Wechsel bestimmte Arten aus oder gehen wieder zurück. Witterungsschwankungen machen sich auf den wenig gegen Bodenaustrocknung geschützten Flächen ökologisch sicher mit am stärksten bemerkbar.

Stärkere Schwankungen ergeben sich in den letzten Jahren noch für Ma 1, Brache, Mulchen und Mahd alle zwei Jahre, d.h. alle Parzellen mit längerfristig dichter Vegetation bzw. Streulage reagieren weniger stark und erscheinen etwas ausgeglichener. Auch hier sind Deutungen über die Bodenfeuchtigkeit am wahrscheinlichsten.

8. MASSNAHMEN ZUR REGENERATION VON KALKMAGERRASEN

Neben allgemeinen Fragen der Reaktion von Arten im Konkurrenzgefüge auf verschiedene exogene Faktoren waren von vornherein Fragen des Naturschutzes, insbesondere geeigneter Pflege- bzw. Regenerationsmaßnahmen, Grundlagen des Sukzessionsversuches. Einige Vorstellungen hierzu können abschließend kurz angeführt werden.

In allen untersuchten Kalkmagerrasen-Brachen geht es um die Zurückdrängung wuchs kräftiger, streubildender Gräser zugunsten kleinwüchsiger, verschiedenfarbig blühender Arten. Eine geregelte Mahd erscheint sowohl für die Schwächung von *Bromus erectus* als auch *Brachypodium pinnatum* eine geeignete Maßnahme. Bei relativ produktiven Beständen (A) reicht allerdings schon eine Mahd alle 2 Jahre nicht aus; sie dürfte aber bei den weniger wüchsigen Flächen B und C genügen. Eine mehr als einmalige Mahd pro Jahr ist sicher nicht notwendig, könnte aber zu Beginn die Regeneration beschleunigen.

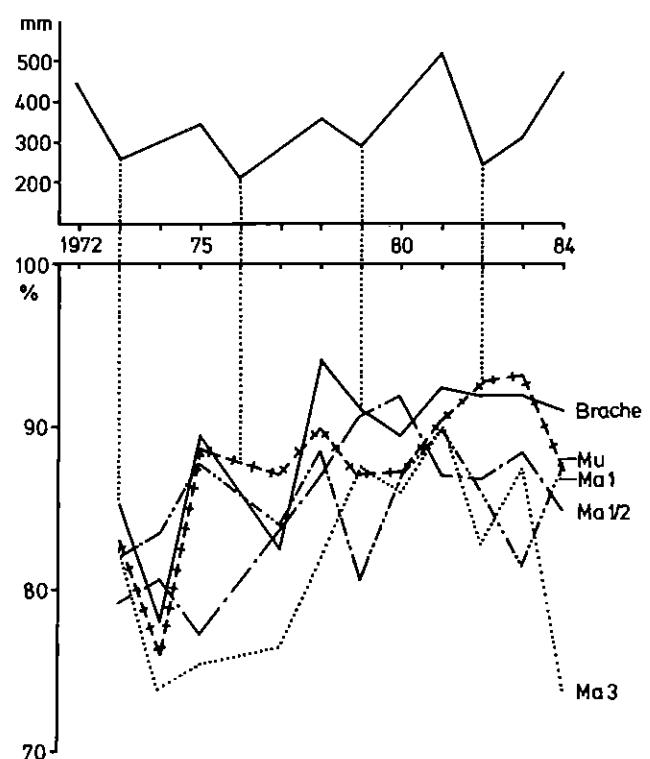


Abb. 8: Veränderungen in der prozentualen Ähnlichkeit der Parzellen von Jahr zu Jahr auf Fläche A (oben: Niederschlagssummen April-September).

Mulchen ohne Zerkleinerung des Mähgutes hat sich bei A wegen der dichten, nur langsam abgebauten Streulage nicht bewährt. Wo weniger Biomasse produziert wird (B, C), erscheint diese Behandlung gegen möglich (s. auch SCHIEFER 1981a). Allerdings sollte zu Beginn von Pflegemaßnahmen wenigstens einmal alle angesammelte Streu entfernt werden. Mit dem Rückgang der Gräser zugunsten von Kräutern wird auf Dauer die Zersetzbartigkeit der anfallenden Streu zusätzlich erhöht (SCHIEFER 1982).

Neben Mahdhäufigkeit muß auch über Mahdtermine nachgedacht werden. In unserem Fall, wo viele Flächen bereits Ende Juni erstmals gemäht wurden, kamen danach nur noch wenige Pflanzen kümmerlich zur Blüte; alle Spätblüher waren offensichtlich stark behindert. Andererseits kam der frühe Mahdtermin kleinwüchsigen Pflanzen mit Blütezeit vor der Mahd sehr entgegen (s. auch KRÜSI 1981: *Ranunculus bulbosus*). Nach KRÜSI wirkt hingegen späte Mahd bei *Bromus erectus* besonders negativ.

Neben Mahd (und Beweidung) wird Brand als Pflegemaßnahme öfters diskutiert. Ohne eigene Untersuchungen angestellt zu haben, kann man doch den wenig günstigen Erfahrungen von ZIMMERMANN (1979), SCHIEFER (1980) oder KRÜSI (1981) folgen und diese Maßnahme ablehnen. Auch in unseren Flächen wäre eine nicht erwünschte Förderung von *Brachypodium pinnatum* zu erwarten.

Im Sinne eines vielseitigen Naturschutzes muß man für Kalkmagerrasen wohl kaum einen Zustand anstreben, wie er bei extensiver Beweidung früher geherrscht hat. So haben sich z. B. manche Orchideen nach Brachfallen von mägeren Kalkstandorten stärker ausgedehnt (KÜNKELE 1977). Auf biologische Bereicherungen durch Einwanderung spätblühender Saumpflanzen wurde bereits anfangs hingewiesen. Ein gewisser Gebüscharteil sollte ebenfalls toleriert werden, wenn er auch als Keimzelle von Polykormonen kritischer zu betrachten ist.

Um allen Organismen des Hauptbiotops Kalkmagerrasen gerecht zu werden, wäre eine möglichst differenziertere Einflußnahme wahrscheinlich am günstigsten. Denkbar wäre ein flächenweiser Wechsel verschieden intensiver Mahd zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Vegetationsperiode (einschließlich des Mulchens) mit Flächen der Brachestadien unter großflächiger Regulation des Gehölzwuchses. Hier würde einer Vielzahl von Pflanzen und Tieren mit ihren differenzierten Lebensansprüchen Raum gegeben für ein weites Spiel von Wechselwirkungen im Sinne einer biologisch reichen und vielfältigen Landschaft.

9. ZUSAMMENFASSUNG

Seit 1972 werden in der Umgebung von Göttingen *Bromus erectus*- und *Brachypodium pinnatum*-Brachestadien von Kalkmagerrasen (*Mesobromion*) in ihrer Entwicklung auf Dauerflächen verfolgt. Zusätzlich wird ihre Reaktion auf unterschiedlich intensive Eingriffe (Mahd, Mulchen) untersucht. Die vorliegende Arbeit gibt einen Überblick der Entwicklung der Bestände sowie einzelner Arten von 1972-1984. Neben einer Kleinsukzession lassen sich Fluktuationen in Bezug zu Witterungsschwankungen erkennen. Sie werden durch Darstellung der Änderungen von Artenzahl, Präsenz-Gemeinschaftskoeffizient und Prozentualer Ähnlichkeit von Jahr zu Jahr teilweise verdeutlicht.

Abschließend wird kurz ein Pflegekonzept für brachliegende Kalkmagerrasen entwickelt.

10. LITERATUR

- BARTH, H., 1978: Untersuchungen zum Wasserhaushalt von einigen Halbtrockenrasen-Pflanzen unter kontrollierten Feuchtebedingungen. Diss. Univ. Göttingen: 109 S.
- BORNKAMM, R., 1958: Standortsbedingungen und Wasserhaushalt von Trespen-Halbtrockenrasen (*Mesobromion*) im oberen Leinegebiet. Flora 146: 23-67.
- BORNKAMM, R., 1960: Die Trespen-Halbtrockenrasen im oberen Leinegebiet. Mitt. Flor.-soz. Arb.gem. N.F. 8: 181-208.
- BORNKAMM, R., 1961: Zur Konkurrenzkraft von *Bromus erectus*. Ein sechsjähriger Dauerversuch. Bot. Jb. 80(4): 466-479.
- BORNKAMM, R., 1962: Über die Rolle der Durchdringungsgeschwindigkeit bei Klein-Sukzessionen. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftg. Rübel, Zürich 37: 16-26.
- BORNKAMM, R., 1974: Zur Konkurrenzkraft von *Bromus erectus* II. Bot. Jb. 94(3): 391-412.
- BORNKAMM, R., 1981: Rates of change in vegetation during secondary succession. In: POISSONET, P. et al. (ed.): Vegetation dynamics in grasslands, heathlands and mediterranean ligneous formations, The Hague (Junk): 213-220.
- DIERSCHKE, H., 1974: Saumgesellschaften im Vegetations- und Standortsgefälle an Waldrändern. Scripta Geobot. 6: 246 S.
- HARD, G., 1975: Vegetationsdynamik und Verwaldungsprozesse auf den Brachflächen Mitteleuropas. Die Erde 106: 243-276.
- KIENZLE, U., 1979: Sukzessionen in brachliegenden Magerwiesen des Jura und des Napfgebietes. Diss. Basel: 104 S.
- KLAPP, E., 1965: Grünlandvegetation und Standort. Berlin/Hamburg (Parey): 384 S.

- KNAPP, R., 1977: Dauerflächen-Untersuchungen über die Einwirkung von Haustieren und Wild während trockener und feuchter Zeiten in Mesobromion-Halbtrockenrasen in Hessen. Mitt. Flor.-soz. Arb. gem. N.F. 19/20: 269-274.
- KNAPP, R., 1978: Dynamik und Neufunde in der Flora von Hessen, insbesondere Nachwirkungen von Dürre-Perioden und Wechsel von Orchideen-Vorkommen. Oberhess. Naturwiss. Z. 44: 113-129.
- KRATOCHWIL, A., 1983: Zur Phänologie von Pflanzen und blütenbesuchenden Insekten (Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera, Coleoptera) eines versauerten Halbtrockenrasens im Kaiserstuhl - ein Beitrag zur Erhaltung brachliegender Wiesen als Lizenz-Biotope gefährdeter Tierarten. Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 34: 57-108.
- 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, Stiftg. Rübel 75: 115 S.
- KÜNKELE, S., 1977: Über positive Arealveränderungen bei einigen Orchideen in Baden-Württemberg unter besonderer Berücksichtigung der Naturschutzprobleme. Göttinger Flor. Rundbr. 11(3): 58-79.
- MUELLER-DOMBOIS, D., ELLENBERG, H., 1974: Aims and methods of vegetation ecology. New York/London/Sydney/Toronto (Wiley): 547 S.
- OBERDORFER, E., 1978: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. 2. stark bearb. Aufl., Teil II. Pflanzenoz. 10: 355 S.
- REICHHOFF, L., 1974: Untersuchungen über den Aufbau und die Dynamik des Orchideen-Halbtrockenrasens im Naturschutzgebiet "Leutratal" bei Jena. Mitt. Sekt. Geobot. u. Phytotax. der Biol. Ges. DDR: 115-125.
- REICHHOFF, L., BÖHNERT, W., 1978: Zur Pflegeproblematisierung von Festuco-Brometea-, Sedo-Scleranthetea- und Corynephoretea-Gesellschaften in Naturschutzgebieten im Süden der DDR. Arch. Natursch. Landschaftsforsch. 18: 81-102.
- ROTHMEIER, I., 1976: Untersuchungen über die natürliche Vegetationsentwicklung von Brachland bei Dietldorf (MTB 6737 Schmidmühlen). Hoppea 35: 235-277.
- RUNGE, F., 1963: Die Artmächtigkeitsschwankungen in einem nordwestdeutschen Enzian-Zwenkenrasen. Vegetatio 11: 237-240.
- RUNGE, F., 1967: Desgl. II. Vegetatio 15: 125-128.
- RUTHSATZ, B., 1970: Die Grünlandgesellschaften um Göttingen. Scripta Geobot. 2: 31 S.
- SCHIEFER, J., 1981a: Bracheversuche in Baden-Württemberg. Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 22: 325 S.
- SCHIEFER, J., 1981b: Vegetationsentwicklung und Pflegemaßnahmen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. Natur u. Landschaft 56: 263-268.
- SCHIEFER, J., 1982: Einfluß der Streuzersetzung auf die Vegetationsentwicklung brachliegender Ra-sengesellschaften. Tuexenia 2: 209-218.
- SCHMIDT, W., 1981: Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. Scripta Geobot. 15: 199 S.
- SCHREIBER, K.-F., 1980: Brachflächen in der Kulturlandschaft. Daten u. Dokum. z. Umweltschutz 30, Univ. Hohenheim: 61-93.
- TIGGES, M., 1979: Flora und Vegetation von Westberg und Aschenburg unter besonderer Berücksichti-gung des Naturschutzes. Plesse-Archiv 14: 183-283.
- WILMANNS, O., 1975: Junge Änderungen der Kaiserstöhl-Halbtrockenrasen. Daten u. Dokum. z. Umweltschutz 14, Univ. Hohenheim: 15-22.
- WILMANNS, O., KRATOCHWIL, A., 1983: Naturschutz-be-zogene Grundlagen - Untersuchungen im Kaiserstuhl. Beih. Veröff. Natursch. u. Land-schaftspfl. Baden-Württ. 34: 39-56.
- ZIMMERMANN, R., 1979: Der Einfluß des kontrollierten Brennens auf Esparsetten-Halbtrockenrasen und Folgegesellschaften im Kaiserstuhl. Phytocoenologia 5: 447-524.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Hartmut Dierschke
Systematisch-Geobotanisches Institut
Abteilung für Vegetationskunde
Wilhelm-Weber-Str. 2
D-3400 Göttingen

SCHREIBER, Karl-Friedrich (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984. Paderborn: Ferdinand Schöningh 1985, S. 25-33 (Münstersche Geographische Arbeiten 20)*

Succession and fluctuations in species composition in the limestone grasslands of south Öland

Ejvind Rosén

KEYWORDS

Juniperus scrub, transplantation experiments, permanent plots, drought influence, population dynamics.

ZUSAMMENFASSUNG

Es wird über Sukzession und Schwankungen im Artenbestand in den verschiedenen Kalkstein-Grasflächen auf "Stora Alvaret" im Süden der Ostseeinsel Öland, Schweden berichtet. Dabei spielen klimatische Einflüsse, insbesondere das Niederschlagsregime, für die Pflanzendecke und für bestimmte Arten wie *Juniperus communis*, *Calluna vulgaris*, *Potentilla fruticosa* eine besondere Rolle:

1. Witterungsschwankungen verursachten Fluktuationen in Bezug auf die Artenzusammensetzung auf Dauerflächen im Avenetum.
2. Dauerbeobachtungsflächen wurden auf Kahlschlägen innerhalb von dichtem Wacholdergebüsch angelegt. Die Regeneration der Krautschicht wurde in Verbindung mit Umpflanzungsversuchen untersucht, welche die Graslandarten *Orchis mascula*, *Anemone pratensis*, *Oxytropis campestris* einbeziehen.
3. Die Besiedlung der Avenetum-Flächen durch *Juniperus* wurde in den Jahren 1970-1984 registriert. Neue Wacholderpflanzen wurden kartiert sowie Durchmesser und Längenwachstum während zweier 5-Jahres-Perioden gemessen.
4. Die durch Trockenheit verursachten Schwankungen konnten an *Juniperus*- und *Calluna*-Beständen auf flachgründigen Böden (1975-1984) und für *Potentilla fruticosa* (1983-1984) in zeitweilig vernässten Depressionen dargestellt werden.

1. INTRODUCTION

The Stora Alvaret is a large area of natural and seminatural grasslands in the south of the Baltic island of Öland.

The superficial bedrock mainly consists of limestones (Ordovician strata). Over the bedrock there are Quaternary deposits (beach ridges and littoral deposits). These gravelly soils are comparatively poor in lime and show an acid soil reaction, but they are interspersed with thin calcareous weathering soils. Marls and lime gyttjas occur in fens and temporary pools.

Soil type, depth and moisture conditions are very varied and this heterogeneity is the major determinant of the complex mosaic of plant communities which are found in these limestone grasslands.

Some important plant communities (according to ALBERTSON 1950) can be mentioned: characteristic on gravelly deposits is the *Avena pratensis* - *Sesleria caerulea* - *Camptothecium lutescens* assoc. (op. cit.). On weathering soils there are *Festuca ovina*-assoc:s (op. cit.). I will refer to these communities as *Avenetum* and *Festucetum* respectively. They are the most important communities for the grazing animals. In addition there are several communities with lichens and mosses on thin soil and on bare rock. In wet meadows the *Sesleria caerulea* - *Molinia caerulea* - *Ctenidium molluscum* assoc. (op. cit.) is predominant while in temporary pools, Alvar lakes and fens several communities are present.

The Alvar plant communities contain several taxa, which have disjunct distributions within Europe. These species are important from both a scientific

Table 1. Precipitation values (mm) for the years 1968-83; the main growing period (April-September) and the critical period (May-July). Data from the Ecological Station, Ölands Skogsby.

Year	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1965-83
A-S	229	309	329	195	274	213	204	191	255	228	280	272	256	279	209	195	418	245
M-J	154	91	162	113	109	93	130	76	139	163	91	143	102	165	139	68	255	121
Annual total	429	449	533	326	375	414	539	328	404	454	472	429	500	496	363	367	-	430

and nature conservancy point of view. More information about these floral elements is found in STERNER (1948) and ROSEN (1982).

Annual precipitation on Öland is only 400-450 mm per year. The precipitation is unevenly distributed both within and between years and also between various sites.

For the development and survival of the plant cover the distribution of the precipitation during the vegetation period is very important. May-July is considered to be critical. Precipitation values for the years 1968-83, for the main growing period (April-September) and the critical period (May-July) are presented from the Uppsala University Ecological Station, Ölands Skogsby (Table 1).

The summer of 1969, 1975 and 1983 had long periods with low precipitation resulting in drought damage to the vegetation. The drought in 1973 and 1982 was less pronounced but still affected the vegetation. In contrast 1984 was a very rainy summer. This means that the yearly precipitation is not necessarily correlated with a dry growing season. Of special interest is the low precipitation in 1983 when only 26 mm rain fell in the period from 7 June to 9 September (95 days), while in 1984 the Alvar received 264 mm during the same period.

According to NELSON (1955) man has probably used the Alvar for grazing animals since the late Stone-Age (3000-1500 B.C.). The intensity of grazing has been varying during various eras. In the last 80-100 years the number of grazing animals has decreased.

Heavy sheep grazing in the 1960's temporarily damaged some areas but on the other hand pushed back the encroaching *Juniperus communis* scrub. Today juniper scrub is spreading in large areas where no - or only weak - grazing by cattle (heifers) is taking place. This is an increasing conservancy problem.

The nomenclature of vascular plants is generally according to LID (1974). Taxonomic accuracy has been maintained as far as possible. The suffixes sp. or spp. has been used for not fully identified juveniles and heavily grazed plants. Further information about flora, vegetation, geology, cultural history etc. is found in ROSEN (1982).

2. VEGETATION DYNAMICS IN PERMANENT PLOTS

Problems of vegetation dynamics as succession and fluctuations have been studied in permanent plots. A number of plots has been monitored, the oldest since 1969. Some methods and results are presented.

2.1. PERMANENT PLOTS IN AVENETUM VEGETATION

Changes in the plant cover in *Avenetum* vegetation due to climatic variations and grazing has been recorded in eight permanent 1 m² plots since 1969. The results are exemplified in Table 2 by three different plots.

Plot no. 27 has been continuously grazed since 1969, first by sheep and from 1972 by cattle. Plot no. 30 is from the same area but has been fenced and ungrazed from the beginning of the recordings. The third plot (no. 39) was located in a cattle grazed area and has also been fenced and ungrazed since 1969. But since the last two years the plot has been unfenced. The area is now grazed by a few horses.

As detailed results have been published about these plots from earlier stages of the investigation (ROSEN 1982, 1984), the present paper will only deal with some of the general trends in these plots.

Where the plots have been ungrazed the sward thickness has increased. Some tall and competitive species, such as *Arrhenatherum pratense* (= *Avena pratensis*), *Filipendula vulgaris* and *Galium verum* have increased. Less competitive species have decreased e.g. annuals, and so have the total number of species. The species

Table 2. Records of taxa and their cover values from permanent sample plots in Avenetum vegetation on the Stora Alvaret in 1969-1984. Cover values are according to the 5 degree scale by Hult-Sernander-Du Rietz. Taxa with single occurrence are added below. (G = grazed, UC = unfenced, UF = unfenced; x stands for one single small individual with very small cover, as juveniles or some annuals).

Plot no.	27 (G, UF)	30 (UC, F)	39 (UC, F)
Total no. of taxa	25	25	25
Annuals	5	3	3
Day	13	13	13
Month	7	7	7
Year	69	70	71
Graminoids	-	-	-
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	x	-	-
<i>Phleum phleoides</i>	x	-	-
<i>Agrostis tenuis</i>	x	-	-
<i>Arrhenatherum pratense</i>	x	-	-
<i>Festuca ovina</i>	x	-	-
<i>Bromus hordeaceus</i>	x	-	-
<i>Carex ericetorum</i>	x	-	-
<i>Luzula campestris</i>	x	-	-
Herbids	-	-	-
<i>Scleranthus annuus</i>	x	-	-
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	x	-	-
<i>Stellaria graminea</i>	x	-	-
<i>Ceratium spp.</i>	x	-	-
<i>Ranunculus bulbosus</i>	x	-	-
<i>Armenone pratensis</i>	x	-	-
<i>Arabis hirsuta</i>	x	-	-
<i>Sedum acre</i>	x	-	-
<i>S. reflexum</i>	x	-	-
<i>Saxifraga granulata</i>	x	-	-
<i>Potentilla spp.</i>	x	-	-
<i>Filipendula vulgaris</i>	x	-	-
<i>Trifolium campestre</i>	x	-	-
<i>T. repens</i>	x	-	-
<i>Anthyllis vulneraria</i>	x	-	-
<i>Lotus corniculatus</i>	x	-	-
<i>Oxytropis campestris</i>	x	-	-
<i>Vicia tetrasperma</i>	x	-	-
<i>Linum catharticum</i>	x	-	-
<i>Myosotis stricta</i>	x	-	-
<i>Prunella vulgaris</i>	x	-	-
<i>Satureja acinos</i>	x	-	-
<i>Veronica spicata</i>	x	-	-
<i>V. arvensis</i>	x	-	-
<i>Euphrasia stricta</i>	x	-	-
<i>Plantago lanceolata</i>	x	-	-
<i>Calium triandrum</i>	x	-	-
<i>G. verum</i>	x	-	-
<i>Campanula rotundifolia</i>	x	-	-
<i>Antennaria dioica</i>	x	-	-
<i>Achillea millefolium</i>	x	-	-
<i>Artemisia laciniata</i>	x	-	-
<i>A. campestris</i>	x	-	-
<i>Hypochaeris maculata</i>	x	-	-
<i>Taraxacum spp.</i>	x	-	-
<i>Hieracium pilosella</i>	x	-	-
Dwarf shrubs	-	-	-
<i>Heianthemum nummularium</i>	x	-	-
<i>Agrostis canina</i> ssp. <i>montana</i> Plot 27: 1984(X); <i>Arrhenatherum elatius</i> plot 39: 1984(1); <i>A. pubescens</i> plot 30: 1984(1); <i>Poa angustifolia</i> plot 30: 1983(1); <i>Thymus serpyllum</i>	x	-	-
<i>H. oelandicum</i>	x	-	-
<i>Thymus serpyllum</i>	x	-	-
<i>Juniperus communis</i>	x	-	-

- Cover values within brackets.

plot 39: 1983(X); *Erophila verna* plot 30: 1970(1); *Saxifraga tridactylites* plot 27: 1969(1); *Polygala* sp., plot 27: 1982(1); *Viola* spp., plot 39: 1968(1); *Dianthus deltoides*

plot 39: 1983(X); *Erophila verna* plot 30: 1970(1); *Saxifraga tridactylites* plot 27: 1969(1); *Polygala* sp., plot 27: 1982(1); *Viola* spp., plot 39: 1981(X).

decrease is exemplified by plot no. 30. In the grazed plot the situation is more stable (see plot no. 27).

However, there is a fluctuation superimposed on these successional trends. This is pronounced after extremely dry years when graminids will decrease in cover and annuals increase in the opened sward. A good illustration of that is given by *Festuca ovina* which decreases in all plots after the dry years of 1969 and 1983. The number of annuals subsequently increases in 1970, 1984 but also in 1976. Also the total cover of herbids increases after a crash in the graminids.

The increase in plot no. 39 for *Juniperus* may represent the first step towards juniper scrub in the area.

2.2. PERMANENT PLOTS IN DENSE JUNIPER SCRUB

One aim of the present research is to investigate the succession from open *Avenetum* vegetation to dense juniper scrub. For management purposes following questions are important:

- At which shrub density will various meadow species disappear?
- Is there a "seed bank" in the soil under an old shrub giving back parts of a meadow community?
- Is it possible to assist the regeneration of a meadow community by transplantation and sowing?

In this paper the first question is left aside. To handle the other two questions of regeneration four permanent plots (4x4 m) were laid out. Three plots were established in a very dense juniper scrub (approx. 60-80 years old) and one in the not-so-dense edge of the same scrub. All shrubs in the plots were cut in October 1983.

Three of the plots were used for transplantation and sowing; two were left open to grazing cattle and one was closed by a "fence" of dead and living shrubs. The fourth plot in a central part of the dense scrub was left without treatments and was also "fenced".

For the transplantation and sowing experiment (in Oct. 1983) *Orchis mascula*, *Anemone pratensis* and *Oxytropis campestris* were used. They were dug up together with a small part of soil in the area just outside the scrub and then transplanted into the plots. Seeds were collected in the same area and were sown in two of the plots. The plot at the edge of the scrub was used for *Orchis* transplantation (not *Anemone p.* and *Oxytropis c.*) and was not used for sowing experiments.

The first results were recorded in the beginning of June, 1984. Out of 20 transplanted *Orchis* 18 had survived and 12 had been flowering. All *Anemone* (10) and probably 16 of 20 *Oxytropis* had survived. All control plantations (five of each species) in the open Alvar had survived.

Seedlings of the experimental sowings were only found in the "fenced" plot. There were six small seedlings of *Anemone pratensis* (from 40 seeds). The idea of transplantation of taxa into a cleared area seems to be possible at least under good weather conditions as in 1984. A number of species has been recorded growing from the soil brought in around the transplanted plants. That is also important to notice as these patches now have the function of meadow islands in the cleared area.

The untreated plot had a shrub layer with a cover about 95% before the clearing. In October 1983 seven species were recorded (see Table 3). They had very low frequency and were scattered in the plot. Very few visits were made to the plot to avoid introduction of seeds to the area. Seeds introduction by birds or hares is however uncontrollable.

Table 3. Records of taxa and their cover values in a cleared plot (4x4 m) in *Juniperus* scrub at Dröstorp 1983-84.

Year Date Subplot (2x2 m)	1983 19/10	1984 12/5	15/9			
			1	2	3	4
<i>Juniperus communis</i>	.	.	x	.	1	.
<i>Poa cf compressa</i>	1	.
<i>Festuca ovina</i>	.	.	1	.	.	.
<i>Brachypodium pinnatum</i>	.	.	.	1	.	1
<i>Carex flacca</i>	.	1	1	1	1	1
<i>C. sp.</i>	1	1	1	1	1	.
<i>Luzula sp.</i>	.	1	.	.	1	.
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	.	.	1	.	1	1
<i>Stellaria graminea</i>	.	.	1	1	.	.
<i>Berberis vulgaris</i>	1	1	.	.	.	1
<i>Cardamine hirsuta</i>	.	1	1	1	1	1
<i>Prunus spinosa</i>	1	1	2	1	2	1
<i>Fragaria viridis</i>	1	1	1	2	1	2
<i>Potentilla tabernaemontani</i>	1	.
<i>Geum urbanum</i>	1	1	3	3	4	2
<i>Filipendula vulgaris</i>	.	1	1	1	1	x
<i>Rosa dumalis</i>	1	1	1	1	1	3
<i>Trifolium repens</i>	.	.	1	.	.	x
<i>T. pratense</i>	.	.	1	.	1	.
<i>Anthyllis vulneraria</i>	x	.
<i>Lotus corniculatus</i>	.	.	1	1	1	1
<i>Polygala sp.</i>	x	.
<i>Viola hirta</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Torilis japonica</i>	.	.	1	2	1	1
<i>Veronica arvensis</i>	.	1
<i>Plantago lanceolata</i>	.	.	1	.	.	.
<i>Galium aparine</i>	.	1	1	1	1	1
<i>G. triandrum</i>	.	1	1	.	.	x
<i>G. boreale</i>	.	.	1	.	.	.
<i>G. verum</i>	.	.	1	.	1	1
<i>Campanula persicifolia</i>	.	1	1	1	1	1
<i>C. rotundifolia</i>	.	.	1	1	1	1
<i>Achillea millefolia</i>	.	.	.	1	.	.
<i>Cirsium vulgare</i>	.	.	.	x	x	.
<i>Sonchus cf asper</i>	.	.	1	.	.	.
<i>Taraxacum vulgare</i>	.	.	.	x	.	.
No. of species: 36	7	14	23	20	22	22

The number of species had increased to 14 in May 1984 and to 35 in September. Some of the plants already present in the plot in 1983 e.g. *Prunus spinosa*, *Rosa dumalis*, *Fragaria viridis* and most of all *Geum urbanum* had regenerated rapidly. This is also seen in increased cover values. *Torilis japonica* and *Galium aparine* were also frequent. Three seedlings of *Juniperus communis* were recorded.

A number of species which are more frequent in meadow vegetation were recorded e.g. *Arenaria serpyllifolia*, *Veronica arvensis*, *Polygala* sp., *Lotus corniculatus*, *Anthyllis vulneraria* and *Potentilla tabernaemontani*.

No further evaluation has been done yet, but it is obvious that the canopy-removal together with the good precipitation conditions have initiated a growth from stored seeds in the soil.

2.3. COLONIZATION BY JUNIPERUS COMMUNIS ON DEEP SOILS

Regeneration of *Juniperus communis* has been recorded in a clear-cut plot (50x50 m) and succession has been recorded in an control plot (without cutting) since 1970. Both plots have been ungrazed since 1970.

In the cleared plot the mean age was 49 years (136 junipers). This plot was recorded within a standing crop estimation of *Juniperus* (ROSEN 1982). The age of 65 small junipers was not counted. There were two peaks in age distribution; for ages 31-35 and 41-45. Only 11 shrubs had an age over 80 years. The latter may be explained by cutting for firewood or higher grazing intensity at that time, but extreme drought periods may also have been involved.

In the control plot diameters and heights of the junipers have been measured in two 5-year intervals (1971-76 and 1976-81). The cover of the juniper stand increased from 10% to 14.5% during these 10 years, which indicates a rapid growth. It was shown for the junipers with a diameter up to 1 m that they have increased their diameter on average by 27% and 20% respectively and height by 18% and 25% respectively during these two 5-year intervals. Figures for larger junipers (diam. over 3.05 m) showed increases of (diameter) only 5% / 5% and (height) 4% / 6% respectively for the two 5-year periods (ROSEN 1982). This was the first step of understanding the scrub development.

Regeneration and succession has been followed by mapping seedlings in the cleared plot, and both small junipers and seedlings in the control plot. In 1981 there were 159 small junipers and juniper seedlings in the cleared plot. The number in the control plot had increased from 40 (1971) to 112, an increase of 72. In addition there were 150 older shrubs growing in that plot. Totally only four small shrubs were recorded dead during that 10-year period (ROSEN 1982).

A more detailed mapping was carried out in 1983, recording 606 small shrubs in the cleared plot (an increase of 447 from 1981). The control plot had 314 (increase of 202), excluding the 150 older shrubs. The more detailed mapping cannot account for all of this increase. The first years of the 1980's were probably suitable for seedling establishment, but the seedlings were initially too small to be detected in the thick vegetation cover during the 1981 mapping.

For comparison it can be mentioned that *Juniperus* seedlings were recorded in 1981 from the intensively mapped 1 m² permanent plots in the *Avenetum* vegetation.

The number of living seedlings in the control plot increased from 314 to 324 from 1983 to 1984. 22 were new and 12 were missing (presumed dead). For the cleared plot the figures were 606 in 1983 and 604 in 1984. 45 were new and 47 were missing (presumed dead). This indicates that the drought in 1983 had a more severe effect on the seedlings than has been recorded before. The difference in the numbers of seedlings between the two plots may be a question of competition for water; the older shrubs outcompeting the smaller ones in the control plot.

The problem with the lack seedling establishment reported e.g. from Great Britain (WARD 1973, 1982; GILBERT 1980) and the Netherlands (BARKMAN pers. comm.) is not valid in Öland. It is rather the opposite - the very good establishment and low grazing intensity - which is a management problem in the Alvar.

2.4. COLONIZATION BY JUNIPERUS COMMUNIS ON SHALLOW SOILS

On shallow soil the situation for junipers is different. A *Juniperus communis* population has been recorded since 1975 using a scale based on the amount of green needles (assimilating) at the end of the summer (September). The scale is explained in Fig. 1.

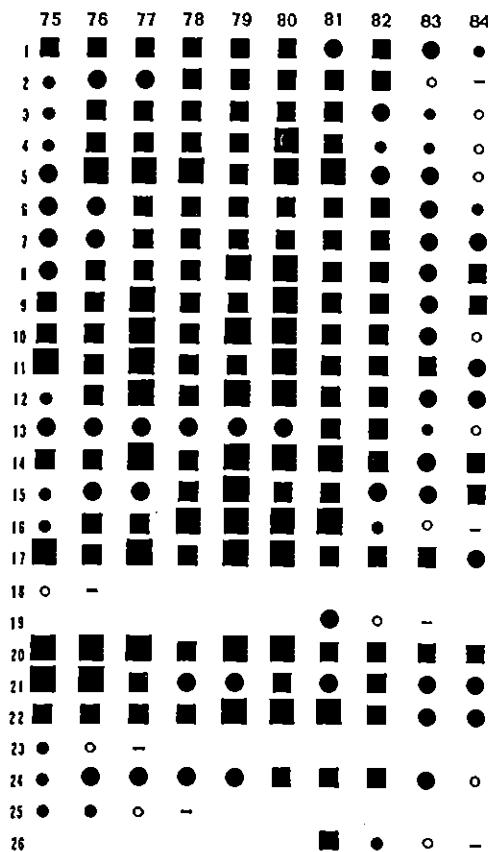


Fig. 1. Influence of drought on *Juniperus communis* in the permanent plot (7x7 m) during the period 1975-84, Alvar of Nedre Alebæk. Each year (in Sept.) the living junipers were classified according to amount of green needles.
 ■ 100% (fresh), ■ 99-76% (slightly dry),
 ● 75-26% (half dry), ● 25-1% (almost dry),
 ○ 0% (dry). Dead shrubs were marked by -. Number of shrubs (fresh-dry) per year from 1975 to 1984: 24, 23, 22, 21, 21, 21, 23, 22, 19.

The influence of drought was followed in a permanent plot (7x7 m). After the very dry summer in 1975 only four shrubs were classified as "fresh" out of 24 shrubs. Nine were "almost dry" and one was "dry".

In the following year the situation was better. Though one bush was "dead" and one was "dry"; only one was classified as "almost dry". The other shrubs had recovered. Then there was a series of years with fairly good conditions of which 1980 was the most favourable year with 12 "fresh" and no "dry" or "almost dry" ones.

In 1982 conditions were less favourable as indicated by the records of no "fresh" but 16 "slightly dry" shrubs. After the extremely dry year 1983 one shrub was "dead", three were "dry" and three "almost dry". The majority were "half dry". The three individuals in the best condition that year belonged to the class "slightly dry".

Despite the favourable climatic conditions in 1984 three shrubs died as a consequence of the previous years' drought. Six individuals were classified as "dry" which in practice means dead. Only 13 shrubs were still living.

These results illustrate a much stronger fluctuation in this plot on shallow soil than in the larger juniper plots on deep soils. Further information e.g. about single shrubs (1975-82) is given in ROSEN (1984).

2.5. REGENERATION DYNAMICS IN A *CALLUNA VULGARIS* POPULATION

A *Calluna vulgaris* population also was recorded since 1975. Two permanent 1 m² plots were located in an area where *Calluna* plants in the plots were apparently dead (ROSEN 1984).

By 1976 one small patch in plot II had resprouted. A number of very small seedlings had also established. New seedlings were found in 1977. Many of the *Calluna* seedlings had the pyramidal shape which is characteristic of the "pioneer phase" (GIMINGHAM 1972). The distribution of *Calluna* from 1975 and onward is presented in Fig. 2.

In 1981 the cover of *Calluna* had increased very much and most of the *Calluna* had the characteristics of the next stage the "building phase", with bi- and trifurcation of the branches developing (op. cit.).

The *Calluna* flowered profusely in 1981. The end of the summer in 1982 was dry and *Calluna* was found totally dry again. No seedlings were recorded at all in 1983 with its extremely low precipitation. In 1984 the conditions for regeneration were better and 88 and 146 seedlings were recorded respectively in the two plots.

In this case on fairly thin soils (10-15 cm) *Calluna* does not seem to reach the "mature phase" (GIMINGHAM 1972) as it does on deeper soils and on soils with moister conditions. Extreme drought periods kill the

Calluna creating regeneration situations very frequently in the Alvar areas where it is not reduced by the grazing.

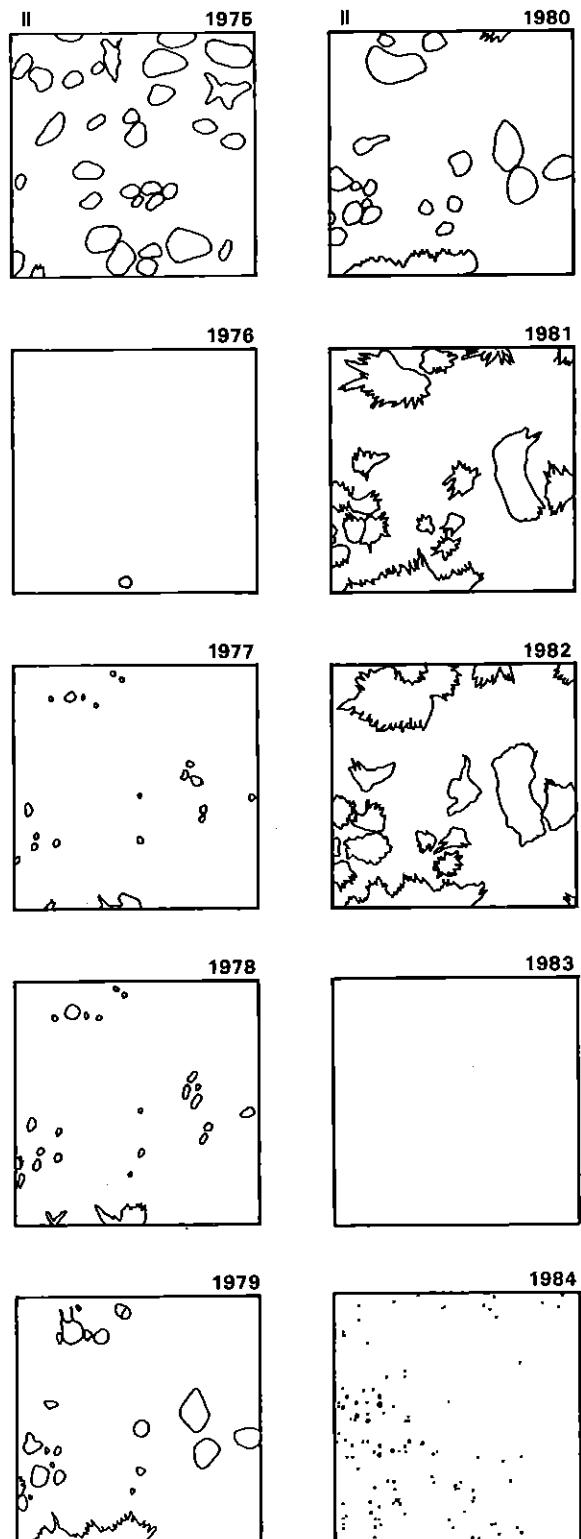


Fig. 2. Distribution of *Calluna vulgaris* during the period 1975-84. Permanent plot (no. II) with a size of 1 m². Alvar of Gynge.

2.6. REGENERATION DYNAMICS IN A POTENTILLA FRUTICOSA POPULATION

In the autumn of 1983 a population of *Potentilla fruticosa*, in a shallow temporary pool, was found in a bad condition. That was also a result of the extreme drought that summer. A permanent plot (7x7 m) was located in a place where most of the shrubs seemed to be dry. Only 20 shrubs showed any sign of life in the form of single green leaves.

In 1984, by the end of May, 67 shrubs had green leaves. Seven of these had leaves on old branches, while 60 had got new basal shoots. Observations in August showed that 20% (29 individuals) of the recorded 143 shrubs had been eliminated by the drought. Of the remaining 114 shrubs 87 were recovering with basal shoots (10 had flowers), 9 were classified as "fresh" (8 with flowers) and 18 looked "half-dead" (16 with flowers). To these figures 24 new seedlings can be added as a result of the favourable conditions in 1984.

In August 34 shrubs were or had been flowering. This is 24% of the recorded living shrubs in the plot. In areas with deeper soils almost 100% of the shrubs were flowering in 1984.

Potentilla fruticosa growing in less favourable sites now and then has to regenerate as a consequence of drought which causes a fluctuation in the stand over a number of years. In this case the number of drought killed shrubs (29) was almost replaced by new seedlings (24).

3. GENERAL OBSERVATIONS ON FLUCTUATIONS

In the beginning of the vegetation period in 1984 a reduction in cover and in the number of individuals could be recorded after two dry summers for many taxa, for example, *Fumana procumbens*, *Helianthemum oelandicum*, *H. nummularium*, *Thymus serpyllum* and *Globularia vulgaris*. On the other hand orchids had a good year and so had many other species, for example, *Saxifraga granulata*, *Filipendula vulgaris*, *Ranunculus illyricus*, *R. bulbosus*, *Dianthus deltoides* and not less the annuals, especially *Kohlruschia prolifera* and *Trifolium striatum*.

1984 turned out to be a very wet summer and many species regenerated abundantly from seed e.g. *Bupleurum tenuissimum* which was suddenly found to be very frequent in the *Festucetum*. A continuous flowering,

or a more pronounced than usual second flowering period was also recorded for many species.

One certain taxon deserves to be specially mentioned. Populations of *Ranunculus illyricus*, usually found in small clones in heavily cattle-trampled areas and with flowering stems, "exploded" in 1984. Large clones were found in areas where it was previously known as being sparse or not recorded at all. The localities were often found in the transitional zone between the *Avenetum* and the *Festucetum*, often on somewhat frostheaved grounds.

The following example gives an impression of the numbers of shoots per m² (flowering stems within brackets): 225 (24), 292 (42), 292 (18) and 164 (73). *Ranunculus illyricus* seems to spread well vegetatively by rhizomes which form small clusters of bulbils, from which new shoots originate.

4. DISCUSSION

All these examples above indicate there is a very dynamic situation in the limestone grasslands of Öland. The precipitation is a major determinant of the fluctuations in species composition, but precipitation also indirectly influences variation in cover, productivity, seed production etc. These fluctuations are closely connected with soil depth and the ability of the individual species to resist drought.

On deeper soils grazing is a regulatory factor. If grazing decrease a succession with a developing *Juniperus* scrub will take place - especially on deeper soils; *Juniperus* colonizes less successfully on thin soils. However, extreme drought periods may occasionally retard juniper seedling establishment or kill seedlings which have already established themselves; this is certainly the case in areas with shallow soils. The same is valid for *Calluna vulgaris*. But with increasing junipers colonizing more suitable microclimatic conditions are created for *Calluna*.

Fluctuations in weather conditions are not important only as a limiting factor. Favourable conditions with high precipitation, which took place in 1984, may speed up the plant cover regeneration. In that way the secondary effects of frost heaving in a loose vegetation cover will be decreased. Frost heaving often accentuates the effects of a previous drought, creating pronounced fluctuations.

The permanent plots on the Stora Alvaret grasslands illustrate both small-scale fluctuations in species composition and longer-term successional changes. It is hard to separate the two phenomena on a short time scale, but a knowledge of the vegetation dynamics is of great importance in the planning of the future management of the area. The National Swedish Environmental Protection Board (SNV) is supporting research to determine future management priorities for the area.

5. ACKNOWLEDGEMENT

The field investigations were carried out using the Uppsala University Ecological Station at Ölands Skogsby as base. I am grateful to the director, Bertil Kullenberg, and his staff for assistance in various ways. Märta Ekdahl prepared the tables and Honor Prentice assisted with suggestions and remarks on the manuscript.

The investigations on Öland Stora Alvar are run with financial support from the National Swedish Environment Protection Board (SNV).

6. SUMMARY

Succession and population fluctuations in some different limestone grasslands on "Stora Alvaret" in the south of the Baltic island of Öland, Sweden are discussed. The importance of climatic influence (especially precipitation) on the plant cover and for certain species as *Juniperus communis*, *Calluna vulgaris*, *Potentilla fruticosa* is stressed.

1. Climatic variation caused fluctuations in species composition in permanent plots in the *Avenetum*.
2. Permanent plots were established within clearings in dense juniper scrub. Field layer regeneration was studied in combination with transplantation experiments involving grassland species (*Orchis mascula*, *Anemone pratensis*, *Oxytropis campestris*).
3. Colonization of *Avenetum*-grasslands by *Juniperus* was recorded (1970-84). New juniper seedlings were mapped and diameter and height increments were measured during two 5-year periods.
4. Fluctuations caused by drought were recorded in *Juniperus* and *Calluna* populations on shallow soil (1975-84) and for *Potentilla fruticosa* in a shallow temporary pool (1983-84).

7. LITERATURE

- ALBERTSON, N., 1950: Das große südliche Alvar der Insel Öland. Eine pflanzensoziologische Übersicht. *Svensk bot. Tidskr.* 44: 269-331.
- GILBERT, O.L., 1980: Juniper in Upper Teesdale. *J. Ecol.* 68: 1013-1024.
- GIMINGHAM, C.H., 1972: *Ecology of heathlands*. London: 266 pp.
- LID, J., 1974: *Norsk og svensk flora*. 2nd. ed. Oslo: 808 pp.
- NELSON, H., 1955: Natur och odling på Öland. *Natur på Öland*. Stockholm: 42-64.
- ROSÉN, E., 1982: Vegetation development and sheep grazing in limestone grasslands of south Öland, Sweden. *Acta phytogeogr. suec.* 72: 1-104.
- ROSÉN, E., 1984: Some short-term changes in the dynamics of limestone grasslands of South Öland, Sweden. *Nova Acta R. Soc. Sci. upsal. V.C.* 3: 189-205.
- STERNER, R., 1948: Ölands flora. I. Lund: 91-235
- WARD, L.K., 1973: The conservation of juniper. I. Present status of juniper in southern England. *J. appl. Ecol.* 10: 165-188
- WARD, L.K., 1982: The conservation of juniper: longevity and old age. *J. appl. Ecol.* 19: 917-928.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Ejvind Rosén
Inst. of Ecological Botany
Uppsala University
Box 559
S-751 22 Uppsala

SCHREIBER, Karl-Friedrich (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984. Paderborn: Ferdinand Schöningh 1985, S. 35–43 (Münstersche Geographische Arbeiten 20)*

Growth form spectra and species diversity in permanent grassland plots with different management

Josef Hermann Willems

KEYWORDS

Calcareous grassland; diversity; dominance; growth form spectra; management regimes; permanent plots; succession; vegetation structure; vegetation texture.

ZUSAMMENFASSUNG

Es wird über die Entwicklung des Artenreichtums und der Dominanzverhältnisse der Wuchsformen in einem Kalkrasen während einer 15-jährigen Periode von Dauerquadratbeobachtungen berichtet. Die Dauerquadrate wurden verschieden behandelt: Schafbeweidung, Brache, Mähen mit und ohne Zugabe von Handelsdünger. Zehn verschiedene Wuchsformen der Phanerogamen sind unterschieden worden. Die Wuchsformenspektren auf der Basis der gemessenen oberirdischen Phytomasse stimmen weitgehend überein mit denen auf Basis der geschätzten Deckungswerte. Von einigen Wuchsformen (große Graminoide, Kletterkräuter, hohe Sträucher) geht die Dominanz (Deckungswert über 50%) deutlich einher mit einer Abnahme des Artenreichtums, während die Dominanz von anderen Wuchsformen (Rosettenpflanzen mit blattlosen Blütenstielchen) sich nicht negativ auf den Artenreichtum auswirkt. Ersteres kann man in Brachen und in gedüngten Quadraten beobachten, während letzteres für ungedüngte Quadrate zutrifft. In Dauerquadraten, die von Schafen beweidet wurden, hat keine Art die Dominanz erreicht.

Dominanz von verschiedenen Wuchsformen bringt starke Unterschiede in der vertikalen Ausbildung der Vegetationsstruktur mit sich; daraus resultieren ganz verschiedene Einflüsse auf den Artenreichtum. Das trifft sogar auch für die Quadrate zu, in denen die oberirdische Phytomasse mehr oder weniger gleich ist.

1. INTRODUCTION

Vegetation research on permanent plots is mainly focussed on changes of the floristic composition during a shorter or longer period in the course of time (a.o. BORNKAMM 1974; SCHMIDT 1981, 1984; WILLIAMS 1978; VAN DEN BERGH 1979; WILLEMS 1980). For example the effects of different management regimes may be monitored.

In the present paper the changes in growth form spectra in a number of experimental plots in old stabilized grassland will be emphasized in relation to species diversity of the vegetation. The structure of vegetation is also determined by the growth forms of plants and structure is of decisive importance for the processes of germination and of the establishment of new individuals and hence for the floristic composition (VERKAAR et al. 1983). More insight in the mutual influence of plant growth form, vegetation structure and composition will enlarge the understanding of how a plant community is functioning.

Following BARKMAN (1979) I distinguish between structure and texture of the vegetation, where texture is "the qualitative and quantitative composition of the vegetation as to different morphological elements, regardless of their arrangement", and structure is "the spatial (horizontal and vertical) arrangement of these elements".

This paper is mainly concerned with the textural aspects of the vegetation: growth form spectra, species diversity and above ground phytomass. Special attention will be given to:

- the effect of several treatments on the growth form spectra of species on the permanent plots during a 14-15 year period,
- the relation between the dominance of different growth forms and species diversity, and
- an attempt to explain the results of this experiment.

2. STUDY AREA AND METHODS

2.1. SITE DETAILS

The experiment was started in the period 1970-71 on a NW-facing slope (inclination 20°) in South-Limburg, in the Southern-most part of the Netherlands. The subsoil consists of calcareous sediments of the Cretaceous (Upper-Senonian) period. The soil can be considered as a rendzina.

Up to 1967 the area was covered with old grassland used for grass production, and as a consequence, was heavily fertilized with both chemical fertilizer and farm yard manure.

After a phytosociological survey and mapping of the vegetation a number of permanent plots (1,5 x 1,5 m) were layed out in 1970 and 1971. Five pairs of plots received the following applications two times a year: N.P.K.-fertilizer (19.6.6. or 13.40.13.), calcium-carbonate or farm yard manure. One pair without any application was considered as a control. The sods of one of each pair were cut in 1971. The vegetation on all these plots was mown once a year in late autumn. The latter did not happen with another plot (2x5 m) which was surrounded by a 0,5 m high fence where the vegetation was left untouched. In 1973 the southern part of the area was fenced and yearly grazed by a small number of sheep during the greater part of the year. More details concerning the area as well as the experiments are given in WILLEMS (1980, 1983), VERKAAR et al. (1983) and DURING & WILLEMS (1984).

2.2. METHODS

The vegetation of the plots was recorded almost every year during the summer, using the Braun-Blanquet approach (BRAUN-BLANQUET 1964). From 1975 the refined scale of BARKMAN et al. (1964) was applied, estimating abundance and dominance of the plant species involved.

From 1973 the peak above-ground phytomass (dry weight) was measured each year. In some years this phytomass was sorted into species.

To arrange the growth form spectra presented in this paper, the estimated abundance/dominance values of the Braun-Blanquet scale were transformed by means of transformation values of the average real cover percentage (BARKMAN et al. 1964); BARKMAN manuscript). Cover values of the several growth forms were added and this total was considered 100%.

The cover percentage of each growth form was calculated afterwards as the proportion of the total.

The following growth forms are distinguished:

1. Tall graminoids (> 25 cm; for example: *Brachypodium pinnatum*, *Dactylis glomerata*, *Avena pubescens*).
2. Short graminoids (< 25 cm; *Briza media*, *Carex flacca*, *Anthoxanthum odoratum*).
3. Rosette plants with leafless flowering stalk (*Leontodon hispidus*, *Plantago media*, *Listera ovata*).
4. Rosette plants with leafy flowering stalk (*Knautia arvensis*, *Heracleum sphondylium*, *Leucanthemum vulgare*).
5. Solitary forbs (*Lotus corniculatus*, *Rhinanthus minor*, *Hypericum perforatum*).
6. Clumped forbs (*Origanum vulgare*, *Ononis repens*).
7. Creeping forbs (*Trifolium repens*, *Prunella vulgaris*, *Veronica chamaedrys*).
8. Climbing forbs (*Lathyrus pratensis*, *Vicia spp.*).
9. Woody species (< 25 cm; *Crataegus monogyna*, *Prunus avium*, *Fraxinus excelsior*).
10. Woody species (> 25 cm; idem).

These growth forms are not based on any established system, but on the form of the plant during the peak standing crop in summer. These growth forms are unrelated to the Raunkiaerian life form system (RAUNKIAER 1934). As a consequence it is possible that within any one of the categories mentioned above, more than one Raunkiaerian life form may be found. For instance, the solitary forbs include hemicryptophytes, geophytes and therophytes. The categories mentioned above fit well into the extended, provisional growth form system of the indigenous plants of the Netherlands by BARKMAN (manuscript). This system is briefly explained in BARKMAN (1979, p. 152).

The nomenclature follows HEUKELS - VAN DER MEIJDEN (1982) for phanerogamic species.

3. RESULTS

Growth form spectra can be based on cover values or on the amount of phytomass of the species belonging to the growth forms distinguished. Because the phytomass of each species was not measured every year, the greater part of the spectra are based on the yearly repeated estimation of the cover values.

To answer the question whether these cover values give an accurate insight into the quantitative composition of the plant species involved, some comparisons are made of both spectra based on the quantity of dry weight as well as on cover values. This comparison is made for two different plots with an interval of seven years.

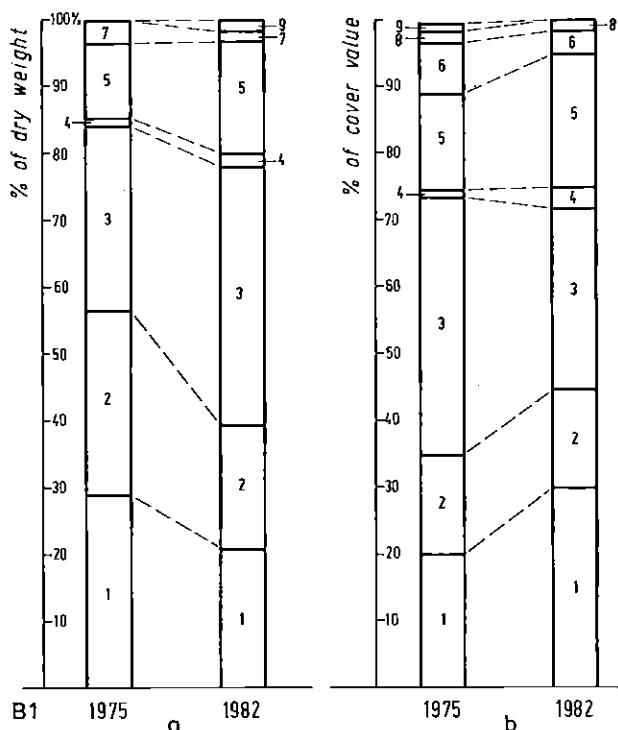


Fig. 1. Growth form spectra based on both percentage of dry weight (a) and percentages of cover value estimation (b) of an unfertilized, yearly mown plot (B1) during the period 1975-1982. The numbers (1-10) refer to the different growth forms (see Table 1).

As shown in Fig. 1 and 2, the spectra based on estimated cover values and those based on the amount of dry weight correspond to a high degree. Where there are slight differences, these can mostly be explained; e.g. the amount of dry weight of the tall grasses in plot B1 decreases during the period 1975 - 1982, while the cover percentage increases in the same period.

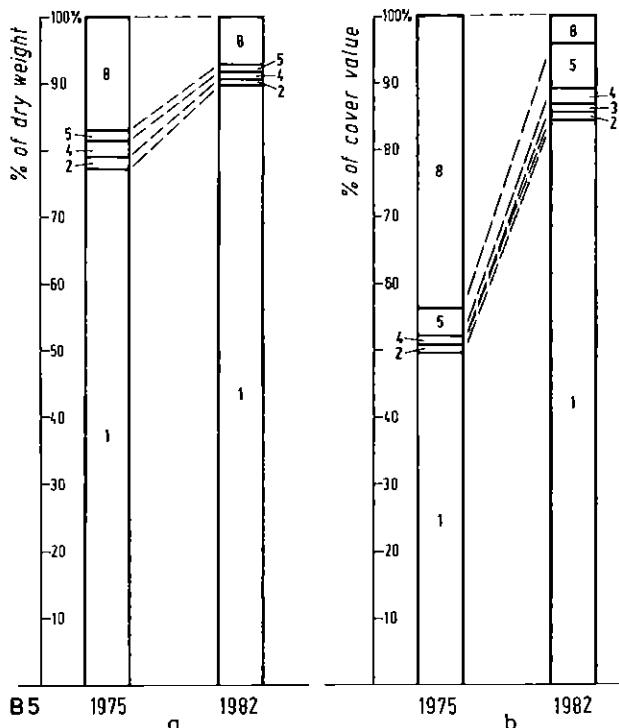


Fig. 2. Growth form spectra of a yearly mown plot treated with chemical fertilizer (B5). The following quantities of elements were applied yearly during the period 1971-1979 per m²: nitrogen 11,5 gr, phosphorus 35,5 gr and potassium 11,5 gr.

This can be explained by taking into account the lack of fertilizer in this period, which limited the height of the grasses but probably not so much the formation of tillers and shoots, which determine the cover values.

In 1982 there is a growth form present in the histogram representing the cover values, which is absent in the one representing the dry weight: the rosette plants with leafless flowering stalk (3). This is due to the presence of some individuals of *Taraxacum*, with large, thin leaves, which reach a cover percentage of about 1%. However, the amount of dry weight is less than 0,1% and therefore not represented in the histogram. In the next chapter some more remarks will be made concerning this theme.

The course of the cover percentages of the several growth forms of the yearly mown vegetation during a fifteen-year-period is given in Fig. 3. In spite of the yearly irregular percentages of the growth forms present, almost all of them remain during the time of observation. Some trends can be seen: the percentages of graminoids, mainly grasses, varies between 20 and 50%. The greater part of the gra-

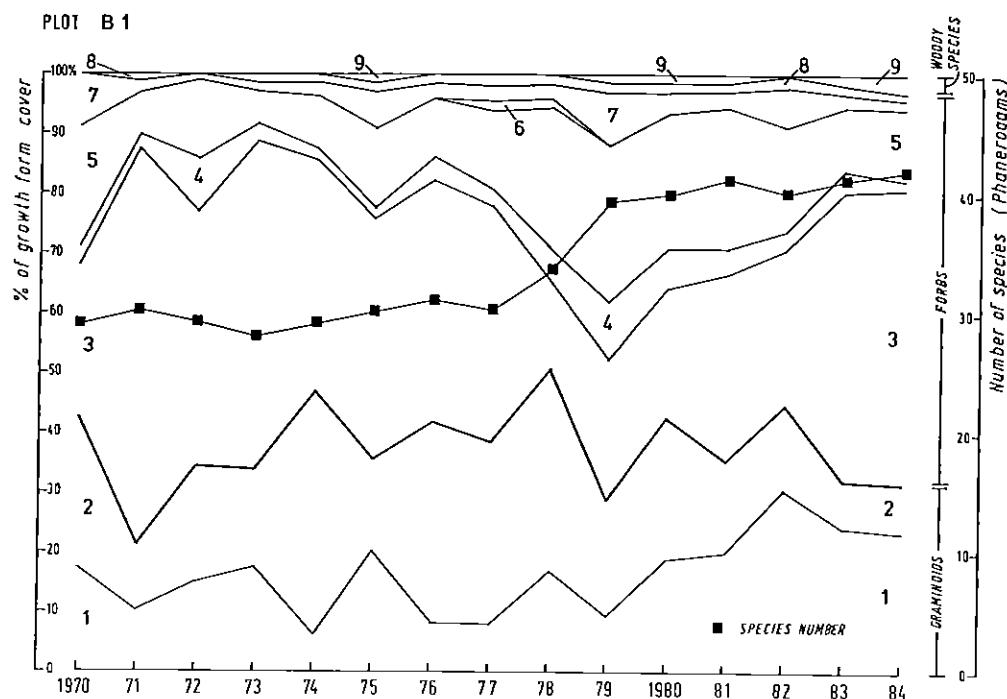


Fig. 3. Growth form spectra and species number in the course of a 15-year period in an unfertilized, yearly mown plot (B1).

minoids are the low growing species, except during the last 3-4 years, in which period the percentage of the tall graminoids increases. The greater part of the forbs in the first 7 years are rosette plants with leafless flowering stalks reaching more than 65%, in 1971, when it may be considered as highly dominant. The most important species belonging to this growth form are *Leontodon hispidus* (55%) and *Plantago media* (12%).

However, many other growth forms persist during the period of dominance of this growth form and no negative effect on the species number could be observed.

In 1978 the rosette plants decreased suddenly in cover percentage, whereas the solitary forbs increased. After a period of 3 years the opposite situation could be seen again. In 1984 the cover percentage of the rosette plants without leafy flowering stalks reach 50%. This high cover percentage of only one growth form did not negatively influence the presence of the other growth forms, or the constant increase of the species number in this plot (Fig. 3).

Fertilizer application resulted within 4 years in a decrease of nearly all except two growth forms: tall graminoids and solitary forbs. In plot B3, in which

the fertilizer with a high N-content is applied, the tall graminoids increase enormously, from 30 to 70% (Fig. 4). The second growth form which increased as a consequence of fertilizer treatment were the solitary forbs, which reached 40% in 1974. The main species in that year were *Centaurea pratensis* and *Achillea millefolium*. The cover percentage of the solitary forbs decreased after 1974 to about 3% in 1976. During a number of years the rosette plants (a.o. *Knautia arvensis*, *Ranunculus acris* and *Leucanthemum vulgare*) with leafy flowering stalk had a cover percentage of about 10%. Fertilizer treatment ceased in 1979 but the steadily increasing tall graminoids reached the highest cover percentage (96%) one year later. From that year onwards the cover percentage of this growth form decreased dramatically to less than 50% in 1984.

Concerning the growth forms, the situation in 1984 is, except for the low graminoids, quite well in agreement with the situation in 1971, the year in which the experiments started. The species number in this plot shows even a higher number in 1984. This is due to a very rapid rise of this number after ending fertilizer application.

Another plot (B5) with fertilizer treatment, in which a high percentage of phosphorus, also showed an increase of two growth forms: tall graminoids

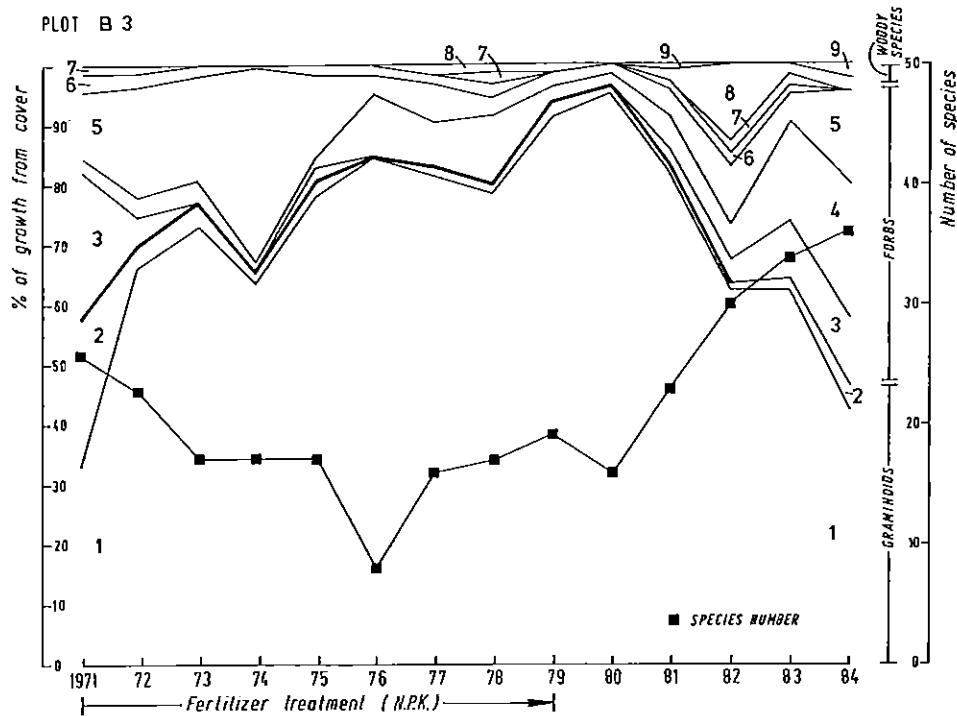


Fig. 4. Growth form spectra and species number in the course of time in a temporarily fertilized, yearly mown plot (B3). Yearly applied fertilizer 17 gr nitrogen, 5 gr phosphorus and 5 gr potassium per m^2 .

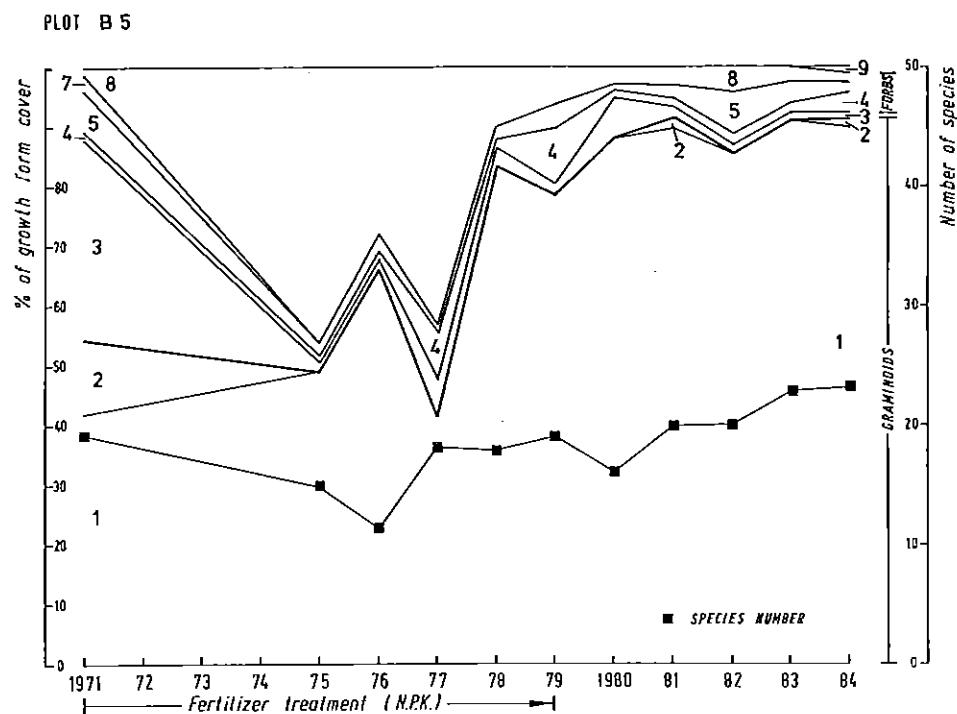


Fig. 5. Growth form spectra and species number of fertilized, yearly mown plot B5.

and climbing forbs (Fig. 5). Especially the latter increased enormously during the first 5 years of the experiment. In 1975 this growth form covered about 45% of the plot, mainly at the cost of the rosette plants with leafless flowering stalk, which covered in 1971 still about one-third of the plot. The species responsible for the enormous increase

of the climbing forbs was specially the legume, *Lathyrus pratensis*, which climbed between the shoots and inflorescences of the grasses and covered larger part of the plot during summer. In the extremely dry year of 1976 the cover percentage of the climbing forbs decreased about 15%, this in favour of the much deeper rooting tall grasses. One year later the

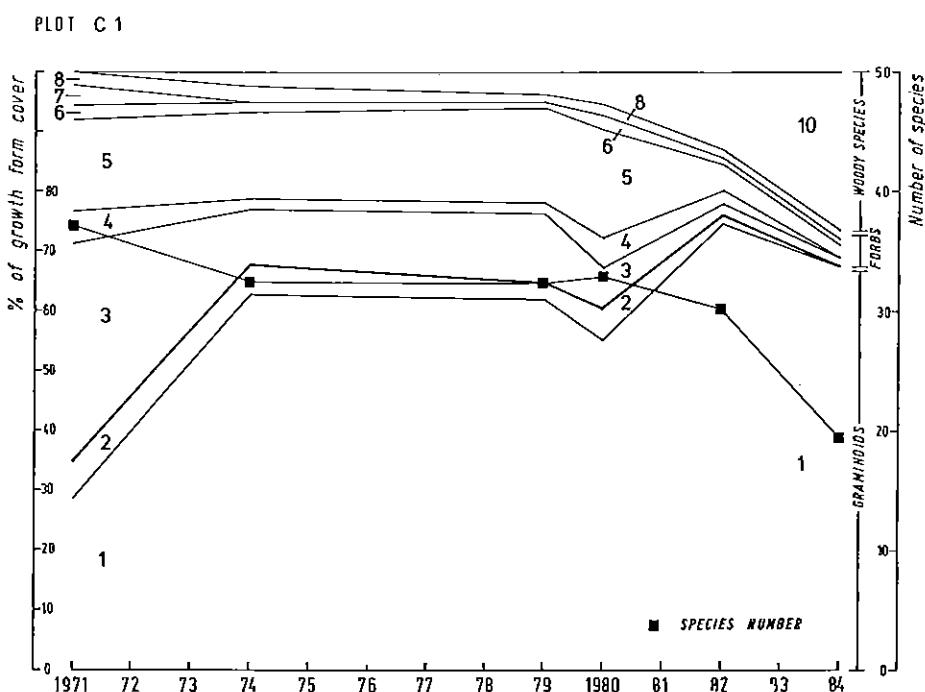


Fig. 6. The course of growth form spectra and species number in an abandoned chalk grassland during a 14-year period. This figure shows clearly the step-wise changes in abandoned grassland.

coverage by the climbing forbs increased again to 40%, though decreasing one year later to 10% and still further in the following years (Fig. 5).

After ending the fertilizer treatment in 1979, the growth form spectra of this plot remained about the same. Thus, after a five-year-period without fertilizer treatment, the situation seems to be fairly stable. This is in clear contrast with the growth form spectrum of plot B3 in the same year (Fig. 4).

Also distinct from the plot B3 is the course of the number of species in plot B5 after finishing the fertilization. The number of species in plot B5 increased only very slowly from 19 to 23 species between 1979 and 1984, whereas the numbers in the B3 plot are 19 and 36 respectively.

The fenced plot C1 was not yearly surveyed in detail, to prevent too much "disturbance". Three years after the beginning of the experiment, the tall graminoids had expanded at the cost of the rosette plants with leafless flowering stalk. Except for the creeping forbs, all other growth forms remain during the first ten years of the experiment. Noteworthy is the slight increase in cover percentage of the woody species. These species settled in the plot exclusively during the first three years after abandoning (WILLEMS 1983). After 1980 this cover percentage increases more quickly, despite the dis-

appearance of three young trees of *Prunus avium*, which died in 1979 as a consequence of feeding on the bark by rabbits in the previous winter. A very high and longlasting snowcover in that winter enabled the rabbits to pass the 0,5 m high fence, though they did not touch the bark of *Crataegus monogyna* shrubs.

After 1980 changes in cover percentage of the several growth forms took place more quickly and the low graminoids and rosette plants with leafy flowering stalk disappeared completely. The two dominating growth forms in 1984 are tall graminoids and woody species, the latter varying in height from less than 1 m to 2,5 m.

The number of plant species decreased in the first three years and stayed the same during the next 7-8 year period. From 1982-1984 the number of plant species decreased considerably from 30 to 19. Changes in the vegetation of this untouched plot seem to occur not gradually but step-wise, as will be discussed later (Fig. 6).

Finally, the change in growth form spectra can also be seen in a grazed grassland. Concerning this management only a comparison can be shown between the 1970 situation and that ten years later (Fig. 7). It appears that the ratio of forbs and graminoids stays about fifty-fifty. In 1980 the part of the

rosette plants with leafless flowering stalk decreased in favour of the creeping forbs, whereas two other growth forms woody species (< 25 cm) and clumped forbs were present in 1980, which were absent in 1970. During this period the species number increased from 31 to 42 in the permanent plot.

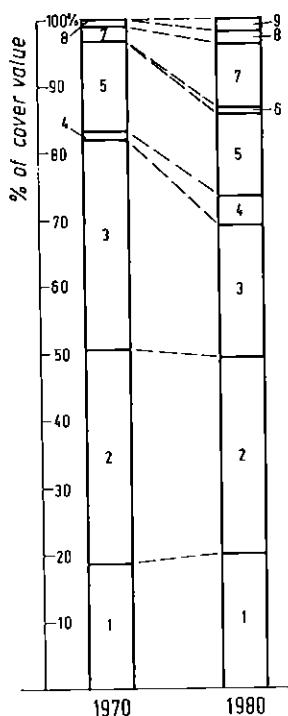


Fig. 7. Growth form spectra in 1970 and 1980 of a vegetation grazed by sheep from 1973 onwards.

4. DISCUSSION

In a study, like the one presented here, it is not fruitful to use a general system of life forms like the Raunkiaerian system. The greater part of the plant species in a grassland community belong to the single life form the hemicryptophytes, which included both grasses and forbs (RAUNKIAER 1934). *Leontodon hispidus* and *Brachypodium pinnatum*, considered as two different growth forms in this paper, belong to the same Raunkiaerian life form or strategy. The different impact of dominance of these two different growth forms on species diversity clearly illustrates the importance of paying attention to this feature in detailed ecological research. As a consequence it is better to devide strictly both systems based on growth forms and on life forms.

Most of the systems in textbooks (o.a. SHIMMELL 1971; MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974) or in reports on

investigations (o.o. VAN DER MAAREL 1969; SCHIEFER 1981) are mixtures of growth form systems and Raunkiaerian life forms. The preliminary growth form system proposed by BARKMAN (manuscript) for the Netherlands, however, is purely based on the architecture of the plant species. BARKMAN uses names of the several genera to characterize the growth forms, e.g. the primulids, which include the group of the rosette plants with leafless flowering stalk in the present paper.

The Barkman approach looks much promising, especially if more types of different vegetation are to be compared (WERGER 1983). In a study like the one presented here, concentrating on only one type of vegetation, it seems better to give a refined growth form system directly based on the situation of the site.

The Braun-Blanquet approach of estimating the cover percentages of the plant species, corresponds quite well with the much more time-consuming method of measuring the amount of dry weight of every species. Yet the latter method is necessary, especially if several investigators will alternate in surveying the vegetational change on permanent plots during a long term research project.

It is a well known feature that fertilizer application of a species rich grassland will greatly diminish the species number (WILLIAMS 1978; VAN DEN BERGH 1979; WILLEMS 1980). As can be concluded from both experiments (SCHIEFER 1981; WILLEMS 1983) as well as field observations (WILLEMS 1978) abandoning of calcareous grasslands has the same negative influence on species diversity as fertilizer treatment, although the course of this process is much slower. In the fertilized plots in the Gerendal the above-ground phytomass varies between $600-900 \text{ g.m}^{-2}$. This is the result of the yearly production of the tall graminoids. Interception of light by these grasses can be seen as the most important factor causing the much lower species number (VAN DEN BERGH 1979).

In the plot C1 the species diversity drops only after a period of more than 10 years of abandoning. The above ground phytomass in this plot was only measured once, in 1980, and it appeared that this weight was not so high, compared with the weight of the fertilized plots, 450 g.m^{-2} . In the yearly mown plots the above-ground phytomass is about the same, nevertheless the species diversity is much higher, because germination and establishment of species is not prevented in such a situation (VERKAAR et al. 1983).

Another aspect that is probably responsible for the decrease of the species number in the abandoned vegetation is litter accumulation. As already mentioned earlier (WILLEMS 1983) the amount of litter in the abandoned plot after a ten-year-period increased to about 60% of the total above-ground phytomass. This litter accumulation prevents germination and establishing of the greater part of the plant species, including woody species (SILVERTOWN 1980).

Seedling establishment of these species in the abandoned plot in the Gerendal exclusively took place during the first three years of abandonment. If no seedlings of woody species can establish in this period, it may be a long time before woody species can come into the vegetation. SCHIEFER (1981) observed grasslands without any shrubs 6 years after abandonment. This feature can be understood by taking into account the absence of germination of these species during the first years after abandonment.

The present day situation of the untouched plot in the Gerendal suggests, however, an additional process of a continuing possibility for germination of woody species. This is because of the different height of the shrubs, which varies between 0,90 - 2,50 m, and the obvious distinct diameter of the trunks, varying from 1,5 - 6,7 cm, of the 7 individuals of *Crataegus monogyna* occurring in the plot. In spite of these differences, all individuals of this species are of about the same age, 12-14 years old.

Based on the results presented in this paper, it can be stated that increasing dominance of one growth form, the tall graminoids, is clearly related to a decrease in species number. Increasing dominance of another growth form, the rosette plants with leafless flowering stalk, however, does not influence the species number negatively. When discussing the relation between species diversity and productivity (e.g. corridor model of GRIME 1979) this has to be kept in mind. This emphasizes the importance of the growth form of the dominant species, which defines the vertical vegetation structure. This vertical structure has been proved to be of decisive importance concerning seedling establishing, and hence, of species number in a calcareous grassland (SILVERTOWN 1981; VERKAAR et al. 1983; VERKAAR & SCHENKEVELD 1984).

Increasing dominance in the yearly mown plot is mainly caused by the increase of only one species, *Leontodon hispidus*, which increased in cover during the period 1978-1984 from about 10% to 55%. In the same period the number of phanerogamic species increases too, from 37 to 44 species. This observation is in contrast with HORN's (1974) opinion (p. 31) that in a plant community with increasing species number every species will become rarer. Perhaps HORN's conclusion only holds for more complex communities, in which most of his research is carried out.

Separation into the concept of structure and texture permits one to discuss more clearly the different spatial and qualitative architectural features of a vegetation (BARKMAN 1979). Of course structure and texture of a vegetation are two very interdependent characteristics of a plant community.

Changes in growth form spectra can give a good indication of processes which can be expected in the course of vegetational development. Combination with ecophysiological research will undoubtedly enlarge the insight into causal relationships in a plant community.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

I am much indebted to Prof. Dr. J.J. BARKMAN with which I discussed in detail problems concerning structure and texture of vegetation; a topic which has his vivid interest. Thanks are also due to the Department of Nature Preservation of the State Forest Service in the province of Limburg (NL) for their permission to carry out this long-term plot research.

6. SUMMARY

In this paper the relation between plant species diversity and dominance of different growth forms is presented, based on a 14-15 years period of research on experimental permanent plots in a calcareous grassland. Several management regimes were applied: sheep grazing, abandoning and mowing, in the last both with and without fertilizer treatment.

Ten different growth forms of phanerogamic species have been distinguished. Growth form spectra based on the estimated cover percentages of the species correspond fairly well with those based on the measured amount of above ground phytomass. Dominance

(cover percentage more than 50%) of some growth forms (tall graminoids, climbing forbs and tall woody shrubs) is clearly related to a decreasing species diversity, whereas dominance of another growth form (rosette plants with leafless flowering stalk) shows no negative effect on species richness. The former phenomenon is met within abandoned as well as in fertilized plots, the latter effect can be seen in the unfertilized plots. In the sheep grazed plots no species has become dominant. Dominance of different growth forms may cause an entirely different vertical vegetation structure, and hence, a different influence on species diversity, even if the above ground phytomass is almost equal.

7. REFERENCES

- BARKMAN, J.J., 1979: The investigation of vegetation texture and structure. In: The study of vegetation, ed. M.J.A. Werger. The Hague-Boston-London (Junk Publishers): 123-160.
- BARKMAN, J.J., H. DOING & S. SEGAL, 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. *Acta Bot. Neerl.* 13: 394-419.
- BERGH, J.P. van den, 1979: Changes in the composition of mixed populations of grassland species. In: The study of vegetation, ed. M.J.A. Werger. The Hague-Boston-London (Junk Publishers): 57-80.
- BORNKAMM, R., 1974: Zur Konkurrenzkraft von *Bromus erectus* II. Ein zwanzigjähriger Dauerversuch. *Bot. Jahrb. Syst.* 94: 391-412.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1964: Pflanzensoziologie. 3. Aufl., Wien-New York (Springer).
- DURING, H.J. & J.H. WILLEMS, 1984: Diversity models applied to a chalk grassland. *Vegetatio* 57: 103-114.
- GRIME, J.P., 1979: Plant strategies & vegetation processes. New York-London (Wiley & Sons).
- HEUKELS, H. & R. VAN DER MEIJDEN, 1982: Flora van Nederland. 20th ed. Groningen (Wolters-Noordhoff).
- HORN, H.S., 1974: The ecology of secondary succession. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 5:25-37.
- MAAREL, E. VAN DER, 1969: Over vegetatiestructuren-relaties en -systemen in het bijzonder in de duingraslanden van Voorne. Thesis, Utrecht.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & H. ELLENBERG, 1974: Aims and methods of vegetation ecology. New York-London (Wiley & Sons).
- RAUNKIAER, C., 1934: The life forms of plants and statistical plant geography. Oxford (Clarendon Press).
- SCHIEFER, J., 1981: Vegetationsentwicklung und Pflegemaßnahmen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. *Natur und Landschaft* 56: 263-268.
- SCHMIDT, W., 1981: Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. *Scripta Geobotanica* 15: 199 S.
- SCHMIDT, W., 1984: Der Einfluß des Mulchens auf die Entwicklung von Ackerbrachen. Ergebnisse aus 15-jährigen Dauerflächenbeobachtungen. *Natur und Landschaft* 59: 47-55.
- SHIMWELL, D.W., 1971: The description and classification of vegetation. London (Sidgwick & Jackson).
- SILVERTOWN, J., 1980: Leaf canopy induced seed dormancy in a grassland flora. *New Phytol.* 85: 109-118.
- VERKAAR, H.J., A.J. SCHENKEVELD & J.M. BRAND, 1983: On the ecology of short lived forbs in chalk grasslands: micro-site tolerances in relation to vegetation structure. *Vegetatio* 52: 91-102.
- VERKAAR, H.J. & A.J. SCHENKEVELD, 1984: Seedling development under low photo flux conditions. *Flora* 175: 135-141.
- WERGER, M.J.A., 1983: Grassland structure in a gradient situation. *Verh. Gesellschaft Ökologie* 11, Festschr. H. ELLENBERG, Göttingen: 455-461.
- WILLEMS, J.H., 1978: Observations on North-West European limestone grassland communities: phytosociological and ecological notes on chalk grasslands in Southern England. *Vegetatio* 37: 141-150.
- WILLEMS, J.H., 1980: An experimental approach to the study of species diversity and above-ground biomass in chalk grassland. *Proc. K. Ned. Akad. Wet. Series C.* 83:279-306.
- WILLEMS, J.H., 1983: Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. *Vegetatio* 52:171-180.
- WILLIAMS, E.D., 1978: Botanical composition of the park grass plots at Rothamsted 1856-1976. Roth. Exp. Station, Harpenden. 61 pp.

Anschrift des Verfassers:
Dr. Josef Hermann Willems
Department of Plant Ecology
University of Utrecht
Lange Nieuwstraat 106
NL-3512 PN Utrecht

SCHREIBER, Karl-Friedrich (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984.* Paderborn: Ferdinand Schöningh 1985, S. 45-49 (Münstersche Geographische Arbeiten 20)

21-, 10-, und 8-jährige Dauerquadratuntersuchungen in aufgelassenen Grünländereien

Fritz Runge

KEYWORDS

Succession; fallow pastures; vegetation dynamics;
Lolio-Cynosuretum.

ABSTRACT

Investigations of three permanent plots, situated in northwestern Germany, were repeated every year. They resulted the following facts:

If grazing is stopped in a *Lolio-Cynosuretum*, nearly all the typical plants of meadows and pastures disappear within a period of one to eleven years. In some pastures, shrubs and trees already germinate after one or two years. Because the grasslands are no more manured, the dry *Lolio-Cynosuretum typicum* changes into an *Agrostietum tenuis* within a few years.

1. EINLEITUNG

Im nordwestdeutschen Tiefland, bei Hopsten (Kreis Steinfurt) liegt das Naturschutzgebiet "Heiliges Meer". Es wurde 1963 und 1976 in seinen Randbereichen erweitert. In diesem Erweiterungsbereich richtete ich an drei Stellen Dauerquadrate ein und untersuchte sie 21, 10 bzw. 8 Jahre lang.

2. 21-JÄHRIGE UNTERSUCHUNGEN

Bei der Vergrößerung des Naturschutzgebietes bezog man eine feuchte Weidelgras- Weißklee- Weide (*Lolio-Cynosuretum lotetosum uliginosi*) mit ein. Der Unter-

grund besteht aus Flachmoortorf. Bis 1963 grasten Rinder auf dieser Weide. Als das Grünland sich selbst überlassen wurde, legte ich sofort ein 1 qm großes Dauerquadrat darin an. Die Entfernung der Untersuchungsfläche bis zum nahen Erlenbruchwald beträgt etwa 20 m. Das Dauerquadrat nahm ich pflanzensoziologisch auf (Tab. 1, 1963). Die Aufnahme zeigt das Abbild der feuchten Weidelgras- Weißklee- Weide in ihrer charakteristischen Zusammensetzung.

Die soziologische Aufnahme wiederholte ich Jahr für Jahr. Um die Tabelle nicht allzu breit werden zu lassen, seien in ihr nur die Aufnahmen im Abstand von 3 Jahren aufgeführt.

Schon innerhalb der ersten 1 - 3 Jahre verschwanden mehrere der für die Weidelgras- Weißklee- Weide (*Arrhenatheretalia*) charakteristischen Arten, darunter *Trifolium repens*, *Cynosurus cristatus*, *Lychnis flos-cuculi* und anscheinend auch das Moos *Brachythecium rutabulum*. Der Grund der Abnahme liegt einerseits darin, daß diese Arten durch den Schatten der kräftigeren, höher aufschließenden Pflanzen zurückgedrängt wurden. Denn das Vieh hielt diese hohen Kräuter und Gräser ja nicht mehr kurz. Andererseits wurden die typischen Weidearten von einer dünnen Decke aus umgeknickten, langen, vorjährigen Stengeln, Halmen und Blättern erdrückt. Diese dünne Decke legte sich nach 1 und 3 Jahren (1964 und 1966) im Herbst und Winter teppichartig über die niedrigere Vegetation.

Verhältnismäßig hohe, kräftige Arten vermochten diesen Teppich aus abgestorbenen Pflanzenteilen zu durchbrechen, insbesondere der Sauerampfer (*Rumex acetosa*). Diese Pflanze dehnte sich etwa 2 - 5 Jahre nach dem Aufhören der Beweidung stark aus.

Tab. 1: Änderungen einer feuchten Weidelgras-Weißklee-Weide in 21 Jahren.
Die Zahlen bedeuten die prozentuale Bedeckung des Dauerquadrats. Eine hochgestellte „o“ weist auf Kümmerwuchs hin.

Aufnahmejahr	1963	66	69	72	75	78	81	84
<i>Trifolium repens</i>	20							
<i>Brachythecium rut.</i>	20							
<i>Luzula campestris</i>	5							
<i>Cynosurus cristatus</i>	2							
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	2							
<i>Bromus hordeaceus</i>	2							
<i>Carex leporina</i>	2							
<i>Cardamine pratensis</i>	5	2°						
<i>Carex nigra</i>	1	2						
<i>Cerastium fontanum</i>	1	1						
<i>Rhytidadelphus squ.</i>	60	1	1					
<i>Anthoxanthum odor.</i>	20	5	1					
<i>Festuca pratensis</i>	10		1					
<i>Agrostis tenuis</i>	5		5					
<i>Plantago lanceolata</i>	5	5	1					
<i>Ranunculus acris</i>	2	3	1					
<i>Gallium uliginosum</i>	2	3	1					
<i>Lotus uliginosus</i>	1	5	1					
<i>Poa pratensis</i>	2		1	1				
<i>Ranunculus repens</i>	30	40	3	20	1	<1	<1	
<i>Rumex acetosa</i>	10	30	10	5	5	<1	<1	<1°
<i>Deschampsia cespit.</i>	5	5	90	90	95	20	5	3
<i>Holcus lanatus</i>	30	5		3	30	20	70	
<i>Festuca rubra</i>	5							
<i>Equisetum palustre</i>	1							
<i>Alnus glutinosa</i>			15	80	100	100	100	100
<i>Juncus acutiflorus</i>			<1		1	3	1	
<i>Gallium aparine</i>				1	50		1	
<i>Solanum dulcamara</i>						1	1	
<i>Sorbus aucuparia</i>							<1	

Die feuchte Fettweide bewaldete sich selbstständig, indem sich 1965, also nach 2 Jahren, bereits die ersten Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*) ansiedelten. Diese Büsche erreichten 1967, also nach 4 Jahren, schon 1,50 m, nach 16 Jahren (1979) 8 m und nach 21 Jahren (1984) 10 m Höhe. Ihr Laubdach beschattete nach 6 Jahren (1969) das Dauerquadrat nur wenig, später jedoch völlig.

Infolge des Schattens der Erlen verschwanden 5 - 11 Jahre nach dem Aufhören der Beweidung fast alle noch vorhandenen typischen Weidepflanzen (*Molinio-Arrhenatheretea*), so *Cardamine pratensis*, *Poa pratensis*, *Plantago lanceolata*, *Anthoxanthum odoratum*, *Festuca pratensis*, *Lotus uliginosus* und *Ranunculus acris*.

Dafür dehnten sich die Arten aus, die stärkeren Schatten zu ertragen vermögen, insbesondere die Rassenschmiele (*Deschampsia cespitosa*). Diese Art wächst auch in Erlenbrüchern.

Über den Verlauf der Sukzession dieser Weidelgras-Weißklee-Weide bis 1973 berichtete ich bereits in den Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft 1969 und in den Berichten der Internationalen Symposien der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde 1975.

Merkwürdigerweise erschien nach 12 Jahren (1975) das Wollige Honiggras (*Holcus lanatus*), eine Wiesenpflanze wieder, vermehrte sich und bildete zuletzt - nicht nur im Dauerquadrat, sondern auch im weiten Umkreis - einen dünnen, eigenartig hellgrünen Rasen.

Erst nach 18 Jahren (1981) tauchte eine charakteristische Erlenbruchpflanze, der Bittersüße Nachtschatten (*Solanum dulcamara*) im Dauerquadrat auf, und nach 21 Jahren (1984) fanden sich Keimlinge einer weiteren Waldpflanze, nämlich der Eberesche (*Sorbus aucuparia*) ein. Heute, nach 21 Jahren, stockt auf der früheren Weidelgras-Weißklee-Weide ein lichter Erlenwald.

Aus dem Gesagten geht hervor, daß in dieser Weidelgras-Weißklee-Weide die Pflanzen der Wirtschaftswiesen und Weiden nach dem Aufhören der Beweidung verhältnismäßig schnell abnehmen, daß Waldbewohner aber erst nach längerer Zeit auftauchen. Es tritt also zwischenzeitlich eine floristische Verarmung ein.

Aber nicht alle in das Naturschutzgebiet einbezogenen feuchten Weidelgras-Weißklee-Weiden bewalden sich oder verbuschen so schnell. So wies eine andere Weide auf Flachmoortorf, die ebenfalls 1963 aufgelassen wurde, nach 17 Jahren die in Tab. 2 wiedergegebene Zusammensetzung auf.

Tab. 2: Feuchte Weidelgras-Weißklee-Weide 17 Jahre nach dem Auflassen
(Ca. 250 m östlich des Großen Heiligen Meeres und 200 m südlich des Ausflusses der früheren Meerbeke. MTB 3611 Hopsten. 06.08.1980. Ca. 200 qm. 43 m ü.d.M. Unbeschattet. Auf feuchtem, bräunlichschwarzen, gut durchwurzelten, speckigen Flachmoortorf. Bedeckung 100%).

Ranunculus repens	3	Deschampsia cespitosa	2
Cirsium arvense	2	Holcus lanatus	2
Festuca rubra	2	Cirsium palustre	1
Rumex acetosa	1	Urtica dioica	1
Gallium uliginosum	1	Agrostis tenuis	1
Poa trivialis	1	Galium aparine	1
Cirsium vulgare	+	Galeopsis bifida	+
Anthoxanthum odoratum	+	Lotus uliginosus	+
Cerastium fontanum	+	Ranunculus acris	+
Cardamine pratensis	r	Polygonum amphibium	r
Rumex obtusifolius	r	Lychnis flos-cuculi	r
Moose	r		

Die Aufnahme zeigt immer noch eine feuchte Fettweide (*Lolio-Cynosuretum lotetosum uliginosi*), aus der allerdings nach 17 Jahren die weitaus meisten für die feuchte Mähwiese charakteristischen Arten verschwunden sind. Erhalten blieben *Holcus lanatus*, *Rumex acetosa*, *Anthoxanthum odoratum*, *Lotus uliginosus*, *Cerastium fontanum*, *Ranunculus acris*, *Cardamine pratensis* und *Lychnis flos-cuculi*. Da die Wiese nicht mehr gedüngt wurde, traten "Verarmungsanzeiger", namentlich *Festuca rubra* und *Agrostis tenuis* auf. Die Wiese enthält viele hoch aufgeschossene, kräftige Arten, so die Disteln (3 *Cirsium*-Arten), *Rumex acetosa*, *Polygonum amphibium* terrestre und *Rumex obtusifolius*. Keimlinge von Sträuchern oder Bäumen sind nicht erschienen. Ihre Samen können in der sehr hohen, dichten Kraut- und Grasschicht kaum keimen. Die Wiese zeigt also 17 Jahre nach dem Auflassen noch keine Tendenz zur Verbuschung oder Bewaldung.

3. 10-JÄHRIGE UNTERSUCHUNGEN

1963 bezog man auch einen Stoppelacker südlich des Erdfallsees mit in das Naturschutzgebiet "Heiliges Meer" ein. Aus dem Acker ging infolge Beweidung mit Pferden und Schafen eine trockene Weidelgras- Weißklee- Weide (*Lolio-Cynosuretum typicum*) hervor. Der Untergrund besteht aus nährstoffarmem Bleichsand. 1974 wurde ein Stück dieser Weide eingezäunt, so daß das Vieh keinen Zutritt mehr hatte. Die Weide blieb sich selbst überlassen. Gleichzeitig richtete ich hier ein 1 qm großes Dauerquadrat ein. Die erste Aufnahme (Tab. 3, 1974) enthält noch mehrere Arten des *Lolio-Cynosuretum typicum* (*Cynosurus cristatus*, *Trifolium repens*, *Bellis perennis*, *Cerastium fontanum*, *Rumex acetosa*, *Taraxacum officinale*). Da die Düngung der Weide unterblieb, stellte sich die Flora um. Die typischen Arten der gedüngten Viehweide gin-

Tab. 3: Änderungen einer Weidelgras-Weißklee-Weide in 10 Jahren

Aufnahmejahr	1974	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84
Marasmus oreades	<1										
Bellis perennis	<1	<1									
Cynosurus cristatus	5	10	5								
Trifolium repens	40 ⁰	10					1	3	5	10 ⁰	10 ⁰
Leontodon autumnalis	15 ⁰	15	<1					<1	<1	1 ⁰	1 ⁰
Cerastium fontanum	<1	1	<1	<1					1	1 ⁰	2 ⁰
Rumex acetosa	<1 ⁰	<1	<1	1 ⁰			1 ⁰	1 ⁰	1 ⁰	<1 ⁰	<1 ⁰
Taraxacum officinale	5 ⁰	2	<1	<1 ⁰							
Agrostis tenuis	30	30	60	60	60	50	50	50	50	50	50
Holcus lanatus	5	20	20	30	40	20	30	20	10 ⁰	10 ⁰	10 ⁰
Plantago sphaerostachya	2	2	5	5	2	1	1 ⁰	1 ⁰	1 ⁰	2 ⁰	5 ⁰
Festuca rubra	5	5	5	5	10	20	20	20	30	30	30
Poa trivialis	<1	<1	<1	<1	1	2	2	2	2	2	3
Moose	40	40	10	5	10	20	5	5	10	20	40
Anthoxanthum odoratum	10	10	10	5	5				5	5	5
Rumex acetosella		<1						2	2	2	5
Hypochoeris radicata								2	2	2	5

gen rasch zurück (Tab. 3). Dafür stellten sich "Verarmungsanzeiger" ein und vermehrten sich (*Agrostis tenuis* und *Festuca rubra*). Die trockene Weidelgras-Weißklee-Weide ging im Dauerquadrat und seiner weiteren Umgebung in den Rotstraußgras-Trockenrasen (*Agrostietum tenuis*) über.

Keimlinge von Sträuchern und Bäumen tauchten in den folgenden 5 Jahren im Dauerquadrat selbst nicht auf. In seiner unmittelbaren Nähe jedoch erschienen Keimlinge der Weißbirke (*Betula pendula*). Die eingezäunte Weide wäre mit Sicherheit sehr bald zunächst zu einem Birkengebüsch geworden. Aber 1980 wurde der Zaun entfernt und das Vieh graste wieder auf der ganzen Weide, also auch im Dauerquadrat. Und schon tauchten wieder einige Arten der Weidelgras- Weißklee- Weide auf, darunter *Trifolium repens*, *Anthoxanthum odoratum*, *Rumex acetosa* und *Cerastium fontanum*. Die Keimlinge der Birken wurden vom Vieh abgefressen.

4. 8-JÄHRIGE UNTERSUCHUNGEN

1965 wurde das Naturschutzgebiet um eine zwischen Erdfallsee und Heideweicher gelegene Weidelgras-Weißklee-Weide (*Lolio-Cynosuretum*) auf sehr stark humosem Bleichsand erweitert. Die Weide war bis 1965 von Rindern stark, dann bis 1976 vor allem von Heidschnucken und Pferden schwach beweidet. 1976 wurde

sie eingezäunt und blieb sich selbst überlassen. Man wollte erreichen, daß sich die Weide selbstständig zum Wald entwickelt. Das Grünland war seit 1965 nicht mehr gedüngt worden.

Im selben Jahre 1976 legte ich ein 4 qm großes Dauerquadrat in der aufgelassenen Weide an. Die Aufnahme (Tab. 4, 1976) enthält sehr viel Rotes Straußgras (*Agrostis tenuis*) und nur wenige typische Arten der Wirtschaftswiesen und Weiden (*Molinio-Arrhenatheretea*). Zu diesen gehören *Trifolium pratense*, *Phleum pratense*, *Trifolium repens*, *Leucanthemum vulgare*, *Cerastium fontanum*, *Taraxacum officinale*, *Anthoxanthum odoratum* und *Poa pratensis*, auch die Moose. Diese Wiesenpflanzen nahmen von Jahr zu Jahr ab, während sich *Festuca rubra*, *Dactylis glomerata* und *Holcus lanatus* vermehrten (Tab. 4). Die Ursache der Sukzession liegt einmal darin, daß die Weide nicht mehr gedüngt wurde. Andererseits erdrückten die hohen Gräser mit ihrem Schatten die typischen Wiesenpflanzen.

Eine besonders starke Änderung vollzog sich von 1981 bis 1982. 1982 zeigte sich in einem großen Teil der Weide, auch im Dauerquadrat, keine frische Vegetation. Eine Decke aus abgestorbenen Halmen, Kräutern und Blättern bedeckte die niedrigere Krautschicht. Wie dieser Teppich zustande kam, vermag ich nicht zu erklären. Vielleicht legte ein Sturm die im Herbst abgestorbenen Pflanzenteile um und Schnee und Eis drückten sie dann nieder. Dieser Teppich be-

Tab. 4: Änderungen einer Weidelgras-Weißklee-Weide in 8 Jahren

wirkte den plötzlichen und starken Rückgang von *Holcus lanatus* und *Festuca rubra*. Aber kräftige, hohe Arten, insbesondere *Achillea millefolium* und *Rumex acetosa* durchstießen diese Decke und breiteten sich aus. In den nächsten Jahren strebte die Vegetation wieder dem 1981 herrschenden Zustand zu.

Keimlinge und Jungpflanzen von Sträuchern und Bäumen traten in den 8 Jahren weder im Dauerquadrat noch auf der übrigen Weide auf. Der Grund dürfte darin liegen, daß die Gras- und Krautvegetation zu hoch und dicht war. Die erhoffte Bewaldung fand nicht statt.

5. DISKUSSION

Aus einer Weidelgras- Weißklee- Weide (*Lolio-Cynosuretum*), der bei weitem häufigsten Viehweide des mittel-europäischen Tieflandes, verschwinden schon 1 - 3 Jahre nach dem Aufhören der Beweidung viele, nach 5 - 11 Jahren fast alle typischen Weide- und Wiesen-pflanzen.

In der feuchten Fettweide (*Lolio-Cynosuretum lotetosum uliginosi*) werden die charakteristischen Arten durch den Schatten der nicht mehr abgegrasten und daher hoch

aufschließenden Kräuter und Gräser sowie durch einen Teppich aus abgestorbenen Pflanzenteilen erdrückt. Dieser Teppich legt sich im Winter über die niedrige-re Vegetation.

Da aufgelassene Weiden nicht mehr gedüngt werden, lösen nach wenigen Jahren "Verarmungsanzeiger" die für die Viehweiden charakteristischen Arten ab. So geht die trockene Weidelgras- Weißklee- Weide (*Lolio-Cynosuretum typicum*) innerhalb weniger Jahre in den Rotstraußgras-Tockenrasen (*Agrostietum tenuis*) über.

Sträucher und Bäume keimen in einigen aufgelassenen feuchten Grünlandereien schon nach 1 - 2 Jah-ren, in anderen aber erst nach mehr als 17 Jahren. In den trockenen Weidelgras- Weißklee- Weiden scheinen Holzgewächse gleich nach dem Aufhören der Beweidung zu keimen.

6. LITERATUR

RUNGE, F., 1969: Vegetationsänderungen in einer auf-gelassenen Wiese. Mitt. Flor.-soz. Arb gem. N.F. 14: 287-290.

RUNGE, F., 1975: Vegetationsentwicklung in einer auf-gelassenen Wiese. Sukzessionsforschung, Red. W. Schmidt. Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegeta-tionskde, Rinteln 1973. Vaduz (Cramer): 555-558

SCHREIBER, Karl-Friedrich (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984.* Paderborn: Ferdinand Schöningh 1985, S. 51-57 (Münstersche Geographische Arbeiten 20)

The results of different cutting regimes in grassland taken out of the agricultural system

Jan P. Bakker and Yzaak de Vries

KEYWORDS

Abandoned grassland, cutting, burning, mulching.

ABSTRACT

Seit 1973 werden auf nicht mehr landwirtschaftlich genutzten Versuchsflächen verschiedene Pflegemaßnahmen durchgeführt. Der Ausgangsbestand wies Kennarten der *Arrhenatheretalia* und des *Agropyro-Rumicion crispi* auf. *Heracleum sphondylium* wurde in der ungeklärten Sukzession dominant. In der Brennparzelle erreichte *Festuca rubra* eine hohe Deckung, während sich *Potentilla anserina* stark in den Parzellen 'Mähen im September jedes 2. Jahr' ausbreitete.

Holcus lanatus erreichte die Dominanz in allen jährlich gemähten Parzellen. In der Parzelle 'Mähen im September' erschienen *Potentilla anserina* und *Rhinanthus angustifolius*. 'Alternierend mähen im Juli oder September' förderte hingegen *Rumex obtusifolius* und *Elymus repens*. *Rhinanthus angustifolius* und *Cardamine pratensis* traten in der Parzelle mit zweimaliger Mahd auf. *Ranunculus repens* beherrschte die Parzelle 'Mähen im Juli'. 'Mähen mit der Sense' förderte *Agrostis stolonifera* und *Festuca rubra*.

Bei allen Pflegemaßnahmen erfolgte ein Rückgang von *Lolium perenne*, *Alopecurus geniculatus* und *Festuca pratensis*.

1. INTRODUCTION

In the open spaces of primeval moist forests (*Alnion glutinosae* and *Salicion cinereae*) large herbivores probably maintained grassy communities. Tree cutting and superficial drainage by man allowed further develop-

ment of nutrient poor grasslands which became used for hay- or straw-cropping. These unfertilized grasslands (*Juncion acutiflori*) reached their maximal extension in the Middle Ages (ELLENBERG 1978) and were maintained until the beginning of this century. They became fertilized on a small scale and transformed into annually hayed and sometimes grazed communities of *Calthion palustris*. *Calthion palustris* communities can also originate by drainage of *Magnocaricion* communities and by drainage plus fertilizing of *Caricion curto-nigrae* communities. Subsequent heavy application of fertilizers often transformed the semi-natural communities into the most intensively used cultivated grasslands: the pure pastures (*Agropyro-Rumicion crispi* with *Poo-Lolietum*) and the haypastures (*Cynosurion cristati* with *Lolio-Cynosuretum*) (KLAPP 1965; ELLENBERG 1978).

Many of such grasslands on moist sites became of marginal agricultural value and are taken out of the agricultural system. Continuation of agricultural practices is usually too labour intensive to be economically feasible in view of the low yield and quality of the forage. Such land is frequently acquired by the State or by private organizations for landscape and nature conservation purpose in the Netherlands. The question arises: Is there a way back from degraded grassland to species-rich grassland communities? Research is being carried out to discover the most effective management practices for restoration of plant communities connected with former agricultural practices. Reducing the residual effects of high fertilizer application in order to increase species diversity has been a major objective of authorities in charge of the management (BAKKER 1979; Research Institute for nature Management 1979).

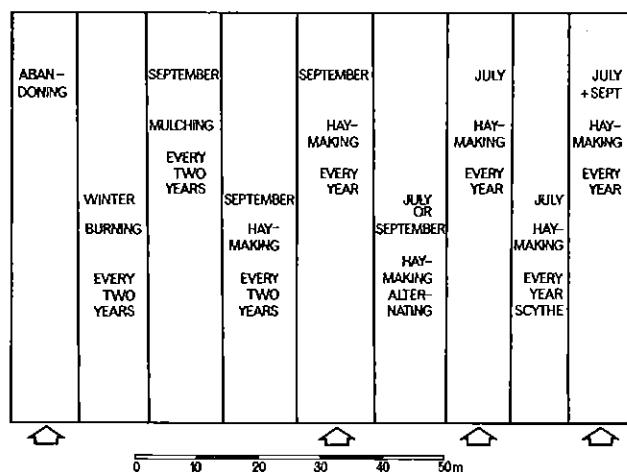


Figure 1: Lay-out of the experimental management practices

Comparative experiments should be done in the same allotment in order to exclude abiotic differences and to judge the result of the management practices. The present study describes the results of nine experimental management practices (Fig. 1).

2. MATERIALS AND METHODS

The study area is a grassland allotment (0.5 ha) in the nature reserve "Stroomdallandschap Drentsche A" ($53^{\circ}05'N$, $6^{\circ}40'E$) in the Netherlands. The land was acquired by the State in 1972. At the beginning of this century it was reclaimed from wet heathland and subsequently became more productive. Hay-making and grazing were practised for several decades. The application of fertilizers ceased in 1973.

The study area is characterized by a combination of peaty earth soil/"beek" earth soil (VAN HEUVELN 1980). It features a small tributary of the Anloë Diepje and lies 5 m + N.A.P. (Dutch Ordnance). It is surrounded by podzol soils providing a somewhat elevated plateau at 8-9 m + N.A.P. Geomorphologically the study area is reckoned among the upper-course of the Drentsche A river, receiving seepage water from the elevated adjacent plateau (GROOTJANS 1980). The latter is illustrated by the duration lines depicted in Fig. 2. Duration lines are graphs representing the cumulative number of days with a certain groundwater table class (5 cm). These graphs represent the lines connecting the summits of groundwater table classes in individual years. Locally these lines reveal the convex shape associated with continuous supply of groundwater by a regional base flow, especially during the winter and early spring

(NIEMANN 1973). At two points in the study area, upperleft in Fig. 2., the duration lines are concave-shaped indicating infiltration of water in the wet seasons. This part of the study area is slightly elevated. The vegetation is characterized by the occurrence of *Elymus repens*.

The study area revealed an initially uniform sward. At a 50% dissimilarity according to the dissimilarity index based on SØRENSEN (1948; GOODALL 1973) only the cluster containing permanent plots with *Elymus repens* revealed a higher dissimilarity. Those permanent plots were not involved in the present study.

In each year from 1973 annual changes in the vegetation were recorded in the decimal scale (LONDO 1976) in two permanent plots (2×2 m)² at each management site.

Vegetation mapping, according to the dominance of species, was performed in 1973, 1978 and 1984 for the whole study area.

Nomenclature of species follows HEUKELS & VAN DER MEIJDEN (1983), that of syntaxa WESTHOFF & DEN HELD (1969) and ELLENBERG (1978).

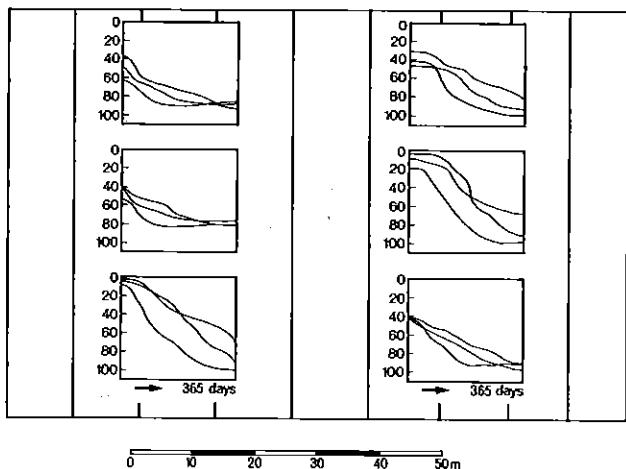


Figure 2: Duration lines at several places in the study area

3. RESULTS

The vegetation of the study area in 1973 consisted mainly of *Agrostis stolonifera*, *Poa pratensis*, *Holcus lanatus*, *Poa trivialis*, *Festuca pratensis*, *Ranunculus repens*, *Festuca rubra*, *Lolium perenne*, *Taraxacum spec.*, *Cardamine pratensis*, *Cerastium fontanum*

tanum, *Alopecurus geniculatus* and *Rumex acetosa* in order of decreasing abundance. It contained characteristic species of moist, well-manured pastures (*Arrhenatheretalia*) and of disturbed environments (*Agropyro-Rumicion crispi*). Along the small ditches *Ranunculus repens* dominated.

The changes since 1973 in mean cover percentages of the principal species in two permanent plots at each management site are shown in Fig. 3 A-D. Species characteristic of well-manured pastures decreased rapidly at all management sites viz. *Lolium perenne*, *Festuca pratensis*, *Alopecurus geniculatus*. *Holcus lanatus* increased rapidly at all management sites:

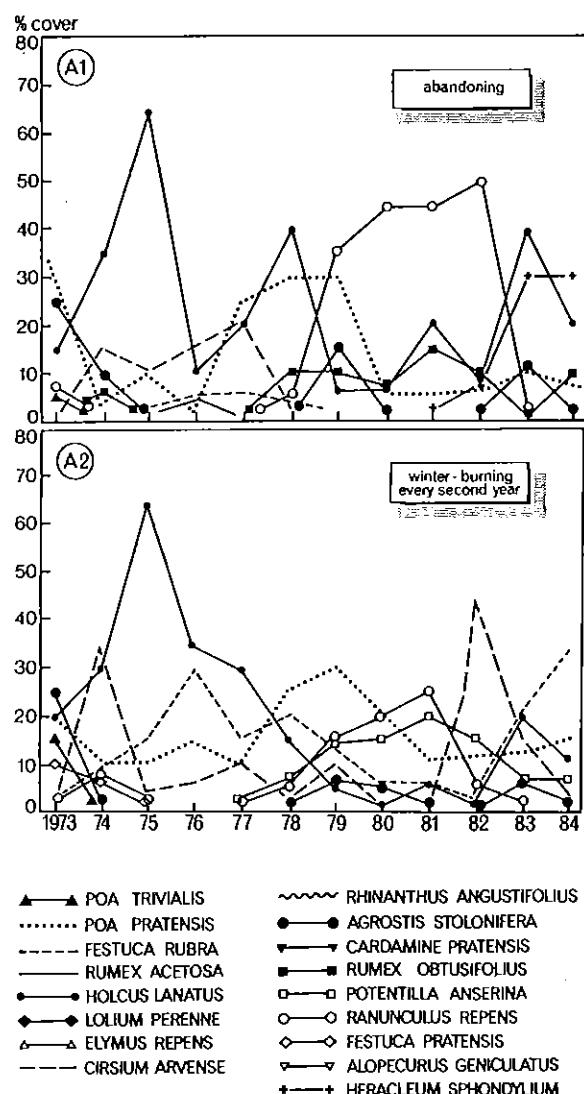


Figure 3 A: Cover percentages of principal species with different management practices from 1973 to 1984. Abandoning and winter burning every second year.

it suffered two temporary set backs, a minor one in 1976 and a major one in 1979, but has since made a come back. The rise of *Ranunculus repens* and to a lesser extent *Agrostis stolonifera* coincided with the decline of *Holcus lanatus*.

The changes at the individual management sites will pass in review. The abandoned site was characterized by the temporary occurrence of *Cirsium arvense*, *Rumex obtusifolius* and the recent development of *Heracleum sphondylium* (Fig. 3A). The latter might indicate a transitional phase to a community with tall forbs (Hochstaudenflur).

The *Cirsium arvense* cover percentage fluctuated with the burning regime (Fig. 3A). *Festuca rubra* developed better at the burning site than at all other management sites. *Potentilla anserina* appeared and maintained itself.

The two September cutting regimes that take place every two years showed much resemblance (Fig. 3B).

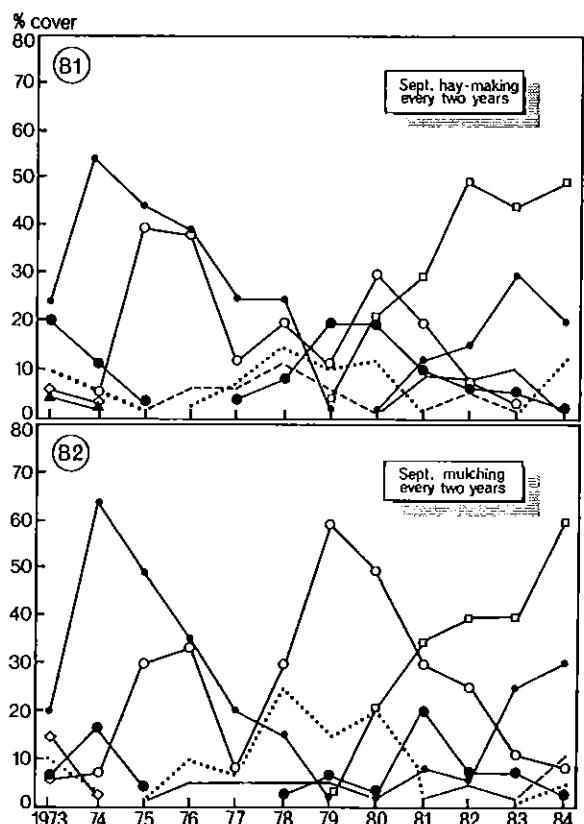


Figure 3 B: Cover percentages of principal species with different management practices from 1973 to 1984. September cutting every two years without and with removal of cuttings.

Potentilla anserina succeeded *Ranunculus repens* as the dominating species. *Festuca rubra* only appeared when the cuttings were removed, whereas *Cirsium arvense* appeared at the mulching regime.

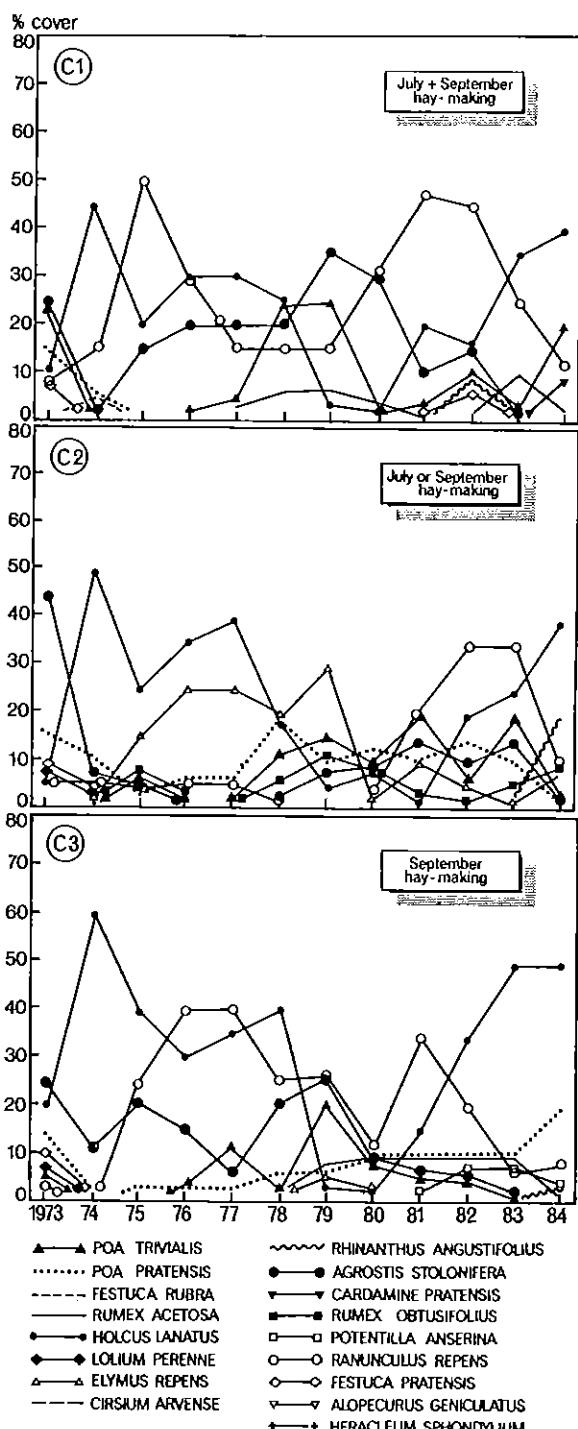


Figure 3 C: Cover percentage of principal species with different management practices from 1973 to 1984. July or September hay-making, September hay-making every year, July + September hay-making.

Potentilla anserina appeared but did not reach high cover percentages under annual September hay-making (Fig. 3C). The appearance of *Poa trivialis* should be mentioned. This also held for July or September hay-making and for July + September hay-making. The presence of *Elymus repens* and *Rumex obtusifolius* and the absence of *Potentilla anserina* distinguished the July or September hay-making regime from the other two.

Ranunculus repens took the position at july hay-making which had been occupied by *Agrostis stolonifera* with July hay-making by scythe. Moreover, the occurrence of *Festuca rubra* characterized the hay-making regime by scythe (Fig. 3D).

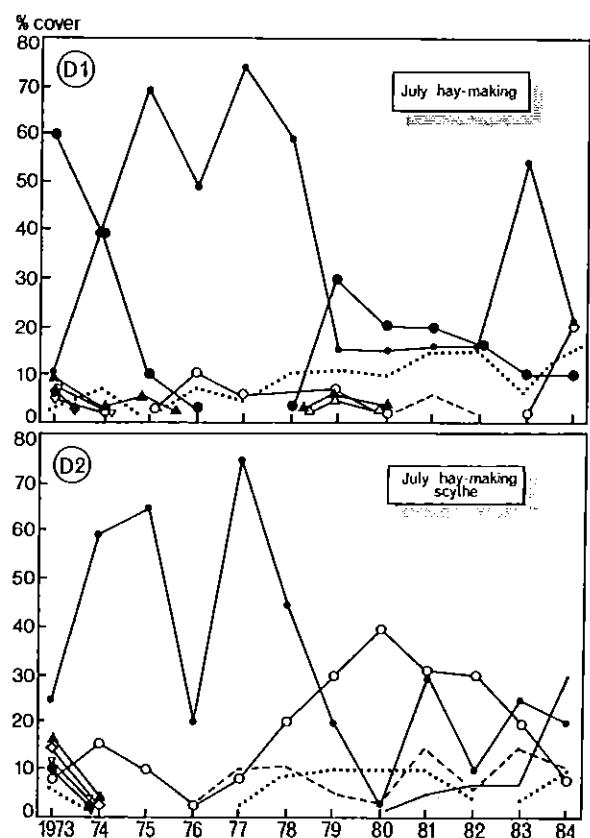


Figure 3 D: Cover percentages of principal species with different management practices from 1973 to 1984. July hay-making every year by machines and by scythe.

Vegetation mapping of the study area revealed that the successional changes in the permanent plots occurred over larger areas (Fig. 4 A-C). Some changes were not recorded within the permanent plots viz. the local abundance of *Rubus* spp. at the aban-

doned site and the local abundance of *Dactylis glomerata* at several management sites. Moreover *Urtica dioica* took over large areas of the slightly elevated ground as shown in Fig. 4 A-C.

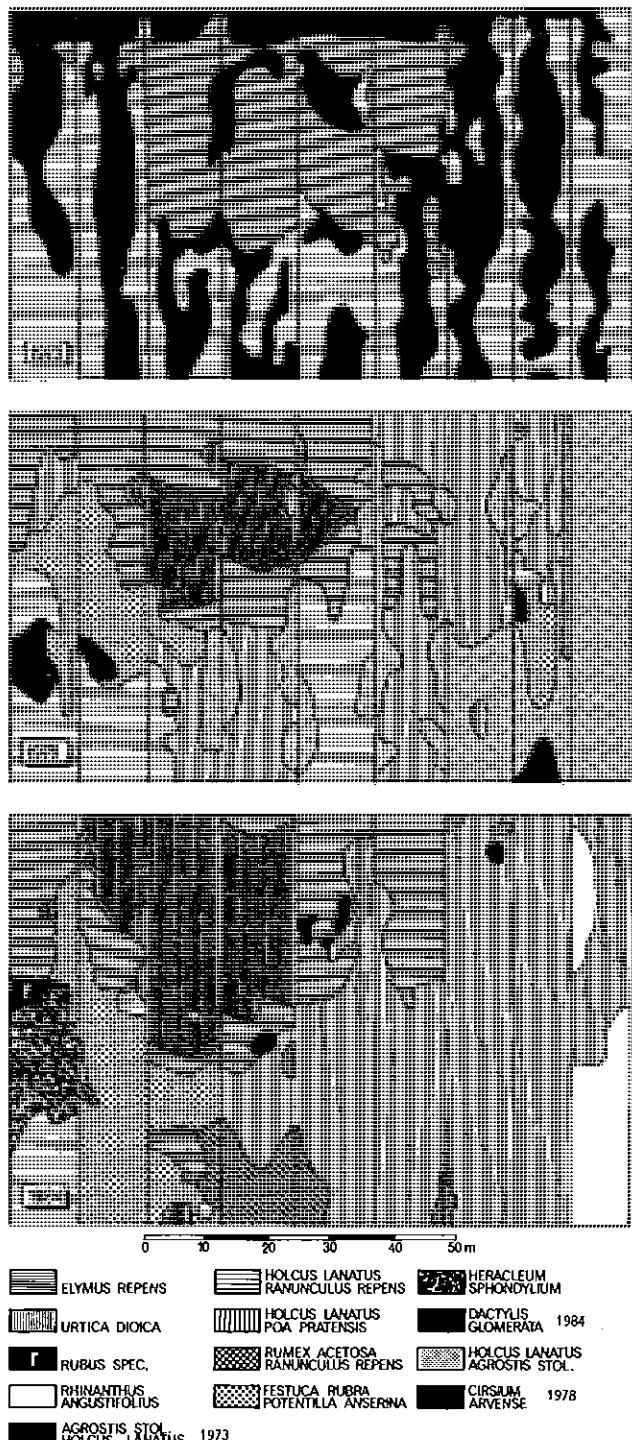


Figure 4: Vegetation maps of the study area in 1973, 1978 and 1984.

4. DISCUSSION

The successional changes observed in the permanent plots represent most changes occurring in the whole study area. The comparison of the permanent plot data and the vegetation maps, however, may reveal some inconsistency. Not all detailed changes in permanent plots can be found in the vegetation maps, because of the scale of the maps and changes occurring outside permanent plots can only be found by mapping the whole study area. LONDO (1974) emphasizes the complementary information gained by vegetation mapping and permanent plot monitoring.

The former agricultural practices implied manuring, hay-making with several cuts, the first at the end of May, and grazing in late summer. These practices effectively prevent *Holcus lanatus* from becoming a dominant species (RIVEROS in WATT 1978). All experimental management practices imply abrupt changes with an explosive increase of *Holcus lanatus*, a phenomenon also described by VAN DEN BERGH (1979). This change may have been caused by hay-making after the seedset of *Holcus lanatus* (OOMES 1976, 1977) or by rapid vegetative spread smothering out competitors (WATT 1978).

The decline of *Holcus lanatus* at most management sites in 1976 might have been due to drought, because this decline was recorded in many other allotments in the Drentsche A valley (BAKKER 1982). STAPLEDON (in WATT 1978) mentioned that drought can severely affect *Holcus lanatus*. Its sudden decline at most management sites again suggests the involvement of climatological factors. The preceding winter was very severe. DE VRIES & 'T HART (in WATT 1978) found that after severe frost *Holcus lanatus* was killed and replaced by *Phleum pratense* and *Poa trivialis*. Moreover 1979 and 1980 experienced a very wet spring. This might have lowered the N-mineralization-rate resulting in a low NO_3^- -content and a low *Holcus lanatus* cover. It has been demonstrated elsewhere that the reverse process, i.e. lowering the groundwater table, increases the N-mineralization-rate and the NO_3^- -content, and a subsequent strong dominance of *Holcus lanatus* (GROOTJANS 1979).

The temporary set backs of *Holcus lanatus* cover percentage in 1976 and in 1979/80 coincided with an increase of *Ranunculus repens* and/or *Agrostis stolonifera*. These species with long above ground tillers are able to colonize rapidly the space left by *Holcus lanatus*. *Holcus lanatus*, however, made a major come back under annual hay-making. Other species

gradually took over at the other management sites viz. the tall *Heracleum sphondylium* at the abandoned site, *Potentilla anserina* with long above ground stolons at September cutting every second year, the dense sward of *Festuca rubra* at winter-burning every two years.

Poa trivialis only remained to some extent when hay-making was done annually and September hay-making was involved. It occurs as a low grass in relatively open sward in the study area and not as a grass with long above ground stolons (cf. SCHIEFER 1981). The rosette plant *Cardamine pratensis* and the therophyte *Rhinanthus angustifolius* also only occur at these three management experiments. FRESCO (1980) and DE HULLU (1985) described the increase of *Rhinanthus angustifolius* when the sward becomes open. These species apparently thrive well in swards that are relatively open during the winter and spring period, caused by annual and/or September hay-making. We therefore conclude that the timing and frequency of cutting regimes is a very important factor. GREEN (1980) and WELLS (1980) in the United Kingdom and SCHIEFER (1981) in Germany reached similar conclusions.

The above mentioned suggested that the canopy structure might be an important factor in the observed successional changes. This is confirmed by considerations about the nutrient status of the soil, which might be deduced from the N-figures (KLAPP 1965; ELLENBERG 1979) and P-figures (KRUIJNE et al. 1967) of the occurring species. The rapid decline of *Lolium perenne*, *Festuca pratensis*, *Alopecurus geniculatus*, *Poa trivialis* indicating nutrient-rich soil conditions could be expected after the cessation of mowing in 1973. The subsequent increase of the same or other species indicating nutrient-rich soil conditions e.g. *Ranunculus repens*, *Agrostis stolonifera*, *Rumex obtusifolius*, *Potentilla anserina*, *Cirsium arvense*, *Poa trivialis*, however, suggests that in the first ten years of these management practices other environmental factors than the nutrient status of the soil govern the successional changes. This suggestion will be discussed in a paper to follow.

5. SUMMARY

The effects of management practices in marginal grassland taken out of the agricultural system were studied from 1973 onwards. The initial vegetation contained character species of *Arrhenatheretalia* and *Agropyro-Rumicion crispis*. *Heracleum sphondylium* took over at the abandoned site. At the burned site *Festuca rubra*

reached large cover percentages. *Potentilla anserina* became dominant at the September cutting regime that took place every two years. At all sites that were cut annually *Holcus lanatus* took over. At the September hay-making regime *Potentilla anserina* and *Rhinanthus angustifolius* appeared. The July or September cut site was characterized by *Rumex obtusifolius* and *Elymus repens*. *Rhinanthus angustifolius* and *Cardamine pratensis* became important at the site mowed both in July and September. *Ranunculus repens* took over at the July mown site, whereas *Agrostis stolonifera* and *Festuca rubra* amounted considerable cover percentages with July hay-making by scythe. *Lolium perenne*, *Festuca pratensis* and *Alopecurus geniculatus* decreased or disappeared at all management sites.

6. ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the State Forestry Commission for permission to work on their ground and to perform the management practices. Messrs. J. Franke, J. Hogendorf and S. Nijdam did the cutting by scythe. Mr. E. Leeuwenga prepared the figures and Mrs. J. O'Brien corrected the English text.

7. REFERENCES

- BAKKER, P.A., 1979: Vegetation science and nature conservation. In: M.J.A. WERGER (ed.) "The study of vegetation", The Hague (Junk): 247-288.
- BAKKER, J.P., 1982: Veranderingen in vochtige grasland vegetatie onder invloed van hooien zonder bemesting. Vakblad voor Biologen 62: 43-48.
- BERGH, J.P. van den, 1979: Changes in the composition of mixed populations of grassland species. In: M.J.A. WERGER (ed.) "The study of vegetation", The Hague (Junk): 57-80.
- ELLENBERG, H., 1978: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart: 981 pp.
- ELLENBERG, H., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl. Scripta Geobotanica 9: 122 pp.
- FRESCO, L.F.M., 1980: Ecological response curves of *Rhinanthus serotinus*. Acta Bot. Neerl. 29: 533-539.
- GOODALL, D.W., 1973: Sample similarity and species correlation. In: R.H. WHITTAKER (ed.) "Handbook of Vegetation Science". Part V. Ordination and classification of communities, The Hague (Junk): 105-156.
- GREEN, B.H., 1980: Management of extensive amenity grassland by mowing. In: I.H. RORISON & R. HUNT (eds.) "Amenity grassland", Chichester (Wiley): 155-161.

- GROOTJANS, A.P., 1979: Some remarks on the relation between nitrogen mineralization, groundwater table and standing crop in wet meadows. *Acta Bot. Neerl.* 28: 234-235.
- GROOTJANS, A.P., 1980: Distribution of plant communities along rivulets in relation to hydrology and management. In: O. WILMANNS & R. TÜXEN (eds.) "Epharmomie". Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskde, Rinteln 1979, Vaduz (Cramer): 143-170.
- HEUKELS, H. & R. VAN DER MEIJDEN, 1983: Flora van Nederland. 20. Aufl., Groningen (Wolters-Noordhoff): 583 pp.
- HEUVELN, B. VAN, 1980: Vegetation and soil in a Drenthian brook valley (The Netherlands). *Acta Bot. Neerl.* 29: 555-564.
- HULLU, P.C. DE, 1985: The influence of sward density on the population dynamics of *Rhinanthus angustifolius* in a grassland succession. *Acta Bot. Neerl.* 34: 23-32.
- KLAPP, E., 1965: Grünlandvegetation und Standort. Parey, Berlin: 384 pp.
- KRUIJNE, A.A., D.M. DE VRIES & H. MOOI, 1967: Bijdrage tot de oecologie van Nederlandse graslandplanten. Versl. Landb. Onderz. 696. Wageningen (Pudoc): 65 pp.
- LONDO, G., 1974: Successive mapping of dune slack vegetation. *Vegetatio* 29: 51-61.
- LONDO, G., 1976: The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33: 61-64.
- NIEMANN, E., 1973: Grundwasser und Vegetationsgefüge. *Nova Acta Leopold.* 38, Suppl. 6: 172 pp.
- OOMES, M., 1976: Vergelijkend beheersonderzoek aan marginale graslanden. Contactblad voor Oecologen 12: 92-99.
- OOMES, M., 1977: Cutting regime experiments on extensively used grassland. *Acta Bot. Neerl.* 26: 265-266.
- Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 1979: Natuurbeheer in Nederland; Levensgemeenschappen. Wageningen (Pudoc): 392 pp.
- SCHIEFER, J., 1981: Bracheversuche in Baden-Württemberg. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ., Beih. 22: 325 pp.
- SØRENSEN, Th., 1948: A method for establishing groups of equal magnitude in plant sociology bases on similarity of species content. *Acta K. Danske Vidensk. Selsk Biol. Skr.* J. 5: 34 pp.
- WATT, T.A., 1978: The biology of *Holcus lanatus* and its significance in grassland. *Herbage Abstracts* 48: 195-204.
- WELLS, T.C.E., 1980: Management options for lowland grassland. In: I.H. RORISON & R. HUNT (eds.) "Amenity grassland", Chichester (Wiley): 175-195.
- WESTHOFF, V. & A.J. DEN HELD, 1969: Plantengemeenschappen in Nederland. Zutphen (Thieme): 324 pp.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Jan P. Bakker
Department of Plant Ecology
Biological Centre
University of Groningen
P.O. Box 14
NL-9750 AA Haren (Gn)

Dr. Yzaak de Vries
Department of Plant Ecology
Biological Centre
University of Groningen
P.O. Box 14
NL-9750 AA Haren (Gn)

SCHREIBER, Karl-Friedrich (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984.* Paderborn: Ferdinand Schöningh 1985, S. 59-67 (Münstersche Geographische Arbeiten 20)

The effect of management of succession and production of formerly agricultural grassland after stopping fertilization

Mattheus Johannes Maria Oomes and Hermann Mooi

KEYWORDS

Poo-Lolietum, Cutting, Succession, Production, Nutrient yield, Soil exhaustion, Species diversity.

ZUSAMMENFASSUNG

Es wird die Wirkung von Mähterminen und deren Häufigkeiten auf Sukzession, Trockensubstanzproduktion und NPK-Gehalte eines vormals intensiv genutzten, aber nicht mehr gedüngten *Poo-Lolietum* beschrieben. Die Managementmaßnahmen dienen der Regeneration eines zwar ertragsarmen, aber artenreichen Grünlandes.

Das Verschwinden von Arten, die auf einen höheren Nährstoffgehalt hinweisen, hing nicht nur vom Grade der Bodenverarmung ab. Mahdzeitpunkte hatten bestimmte Wirkungen, die vom Zeitraum der Samenproduktion und von der Verteilung der Biomasse während der Wachstumszeit abhängig sind. Neue Arten siedeln sich vorzugsweise in Beständen an, die zweimal im Jahr geschnitten wurden.

Die Trockensubstanzproduktion reduzierte sich zwei Jahre nach Aufhören der Düngung von 10,5 auf 8,0 t/ha und hat sich nach acht Jahren auf 4,0 bis 5,0 t/ha eingependelt. Die N-, P und K-Werte der Ertragsphytomasse zeigten, daß nach sechs Jahren Kalium die Produktion begrenzte. Bodenanalysen ergaben den limitierenden Wert bei der Beschreibung des Prozesses der Bodenverarmung, besonders wenn verschiedene Standortsverhältnisse miteinander verglichen werden müssen. Die Nährstofferträge werden mit Werten von anderen Langzeitversuchen auf ungedüngten Flächen in Beziehung gesetzt.

Entscheidend ist, daß nicht der Nährstoffstatus des Bodens das Wachstum der verschiedenen Arten nach 7-9 Jahren der Bodenverarmung begrenzt, sondern die Bewirtschaftung, die Samenproduktion und Ansiedlung der Arten beeinflußt.

1. INTRODUCTION

The intensity of grassland use in the Netherlands is high, the average level of N application on grassland has increased from 60 kg in 1946 to 240 kg in 1980. Many grasslands have been drained, leveled and resown to achieve a high productivity. This has caused a spectacular decrease in the botanical diversity and disappearance of biotopes of many plant species (WESTHOFF 1976; WESTHOFF & WEEDA 1984). At the moment people become aware of these negative effects and the call for regeneration of these lost species-rich grasslands increases.

Often areas with a low agricultural value are withdrawn from intensive use and become amenity grassland of which the agricultural productivity is not the primary aim. Because of the former agricultural use, these grasslands have a production level of 7 to 10 tonnes of dry matter per ha per year. The semi-natural vegetation types are disappearing from the fields, but often some species belonging to these types are found in edges and in ditches.

In the first phase of the regeneration management has to be aimed at withdrawal of nutrients, i.e. soil exhaustion, by cutting and removing the hay. Recently van DUUREN et al. (1981) proposed a series of regeneration phases based on relevés in fields with different intensities of use in the past and at different stages of soil exhaustion. Experiments

of BAKKER et al. (1980) showed some influence of management on the changes in the vegetation during this regeneration, so differences in vegetation type may not only be caused by differences in nutrient level. It is important to distinguish between the influence of withdrawal of nutrients and that of management, because management aimed at maximal withdrawal of minerals often is expensive.

In this article an experiment is described, which started in 1972. The aim was to study:

- a) the influence of different ways of management aimed at soil exhaustion on the changes in the vegetation;
- b) the process of soil exhaustion and the level to which it is necessary;

c) which factors are limiting regeneration, when the level of production is low enough.

2. EXPERIMENTAL FIELD AND METHODS

The experiments were set out on a slightly humid *Poo-Lolietum* on sandy soil, for dominating species see Table 1. The grassland had been fertilized with 250 kg N per ha per year from 1967 to 1971 inclusive, and P and K were not limiting production, it had been mown or grazed three times a year. The organic matter content of the soil was 13,4%, the other data are given in Table 2. The ground water level in winter is 10-30 cm below the surface and 115-130 cm in summer. In 1972 the herbage was cut twice in June and October, without fertilizing. This

Table 1: Changes in the floristic composition caused by different treatments (see text). The figures are the average of the frequency percentage on four plots of 100 m² each. Dominant species underlined.

cuttingdates	1972		1983								1977→1983	
			Marl		NPK				removed sod		No cutting	June
	June	June	June	October	June	October	July	July	October	October	October	October
Agrostis stolonifera	6	36	33	12	56	29	40	31	100	100	13	48
Alopecurus pratensis	54	81	62	69	90	75	61	81	4	75	81	51
Anthoxanthum odoratum	.	28	70	26	45	30	71	24	94	.	.	4
Bromus hordeaceus ssp.hord.	8	9	4	14	1	.	.	1	1	1	1	3
Festuca pratensis	78	1	.	.	2
Festuca rubra	10	85	92	90	80	89	98	95	64	32	70	25
Holcus lanatus	80	48	25	11	35	73	55	76	54	25	64	64
Lolium perenne	90	.	.	4	1	.	1
Phalaris arundinacea	2	1	1	1	1	.	3	3	6	26	4	4
Poa pratensis	2	21	11	20	6	9	3	3	6	2	11	11
Poa trivialis	100	4	4	21	4	3	7	27	6	.	26	.
Juncus effusus	8	.	.	.
Bellis perennis	6	3	8	18	.	.	4
Cardamine pratensis	8	16	21	45	17	16	24	27	.	.	3	8
Centaurea pratensis	4	.	40	.
Cerastium fontanum	.	6	1	21	1	1	5	14	6	3	12	67
Cirsium arvense	8	.	.	.
Hypericum perforatum	68	.	.	.
Hypochoeris radicata	36	.	.	.
Leontodon autumnalis	2	.	1	.	.	.	1	.	8	.	.	.
Leucanthemum vulgare	34	.	.	.
Lotus uliginosus	96	.	.	.
Plantago lanceolata	29	1	.	.
Polygonum amphibium	4	.	1	3	32	13	13	37
Ranunculus acris	.	3	15	16	7	5	15	18	4	34	37	.
Ranunculus repens	8	32	43	37	23	26	34	30	4	100	11	18
Rumex acetosa	.	100	100	100	100	100	100	100	98	4	30	2
Stellaria media	22	30 ²⁾	.	.	.
Taraxacum officinale	80	8	5	9	4	8	8	3	52)	52)	.	.
Trifolium dubium
Trifolium repens	2
Urtica dioica	.	3
Number of species in 1972	27	24	29	26	28	31	29
Disappeared until 1983	3	3	4	7	5	7	6
Newly established until 1983	7	15	10	7	6	7	12	23 ¹⁾	5 ²⁾	.	.	.

* means: not in samples but the species did occur on the plots. Some other species occurring at percentages < 1, but occasional in some plots: *Cynosurus cristatus*, *Glyceria fluitans*, *Phleum pratense*, *Carex acuta*, *C. hirta*, *Equisetum palustre*; *Ajuga reptans*, *Ranunculus ficaria*, *Rumex crispus*, *Senecio vulgaris*. Some rare species: *Alopecurus geniculatus*, *Cirsium vulgare*, *Galium palustre*, *Lychnis flos-cuculi*, *Succisa pratensis*, *Trifolium dubium*. The number of species concerns 400 m², except 1) = 100 m², 2) = 200 m².

The 8 species that established in more than 3 treatments: *Carex hirta*, *C. acuta*, *Equisetum palustre*, *Juncus effusus*, *Centaurea pratensis*, *Hypochoeris radicata*, *Plantago lanceolata*, *Ranunculus ficaria*. Some of the 6 species that established in 2 or 3 treatments: *Centaurea pratensis*, *Galium palustre*, *Hypericum perforatum*, *Succisa pratensis*.

explains the high percentage of *Holcus lanatus* and *Taraxacum officinale* in 1972 (Table 1). Then, the treatments were set out on plots of 100 m² in four fold.

The plots were fertilized with NPK (N = 50 kg/ha; P = 8,7 kg/ha; K = 16,6 kg/ha), N (N = 50 kg/ha) or lime marl (CaCO₃ = 200 kg/ha); N was supplied as ammonium nitrate. Fertilizing was only combined with cutting in June and October.

The cutting treatments were June ± October, July ± October, October; cutting dates were generally at the end of June or July and at the beginning of October. From 1972 to 1977 inclusive two plots were not cut at all, after 1977 they were cut in June and October (last two columns in Table 1).

Removing the sod in 1972 consisted of removing the vegetation to a depth of 5 cm, afterwards spontaneous germination and establishment of the vegetation took place. This treatment can be taken as an extreme way of nutrient withdrawal from the soil and causes a soil exhaustion that can only be reached after a long period of cutting and removing the hay. The resulting P₂O₅- and K₂O-level is shown in Table 2.

Table 2: Changes in soil fertility in the upper 5 cm in two treatments. P₂O₅ and K₂O in mg per 100 g dry soil.

	June and October cutting			Removing sod, October cutting		
	pH	P ₂ O ₅	K ₂ O	pH	P ₂ O ₅	K ₂ O
1972	5.2	60	20	5.1	40	7
1974	4.9	47	11			
1976	4.7	47	8			
1978	4.5	38	7			
1980	4.5	34	5			
1982	4.5	36	6	4.3	18	5

Changes in the botanical composition were described by frequency analysis (de VRIES 1937). In each plot 50 samples of 25 cm² were taken in May to analyse grasses and grasslike species, and of 400 cm² for dicotyledons. The average frequency percentage (F%) of four plots was calculated. About 70-80% of the species present are recorded by this method. Moreover every year a complete list of species was made and the (co-)dominant species were distinguished (underlined in Table 1).

Dry matter production was measured on 25% of the total area, samples were taken for chemical analy-

sis (N, P, K). Soil samples were taken every year in November, 50 borings of 2,4 cm diameter and 5 cm deep per treatment.

3. RESULTS AFTER 11 YEARS OF MANAGEMENT

Table 1 shows the floristic composition after 11 years, caused by the different treatments. Nearly all the treatments caused a dominance of *Agrostis stolonifera*, *Festuca rubra*, *Rumex acetosa* and often a high F% of *Alopecurus pratensis*, *Holcus lanatus* and *Ranunculus repens*. Species indicating a high level of fertility, such as *Festuca pratensis*, *Lolium perenne*, *Poa trivialis*, *Taraxacum officinale* and *Stellaria media* (KRUIJNE et al. 1967) disappeared.

NPK fertilizer in comparison with non-fertilizing caused a higher F% of *Agrostis stolonifera* and *Alopecurus pratensis*, a dominance of *Holcus lanatus* and a lower percentage of *Festuca rubra*, *Ranunculus repens* and *Bellis perennis*. Notable is the high F% of *Anthoxanthum odoratum* in the NPK treatment, a species indicating a low fertility level (KRUIJNE et al. 1967). This and the disappearance even in the fertilized treatment of some species indicating a higher level of nutrients, shows that their occurrence is not only dependent on the nutrient status of the soil, that is the level of soil exhaustion, but also on the change of the grassland management from cutting or grazing three times a year to hay making (ELBERSE et al. 1983).

N fertilizer alone had no effect and therefore is not mentioned in the table. The lime marl increased the pH-value from 5,2 to 5,5 and in comparison with the same cutting treatment caused a smaller increase in F% of *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis stolonifera* and *Holcus lanatus*. On the other hand the F% of *Poa pratensis*, *Bellis perennis*, *Cardamine pratensis* and *Cerastium fontanum* is higher.

Cutting only once a year instead of two times gave more *Alopecurus pratensis*, *Festuca pratensis*, *Holcus lanatus* and *Urtica dioica* and less *Anthoxanthum odoratum*, *Bellis perennis* und *Ranunculus repens*.

When cut in June, followed by a second cut or not, *Bromus hordeaceus* could maintain itself. A first cut in July or later stimulated *Holcus lanatus* (see also Fig. 3), which shows an effect of cutting time on these species.

No cutting at all for five years, gave a vegetation dominated by *Alopecurus pratensis*, *Holcus lanatus*, *Phalaris arundinacea*, *Cirsium arvense* and on the lodged crop *Ranunculus repens*. Six years of cutting this rough vegetation in June and October, gave a vegetation comparable with that on the June and October cutting treatment.

After removing the sod the vegetation re-established fast, but the species composition and structure were totally different from the other plots. *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis stolonifera*, *Hypochoeris radicata*, *Plantago lanceolata* and *Rumex acetosa* became dominant. Some dicotyledons not present in the other treatments established to a high F%. After two years the soil was completely covered, but the vegetation had an open structure, because of the great number of rosettes and small individuals of each species.

4. CHANGES IN TIME

The occurrence of species can show year to year or longer lasting fluctuations (WILLIAMS 1978; van den BERGH 1979). Especially when management has been changed, study of the short term results has a limited value. Fig. 1 gives some insight into the time aspect of the June and October cutting treatment. During the first three years *Holcus lanatus* increased up to nearly F% - 100, but afterwards decreased rapidly (see also ELBERSE et al. 1983). The decrease in *Lolium perenne* and *Poa trivialis*, species that indicate fertility and grazing (KRUIJNE et al. 1967) to a F% < 5 took eight years. From the beginning onwards *Festuca rubra*, *Agrostis stolonifera* and *Rumex acetosa* increased, confirming the results of BAKKER et al. (1980) and van DUUREN et al. (1981). Four years later *Anthoxanthum odoratum*, replaced *Agrostis stolonifera*, while *Festuca rubra* remaining dominant. The species combination *Anthoxanthum odoratum*, *Holcus lanatus* and *Rumex acetosa* has a wide ecological amplitude (ELLENBERG 1974; KRUIJNE et al. 1967; DIRVEN 1983), and appeared to be influenced by management only to a small extent in this experiment.

5. EFFECTS OF TREATMENTS

The different treatments have a specific effect on this general process. The F% < 5 was reached five years earlier in *Lolium perenne* and *Poa trivialis* when the vegetation was cut once, and moreover *Cardamine pratensis* increases to a lower level. In the no cutting treatment these species nearly dis-

appeared after two years. The effects of the treatments on some species are shown in more detail.

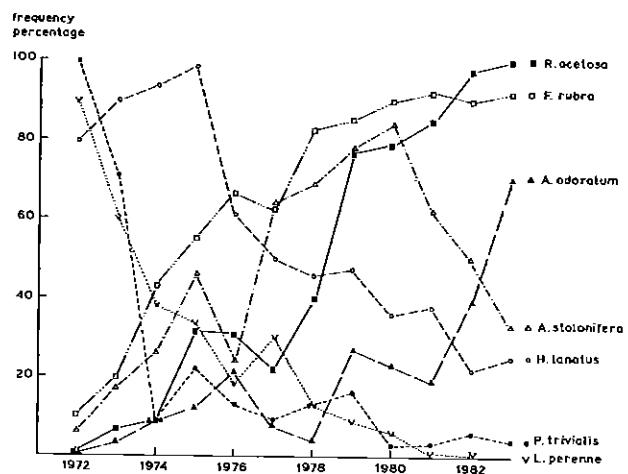


Fig. 1: Changes in frequency percentage of some species after cutting in June and October.

Anthoxanthum odoratum (Fig. 2) expanded earlier and to a higher level when the vegetation was cut twice in June or July and October. NPK fertilizer delayed this process, but despite the higher level of production, *Anthoxanthum odoratum* increased. At this level of biomass production cutting twice was apparently more important to the expansion of this species than the nutrient level in the soil. A first cut in October prevented expansion for a long time, but eventually the species increased.

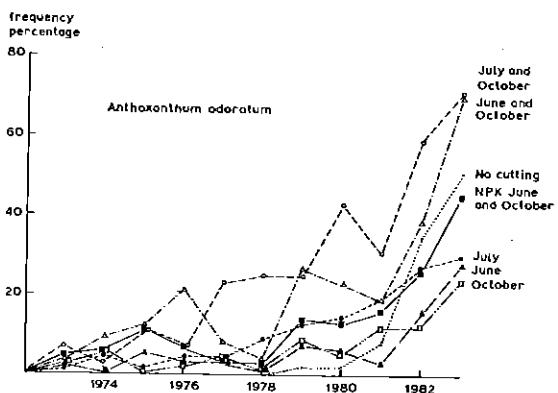


Fig. 2: Changes in frequency percentage of *Anthoxanthum odoratum* at different treatments.

Holcus lanatus (Fig. 3) expanded in the first three years to a high F% in all treatments. This is in accordance with the results of BAKKER et al. (1980) and ELBERSE et al. (1983). A dense vegetation was formed dominated by this competitive (WATT, 1978) species. After this period the species decreased rapidly, when the first cut was in June, independent of fertilizing or a second cut. The same steep decrease was shown by van den BERGH (1979), who gave 160 kg N per ha, so this is an effect of cutting time and not of soil exhaustion. After a longer period the F% of *Holcus lanatus* decreased, when cut twice. The data on production and soil analyses indicate that this cannot be explained by a lower nutrient level. Cutting once in July or October delayed the decrease in *Holcus lanatus*. The decrease in the no cutting treatment was caused by the dominance of species more adapted to a high and dense vegetation (Table 1).

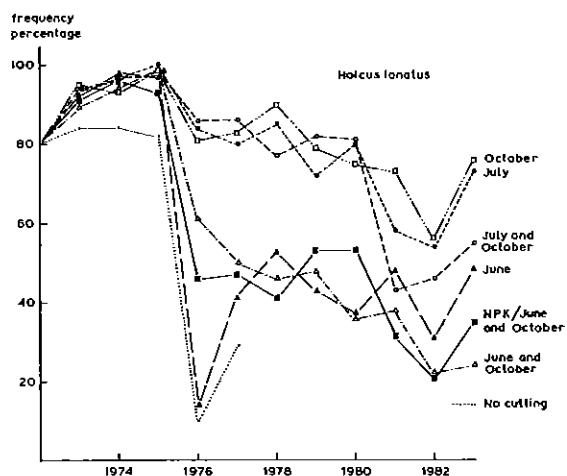


Fig. 3: Changes in frequency percentage of *Holcus lanatus* at different treatments.

Rumex acetosa (Fig. 4) expanded when the vegetation was cut in July with or without a second cut or when it was cut once in October. This treatment lengthened the period of a dense vegetation dominated by *Holcus lanatus* and *Rumex acetosa* with fewer possibilities for establishment of other species (GRUBB 1977).

6. THE NUMBER OF SPECIES

Often the number of species of higher plants is used as a measure for the success of management.

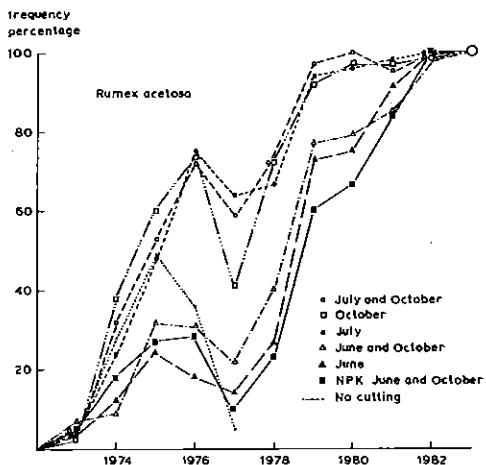


Fig. 4: Changes in frequency percentage of *Rumex acetosa* at different treatments.

This number is of limited value here, because the dynamic character of the vegetation. However, the number of disappeared and newly established species in each treatment (Table 1) can give some information on the dynamic character of the vegetation and the causes of it. The number of disappeared species is smallest when the vegetation was cut in June with or without a second cut. Later cutting or fertilizing gave a higher number of disappeared species, because of the dense vegetation, especially in the first years after stopping fertilization. In a vegetation that is somewhat less productive individual plants may persist for a long time under a less favourable management (OOMES and MOOI 1981). Species that disappeared were not only those specific for a high nutrient level.

The number of newly established species is greatest when the vegetation was cut in June and October. Application of lime marl or cutting once in October also caused an above-average number of new species. A low vegetation in early summer by cutting in June, or in early spring by cutting in October, prevented the disappearance of species and stimulated new establishment. The high number in the October cutting treatment was caused by the successful establishment in places where the sward had died, because of the dense standing crop in August during the first years. Of the newly established species (Table 1) seeds of *Carex acuta*, *Carex hirta* and *Juncus effusus* were found in the seed bank. *Centaurea pratensis*, *Galium palustre*, *Hypericum perforatum* and *Succisa pratensis* did not occur in the neighbourhood. The data give no

evidence that the establishment of some species is stimulated by special treatments.

7. DRY MATTER PRODUCTION

Fig. 5 shows that the dry matter production decreased rapidly during the first two years, afterwards the decrease was much slower and after eight years of no fertilizing the yield stabilized between 4,0 to 5,0 tonnes, if the vegetation was cut twice. In an experiment on a sandy soil with a low organic matter content of 3,9%, the production in the same time decreased from 10 to 1,0-2,0 tonnes (WIND 1980). This shows, that on sandy soil the nutrient status dropped faster.

Fertilizing with N only or with lime marl had no effect on the dry matter production; NPK raised it with an average of 2,3 tonnes.

One year after removing the sod, the regrown vegetation produced nearly 3,5 tonnes. This level increased to 5,0 tonnes in the last two years, maybe as a result of transport of nutrients to the upper soil layer.

It is observed (Fig. 5) that the plots cut once a year in June, have a higher standing crop at the moment of cutting compared with the plots cut twice in June and October. This difference is decreasing in the last few years. The annual yield did not differ when the vegetation was cut in June or July, followed by a second cut, however, in the June cut 60% of the annual production is harvested and 75% in the July cut.

In the first ten years the dry matter yield showed some differences depending on management. But after that period all the treatments, except NPK fertilizing, reached the same level. Even after removing the sod or after five years of not mowing at all, we see an annual level of 4,0-5,0 tonnes, since 1982. We expect this level will be stable for the time being and that other factors than the level of production are now limiting regeneration of a more species rich plant community. The different effects of management on the vegetation in the first period can hardly be explained by differences in annual biomass production, but were mainly due to the distribution of biomass during the growing season, in other words the vegetation structure.

8. NPK Yields

The N, P or K contents in the dry matter vary widely, so it hardly can be expected that dry matter production is a good measure to assess the stage of soil exhaustion.

Fig. 6 shows the level of the yield of N, P and K in two treatments. Cutting the vegetation in June and October can be seen as the usual way of withdrawing nutrients, removing the sod as an extreme one. The first six years there was a great difference in both treatments, but after this period the K yield after removing the sod was merely a little lower. From these data and the fact that N fertilizing alone did not raise dry matter production, we can conclude that after six years of cutting in June and October the soil has been exhausted to such an extent that K was limiting production. These data on nutrient yield give information on the cause of the low levels and on the moment the minimum for the time being has been reached. With respect to P and more so to N, the soil still has a great supply compared with removing the sod, but this hardly affects production (Fig. 5) or vegetation (ELBERSE et al. 1983).

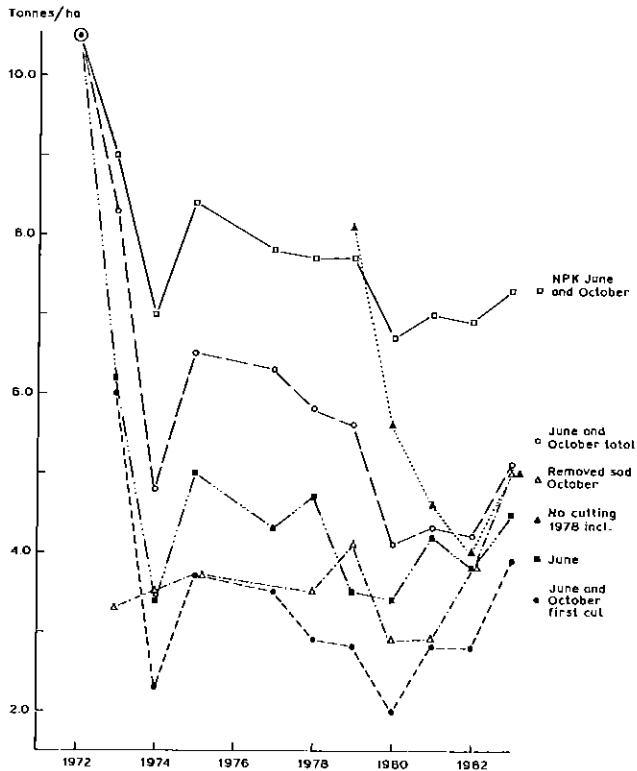


Fig. 5: Dry matter production at different treatments. Production in 1976 was not taken into account because of drought.

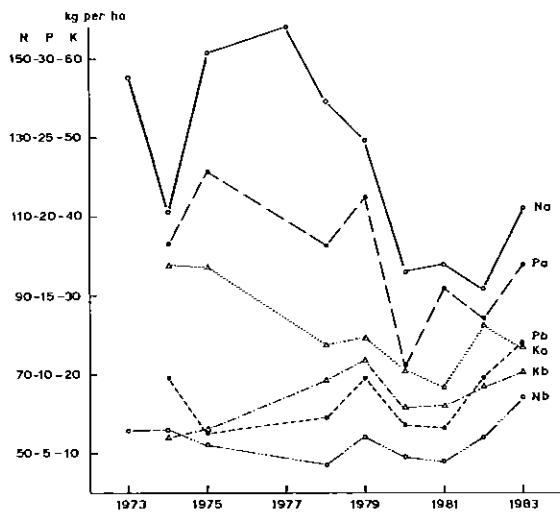


Fig. 6: Yield of N, P and K in kg per ha when cutting in June and October (a) or in October after removing the sod in 1972 (b).

9. SOIL FERTILITY

Cutting in June and October gave a constant P_2O_5 and K_2O content after nearly eight years (Table 2). With respect to P_2O_5 and K_2O the treatments only showed small differences. Lime marl caused an increase in pH-KCl from 5,2 to 5,5. There is no clear accordance of the data on soil fertility and NPK yield. The period in which the P and K content of the soil becomes more or less stable do not correspond with the moment of a stabilized low P and K yield (Fig. 6). We therefore conclude that the process of soil exhaustion better can be described by the nutrient yield.

10. DISCUSSION

There is a relation between the number of species and dry matter production (standing crop plus litter), quantified by AL-MUFTI et al. (1977), and described in more detail by VERMEER & BERENDSE (1983) for some grassland types in the Netherlands. These data show that the production level of a species rich vegetation lies in between 4 and 5 tonnes per ha, depending on the conditions. A management designed to regenerate species rich communities from formerly fertilized grasslands first should be aimed at removing nutrients by harvesting. It is important to describe this process of soil exhaustion by studying the output of nutrients and recording the changes in capital with time, because we need to know which nutrient is limiting dry matter production (BRADSHAW 1980).

This experiment shows that N fertilizing has no effect, because K is limiting. In other experiments P fertilizing had no effect on production and botanical composition, because N was limiting (ELBERSE et al. 1983).

The process of soil exhaustion appeared better to be described by determining the P and K yield. Moreover, the P_2O_5 and K_2O levels in the soil are not clearly related to the production or botanical composition of the different grassland types (ALTENA and OOMES 1985). A high content in the soil does not always mean that management has to be aimed at soil exhaustion. Therefore, we need to compare data on the nutrient yield with those of a low productive vegetation under comparable conditions. By doing so, we use the vegetation itself as a phytometer (CLEMENTS and GOLDSMITH 1924) to determine the stage of soil exhaustion.

Table 3 shows the dry matter, N, P and K yields in some experiments after different periods of soil exhaustion. The permanently unfertilized Rothamsted experiments (THURSTON et al. 1976) produced a yield that may be regarded as a minimum for such grasslands. The dry matter production, N and P yield of all other long term unfertilized experiments (DE LA LANDE CROMER 1976; BEHAEGHE & COTTENIE 1976; van DAM 1981) are higher. In between these experiments there are great differences in nutrient yields, probably dependent on soil conditions. But the data indicate that in our experiment removing the sod caused a K yield that was very low, whereas the P yield was appreciably higher. Apparently the K supply in the soil is depleted much sooner than the P supply. Further soil exhaustion is not necessary, the dry matter production in the experiment is already low enough to expect a more species rich vegetation. A lower soil fertility may cause a replacement of the short living *Anthoxanthum odoratum* (WILLIAMS 1978) and *Holcus lanatus* (WATT 1978) by the sward-closing species *Agrostis stolonifera* and *Festuca rubra*. Establishment of new species will be more difficult then, because of the lower number of regeneration niches (GRUBB 1977). Therefore, both a low production level and the structure of the vegetation are important to enable new establishment.

The importance of distinguishing between the effect of nutrient level and vegetation structure is shown by the increase in *Anthoxanthum odoratum*, an indicator species of lower nutrient levels (KRUIJNE et al. 1967), when fertilized with 50 N (this experiment) or 90 N (WILLIAMS 1978). The disadvantages of a denser vegetation can be compensated by a favourable

Table 3: Dry matter (DM), N, P and K yield of some experiments after several years of cutting and removing the hay without fertilization. 1) = added 15% to original figures to compensate for losses during hay making.

	soil type	organic matter %	years without fertilization	data concerning the period	yield per ha per year			
					DM tons	N kg	P kg	K kg
June and October cutting	sand	13.4	11	1980-83	4.4	100	14.1	22.0
Removing the sod 1972 October cutting	sand	6.7	11	1980-83	2.9	56	8.7	17.5
Behaeghe and Cottenie (1976)	silt-loam	-	32	1967-71	2.6	74	6.6	36.0
van Dam (1981)	peat	80	40	1977	2.2	40	2.7	12.0
De La Lande Cremer (1976)	sand	6.2	70	1969	2.7	55	7.2	47.9
Thurston et al. (1976)	silt-loam	-	103	1920-59	1.6	31 ¹⁾	2.3 ¹⁾	23.0 ¹⁾

distribution of the biomass in the growing season by the cutting regime. The importance of this distribution was also demonstrated by the greater number of newly established species after cutting in June and October.

Differences between the effects of the treatments are only slightly related to differences in the rate of soil exhaustion. Much more important are cutting time and cutting frequency, which influence seed production and vegetation structure. In addition to the series of vegetation succession during soil exhaustion (van DUUREN et al. 1981) experiments are necessary to distinguish between the effects of grassland use and the lower nutrient level.

11. ACKNOWLEDGEMENTS

We gratefully acknowledge Dr. ir. J.P. van den Bergh for critisizing the manuscript, A.H. van Rossem for translating the text and H.J. Altena for drawing the figures. We specially thank E. Barten and J. Heij for analyzing yearly 4 000 frequency samples.

12. SUMMARY

The effect of cutting dates and frequencies is described on the succession, dry matter production and NPK yield of a formerly intensively used Poo-

Lolietum after stopping fertilization. The management was aimed at the regeneration of a low productive, species rich grassland.

Disappearance of species indicating a higher level of nutrients appeared to be not only dependent on the level of soil exhaustion. Mowing times had specific effects, depending on the period of seed production and on the distribution of biomass during the growing season. New species preferably establish in a vegetation cut twice a year or after removing the sod.

The dry matter production decreased in two years after stopping fertilization from 10,5 to 8,0 tons per ha and had stabilized after eight years between 4,0 and 5,0 tons per ha. Data on N, P and K yield showed that after six years K was limiting the production. Soil analysis appeared of limited value in describing the process of soil exhaustion, especially when different situations have to be compared to each other. The nutrient yields are related to data of other long term unfertilized experiments.

It is concluded that not the nutrient status of the soil is limiting the increase in species diversity after 7-9 years of soil exhaustion, but the management that influences seed production and establishment of species.

13. REFERENCES

- AL-MUFTI, M.M., C.L. SYDES, S.B. FURNES, J.P. GRIME & S.R. BAND, 1977: A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. *J. Ecol.* 65: 759-791.
- ALTENA, H.J. & M.J. OOMES, 1985: Te verwachten graslandvegetaties bij extensivering van het gebruik. *De Levende natuur* 96: 16-20 (English summary).
- BAKKER, J.P., M. DEKKER & Y. DE VRIES, 1980: The effect of different management practices on a grassland community and the resulting fate of seedlings. *Acta Bot. Neerl.* 29: 469-482.
- BEHAEGHE, T. & A. COTTENIE, 1976: Aspects botaniques et analytiques de l'évolution à longue échéance de l'état nutritif du sol. *Ann. agron.* 27: 819-836.
- BERGH, J.P. VAN DEN, 1979: Changes in the composition of mixed populations of grassland species. In: Werger, M.J.A. (ed.): *The study of vegetation*. The Hague (Junk): 59-80.
- BRADSHAW, A.D., 1980: Mineral nutrition. In: Rorison, I.H. & R. Hunt (Eds): *Amenity grassland; an ecological perspective*, (Wiley and Sons Ltd.): 101-118.
- CLEMENTS, F.E. & G.W. GOLDSMITH, 1924: The phytometer method in ecology. Carnegie Institution of Washington Publication no. 356.
- DAM, D. VAN, 1981: Een analyse van de diversiteit van de Rothamsted Park Grass Plots. RIN rapport 81/3 Arnhem, The Netherlands.
- DE LA LANDE CREMER, L.C.N., 1976: Expérience de fertilisation minérale et organique sur prairie permanente - Ile d'Ameland (1899-1969). *Ann. agron.* 27: 1007-1026.
- DIRVEN, J.G.P., 1983: De overgangshooilanden, *Anthoxanthum odoratum* - *Holcus lanatus* - *Rumex acetosa*. Medeling 75, Vakgroep Landbouwplantteelt en Graslandkunde, LH Wageningen, The Netherlands.
- DUUREN, L. VAN, J.P. BAKKER & L.F.M. FRESCO, 1981: From intensively agricultural practices to hay making without fertilization. *Vegetatio* 47: 241-258.
- ELBERSE, W.Th., J.P. VAN DEN BERGH & J.G.P. DIRVEN, 1983: Effects of use and mineral supply on the botanical composition and yield of old grassland on heavy clay soil. *Neth. J. agric. Sci.* 31: 63-88.
- ELLENBERG, H., 1974: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobot.* 9. Göttingen (Golze): 97 pp.
- GRUBB, P.J., 1977: The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.* 52: 107-145.
- HEUKELS, H. & R. VAN DER MEYDEN et al., 1983: Flora van Nederland. Groningen (Wolters-Noordhoff).
- KRUIJNE, A.A., D.M. DE VRIES & H. MOOI, 1967: Bijdrage tot de oecologie van de Nederlandse graslandplanten. Verslagen Landbouwkundig Onderzoek 696, Wageningen, The Netherlands (English summary).
- OOMES, M.J.M. & H. MOOI, 1981: The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an *Arrhenatherion elatioris* grassland. *Vegetatio* 47: 233-239.
- THURSTON, J.M., E.D. WILLIAMS & A.E. JOHNSTON, 1976: Modern developments in an experiment on permanent grassland started in 1856: Effects of fertilizers and lime on botanical composition and crop and soil analyses. *Ann. agron.* 27: 1043-1082.
- VERMEER, J.G. & F. BERENDSE, 1983: The relationship between nutrient availability, shoot biomass and species richness in grassland and wetland communities. *Vegetatio* 53: 121-126.
- VRIES, D.M. DE, 1937: Methods of determining the botanical composition of hayfields and pastures. Rep. 4th Intern. Grassl. Congr. Aberystwyth: 474-480.
- WATT, T.A., 1978: The biology of *Holcus lanatus* L. (Yorkshire fog) and its significance in grassland. *Herbage Abstracts* 48: 195-204.
- WESTHOFF, V., 1976: Die Verarmung der niederländischen Gefäßpflanzenflora in den letzten 50 Jahren und ihre teilweise Erhaltung in Naturreservaten. *Schr.r. für Vegetationskunde* 10: 63-73.
- WESTHOFF, V. & E. WEEDA, 1984: De achteruitgang van de Nederlandse flora sinds het begin van deze eeuw. *Natuur en Milieu* 8: 8-17.
- WILLIAMS, E.D., 1978: Botanical composition of the park Grass Plots at Rothamsted, 1856-1976. *Rothamsted Exp. Sta. Harpenden*: 1-61.
- WIND, K., 1980: Botanische samenstelling van grasland bij extensivering van het gebruik. Mededeling 52, Vakgroep Landbouwplantteelt en Graslandkunde, LH Wageningen, The Netherlands.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Mattheus Johannes Maria Oomes
Centre for Agrobiological Research
Bornsesteeg 65
P.O. Box 14

NL-6700 AA Wageningen

Or. Hermann Mooi
Centre for Agrobiological Research
Bornsesteeg 65
P.O. Box 14
NL-6700 AA Wageningen

SCHREIBER, Karl-Friedrich (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984.* Paderborn: Ferdinand Schöningh 1985, S. 69-80 (Münstersche Geographische Arbeiten 20)

Meadow - succession experiment on the permanent plots in Botanical garden in Zagreb

Ljudevit Ilijanić Jasenka Topić and Nedeljka Šegulja

KEYWORDS

Community coefficient, Ecological values, Meadow succession, Life form, Permanent plots

ZUSAMMENFASSUNG

Auf drei Versuchsflächen von je 3 x 3 m wurde auf unbewachsenem Boden mit unterschiedlichen Bodenwasserhaushaltsbedingungen von 1964 bis 1974 im Botanischen Garten in Zagreb die Vegetationsentwicklung untersucht. Vom ersten Versuchsjahr an erfolgte eine Lenkung der Sukzession durch regelmäßige Mahd zweimal jährlich in Richtung Wiesenvegetation. Vom Therophyten-Stadium mit dominierenden einjährigen Ruder- und Unkraut-Pflanzen im ersten Jahr veränderte sich die Vegetation bis zum Hemikryptophyten-Stadium mit Wiesenaspunkt. Im Beitrag werden quantitative und qualitative Vegetationsveränderungen, Artenzahl-Fluktuation, Lebensformen-Spektrum, Gemeinschafts-Koeffizient und ökologische Zeigerwerte für die drei Versuchsflächen dargestellt.

1. INTRODUCTION

In the period from 1964 till 1974 the vegetational succession was investigated on three experimental plots with different water regime, in the Botanical Garden of the Faculty of Science, University of Zagreb. Succession started with naked soil and from the first year it was directed toward the development of meadow type of vegetation.

The aim was to establish the order of appearance of species and intensity of overgrowing, qualitative and

quantitative changes and differences in vegetational composition with regard to different soil water regime on three plots, as well as the period in which the succession reaches the meadow vegetational stadium.

In the experiment in the Botanical Institute at Hohenheim (ELLENBERG 1953, LIETH 1958, BORNKAMM 1961), the soil water regime was regulated by artificial maintaining different levels of underground water. In the experiment in a coastal dune grassland near Oostvoorne in the Netherlands the soil moisture on some plots was regulated by regulary watering with water from a nearby well, or on the other plots, through catching the rainfall by means of a plastic cover which was spread over a frame during the periods of heavy rain (E. VAN DER MAAREL 1981). In our experiment though, because of technical reasons, the soil water regime was regulated by watering with rain water.

2. OBJECTS OF INVESTIGATION AND METHODS

In the part where the "systematic field" in the Botanical garden is situated, three square plots were excluded and bordered each of 9 m² (3 x 3 m), separated from each other by 30 cm wide interspace. A hedge of *Maclura pomifera* is situated on the southern side at the distance of 1 m, and on the western side is a hedge of *Ligustrum ovalifolium*. To the North and East there are the plots of the systematic field, where numerous plant species are cultivated.

Canna indica was planted in this area for several years. Before the experiment the plant cover was taken away and the surface of the soil was dug

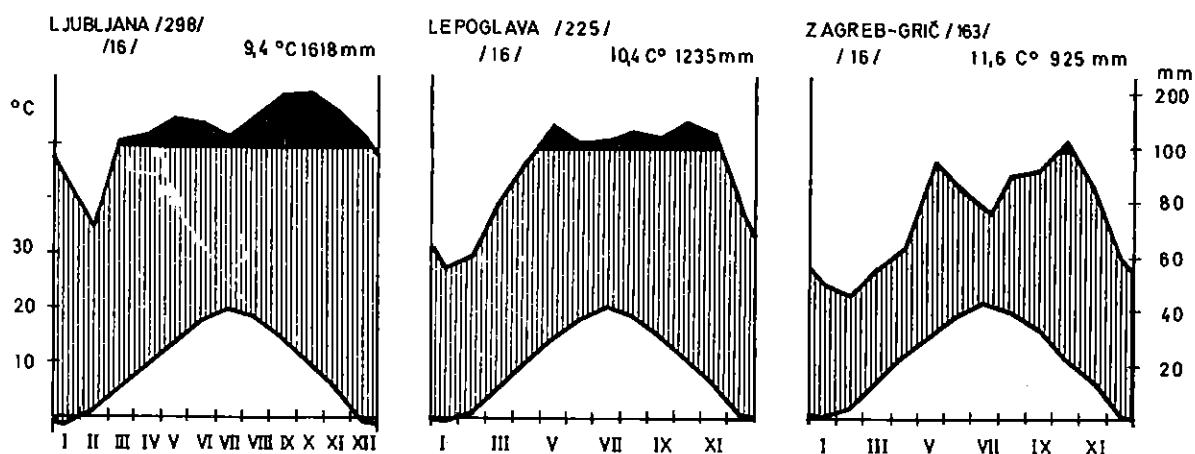


Fig. 1. Climate diagrams

on 4th April, 1964. The underground parts of the present plants were mechanically removed as much as possible. After this the succession of vegetation started from the naked horticultural soil.

Every year from March - November (included), there were different soil water regimes on the plots. The plots 1 and 2 got different additional quantities of water by watering with rain water, while the water regime of the soil on plot 3 depended on the natural climate conditions respectively precipitations in Zagreb.

As an additional amount for plot 1 the difference between the mean monthly rainfall in Ljubljana, Slovenia (the most humid region) and Zagreb, Croatia, was taken; for the plot 2 the additional water was the difference between the mean monthly rainfall at Lepoglava (NW region of Croatia) and Zagreb.

Tab. 1. Watering scheme

	Additional quantities of rain water (mm)	
Month	plot 1	plot 2
March	56	24
April	57	32
May	52	45
June	58	20
July	39	36
August	62	35
September	99	26
October	78	25
November	75	33
March to November	576	276

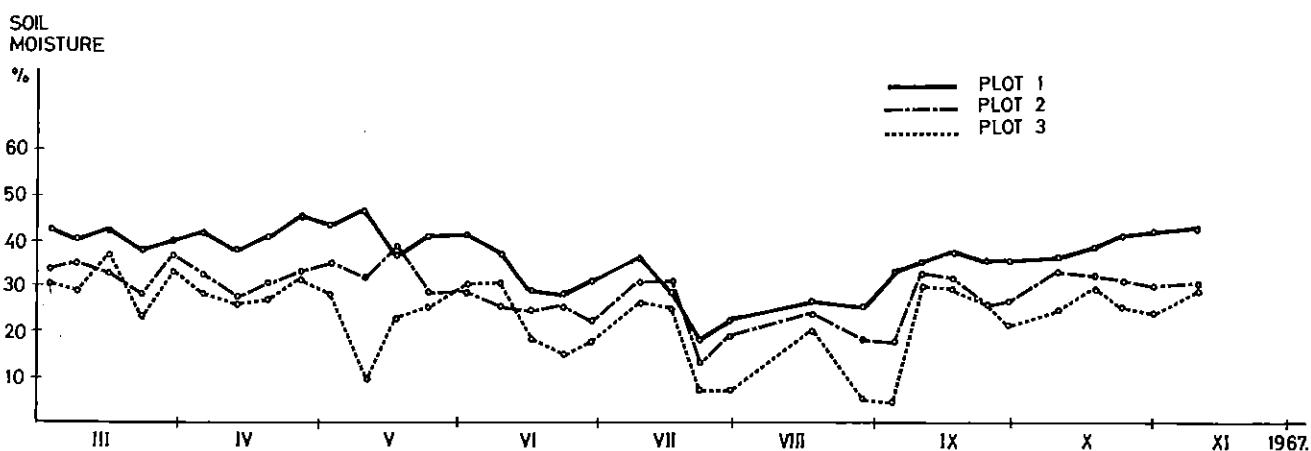


Fig. 2. Soil moisture (% dry soil) on the depth of 0-5 cm from March till November 1967

The climate conditions of these regions are illustrated by climate diagrams (Fig. 1). The additional water on the plot 1 was greater than on the plot 2 (Table 1) and consequently the soil moisture was the greatest on the plot 1. To illustrate this we present the results of comparative measurements of soil moisture on the depth of 0 - 5 cm, from March till November 1967 (Fig. 2).

The differences in soil moisture were reflected by the relative air humidity of the lower air layer (Fig. 3). The temperature of the uppermost soil layer was also different (Fig. 4). The soil moisture was estimated by gravimetric method, with soil drying up at 105°C and expressed as % dry weight. The relative air humidity was measured by little Assmann psychrometer, and the evaporation rate by Piché evaporimeter. As mentioned, the succession was from the beginning directed toward the development of meadow vegetation type by regular mowing twice a year (June and the end of August or beginning of September, as usual in our lowland area). The mowing was performed by removing the aboveground parts of the plants using scissors, producing the same effect as scythe. In addition, all plant species were noted and all the specimens of each species were counted. The blades were counted for grasses (Poaceae), for creeping plants the number of rooted parts, and for the plants without upperground stems each rosette as one specimen.

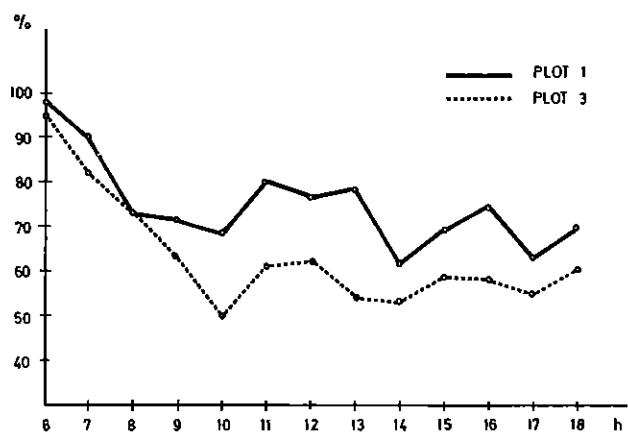


Fig. 3. Daily course of relative air humidity at a height of 10 cm, 15th March, 1969

Phytocoenological characteristics and life forms were given according to OBERDORFER (1957, 1979), and ecological values according to ELLENBERG (1952) and LANDOLT (1977).

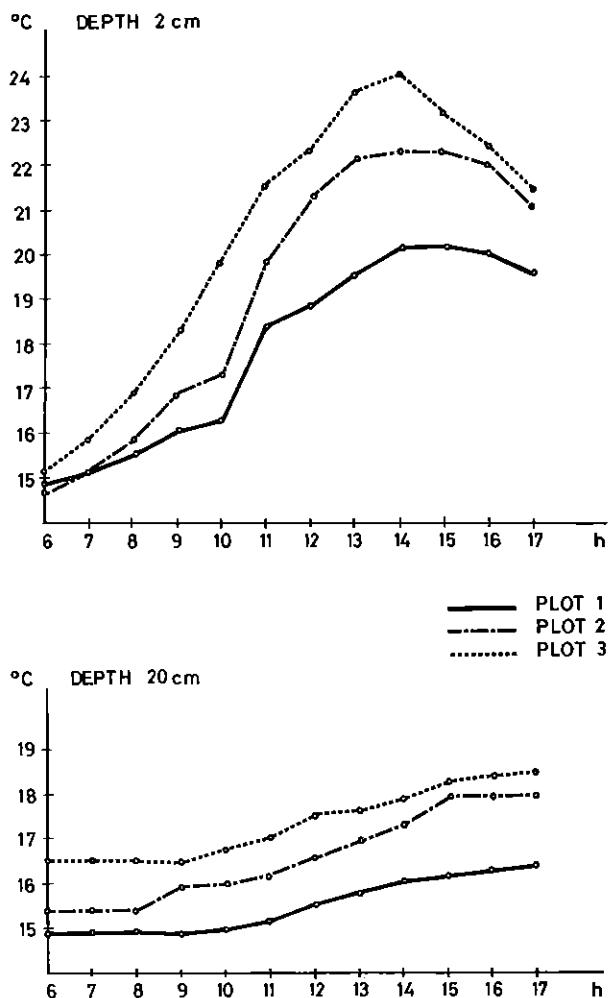


Fig. 4. Daily course of soil temperature on the experimental plots at depths of 2 cm (upper) and 20 cm (lower diagram), 10th June, 1969

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. FLUCTUATION OF SPECIES AND PHYTOCOENOLOGICAL CHARACTERISTICS

Since 4th April 1964 when the plots were prepared for the experiment till the first mowing on 25th June, 1964, the main part of the area of the experimental plots was settled by a number of plants. The plots 1 and 2 (watered) were covered more than the non-watered plot 3.

On all three plots appeared rather completely annual weed and ruderal plants as expected (BORNKAMM 1981, 1982, PICKET 1982). Investigating the succession in a "Lolietum" in the surroundings of Vienna, GILLI (1935) speaks about "Kräuterstadium" or "Stadium der ersten Besiedlung", respectively. On our plots there were

mainly numerous species of communities of the class *Chenopodietae* and *Artemisietae*, several plants of communities of the classes *Secalinetea*, *Plantaginea*, semiruderal grasslands *Agropyretea*, while the species of meadow vegetation are represented in a small number (plot 1 and 2) or not at all (plot 3). Although such regularity takes place for all three plots some differences in qualitative composition are obvious, as well as in quantitative relations among some species on the experimental plots in the first year (Tab. 2, 3, 4).

According to the number of specimens and to the cover, the dominant species on the plot 1 (the most moist soil) were *Capsella bursa-pastoris*, *Agropyron repens*, *Galinsoga parviflora*, *Sonchus oleraceus*, *Portulaca oleracea*, *Amaranthus retroflexus*, *Chenopodium polyspermum*; these species were less spread on the other two plots (particularly on the non-watered plot 3). The plot 1 shows up to a certain extent a similarity with the *Chenopodium-Sonchus*-stadium, named by BORN-KAMM (1981) referring to the field experiments in the Botanical Institute, University of Köln.

On the other two plots the dominance of the species *Cirsium arvense* was especially emphasized at the end of June, just before the first mowing, as well as at the beginning of September, before the second mowing. Here, one can speak about *Cirsium*-stadium. In addition to that, on the third plot *Consolida ajacis* was significantly present (11 specimens with high cover) coming from the systematic field where it has been planted.

In the second year (1965) on the 1. and 2. plot the majority of plant species of the first year disappeared and did not appear again within the ten year period. Out of 37 species, noted in the first year on the plot 1, 21 species disappeared in the second year and never appeared again, one (*Convolvulus arvensis*) appeared also later. In the second year 12 new species appeared out of which 7 species disappeared after 3 or 4 years. Only 6 species of these present in 1964 such as *Rubus caesius*, *Plantago major*, *Convolvulus arvensis*, *Taraxacum officinale*, *Ranunculus repens* and *Agropyron repens* are noted on the plot at the end of the experiment in 1974 (Tab. 2). Moreover the latest three species had a greater significance in the development of plant cover on the plot 1, reaching their maximum between 1970 and 1983, and giving a grassland aspect to the stand. On plot 2 (less watered) out of 31 plant species appearing in the first year, 18 species disappeared next year and didn't appear again during the experiment (Tab. 3). On plot 3 ("dry") out of 28 species disappeared 11, while 5

(*Veronica persica*, *Fallopia convolvulus*, *Sonchus oleraceus*, *Lapsana communis* and *Lycopus europaeus*) appeared sometimes as single ones or with very few specimens.

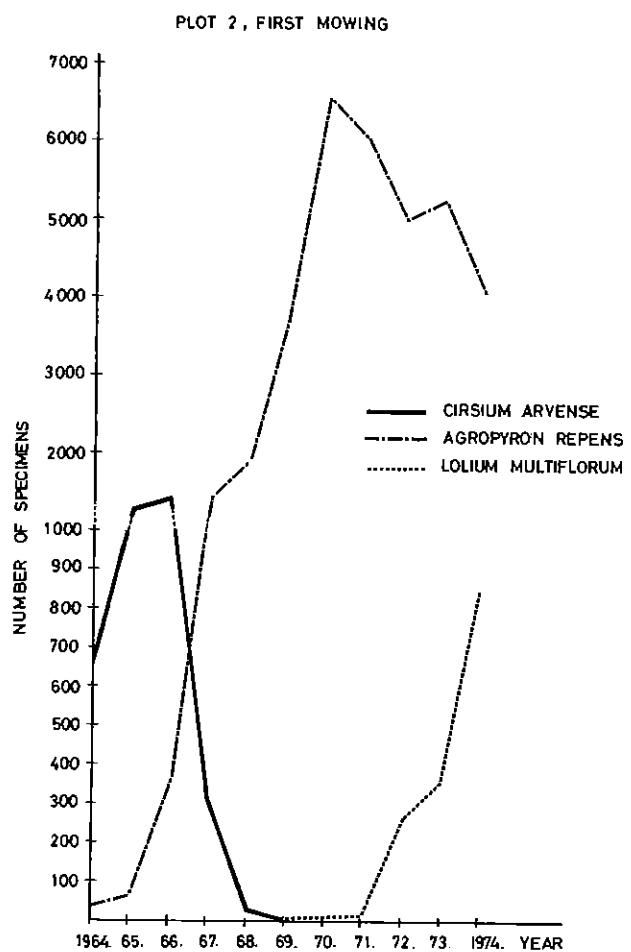


Fig. 5. Fluctuation of the number of specimens of the species *Cirsium arvense*, *Agropyron repens* and *Lolium multiflorum* on the plot 2

Figure 5 shows a fluctuation in the number of individuals of the species *Cirsium arvense*, *Agropyron repens* and *Lolium multiflorum* on plot 2, where the species *Cirsium arvense* was predominant in the second and third year of the experiment and determined the aspect of the stand. After the third year it decreased rapidly, and after five years of experiment it disappeared almost completely. In contrast *Agropyron repens* started to spread intensively after regression of the species *Cirsium arvense* and it reached the maximum number of specimens in 1970 (till 1972). Then it slowly decreased with parallel spreading of *Lolium multiflorum* and other species such as *Taraxacum officinale*, *Plantago lanceolata*, *Ranunculus repens*, all in expansion (Tab. 3), which repressed the species *Agropyron repens*. The analogous regularity has also taken place on the other two plots with a somewhat different quantitative ratio (Tab. 2, 3, 4).

Tab. 2. Fluctuations of species and number of specimens from 1964 till 1974 on plot 1

Species	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974
Amaranthus lividus L.	1										
Chenopodium hybridum L.	1										
Trifolium repens L.	1										
Veronica persica Poir.	1										
Digitaria sanguinalis (L.) Scop.	1										
Chenopodium album L.	2										
Datura stramonium L.	2										
Celtis australis L. (Juv.)	2										
Quercus robur L. (Juv.)	2										
Euphorbia helioscopia L.	3										
Malva sylvestris L.	3										
Nicandra physaloides (L.) Gaertn.	3										
Amaranthus blitoides S. Watson	8										
Setaria glauca (L.) PB.	9										
Falllopia convolvulus (L.) Å. Löve	10										
Chenopodium polyspermum L.	10										
Solanum nigrum L.,emend. Miller	10										
Amaranthus retroflexus L.	17										
Sonchus oleraceus L.	24										
Portulaca oleracea L.	27										
Gallinago parviflora Cav.	43										
Polygonum aviculare L.	1	1									
Euphorbia peplus L.	1	5									
Papaver rhoeas L.	2	2									
Capsella bursa-pastoris (L.) Med.	126	254									
Ballota nigra L.	1	1	1								
Thlaspi dubia Bunge	4	2	5								
Verbascum phlomoides L.	5	1	2	1	1						
Cirsium arvense (L.) Scop.	42	303	434	147	13	10	1	1		2	
Oxalis fontana Bunge	12	16	.	.	2	7	3	.	5		
Poa annua L.	27	247	140	102	.	1	2	3	2	3	1
Convolvulus arvensis L.	2	.	3	.	5	1	.	1	3	2	3
Rubus caesius L.	1	1	.	.	1	1	3	1	3	2	5
Plantago major L.	3	2	5	4	10	20	3	22	11	3	
Taraxacum officinale Web.	1	1	10	28	35	132	124	225	283	334	147
Ranunculus repens L.	1	6	86	801	1403	1807	3141	1290	916	1081	315
Aquilegia repens (L.) PB.	109	596	975	3263	2268	3735	7272	8255	7602	3861	2050
Lapsana communis L.	1										
Sonchus asper L.	1										
Acer platanoides L. (Juv.)	1										
Lamium purpureum L.	1										
Cucurbitaceae (sp. non det., Juv.)	4										
Achillea millefolium L.	1	1									
Senecio vulgaris L.	16	1									
Heracleum sphondylium L.	1	1	1	1	1	3	6	16	20	30	
Ranunculus acris L.	1	1	1	6	29	52	54	26	130	19	
Lolium multiflorum Lam.	1	12	28	50	177	300	895	1360	2713	2905	
Erligeron annuus (L.) Pers.	9	3	37	172	236	169	314	292	96	96	
Crepis taraxacifolia Thunb.	3	14	6	179	262	9	32	35	17	13	
Poa pratensis L.	1	.	.	14	40	142	42	8	8	19	
Urtica dioica L.	1	.	1	2	6	7	8	8	8	11	
Veronica chamaedrys L.	1	6	16	133	237	333	470	160	169		
Plantago lanceolata L.	1	.	10	40	85	65	75	30	67		
Aster novae-angliae L.	1	1	4	3	1	
Hypericum perforatum L.	1	1	9	23	7	15	24	16	143		
Poa nemoralis L.	1	14	6	33	14	31	130				
Calystegia sepium (L.) R.Br.	10	12	29	12	27	16	6	7			
Aster novi-belgii L.	4	1	1	2	2	.	.	.	1		
Picris hieracioides L.	1	2	3	8	3	6	3	6	3		
Melissa officinalis L.	4	9	16	25	32	59	59	54			
Tripleurospermum inodorum(L.) C.H.Shultz	1	
Ulmus sp. (Juv.)	2	
Sagina sp.	6	
Digitallis sp.	1	
Veronica teucrium L.	1	.	.	3	
Lamium maculatum (L.) L.	1	.	.	1	2	2	3	3			
Prunella vulgaris L.	8	33	83	33	33	43					
Gentiana sp. (Juv.)	1	
Carpinus betulus L. (Juv.)	1	1	
Crataegus monogyna Jacq. (Juv.)	1	
Acer pseudoplatanus L. (Juv.)	1	
Number of species	37	27	21	17	24	28	28	25	26	22	26

Tab. 3. Fluctuations of species and number of specimens from 1964 till 1974 on plot 2

Species	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974
Chaenarrhinum minus (L.) Lange	1										
Datura stramonium L.	1										
Euphorbia peplus L.	1										
Glechoma hederacea L.	1										
Fallopia convolvulus Å. Löve	1										
Matricaria chamomilla L.	1										
Urtica dioica L.	1										
Setaria viridis (L.) PB.	2										
Nicandra physaloides (L.) Gaertn.	3										
Digitaria sanguinalis (L.) Scop.	5										
Amaranthus retroflexus L.	5										
Sonchus oleraceus L.	5										
Amaranthus blitoides S. Watson	6										
Chenopodium album L.	6										
Portulaca oleracea L.	11										
Galinsoga parviflora Cav.	13										
Chenopodium polyspermum L.	15										
Solanum nigrum L. emend. Miller	16										
Malva sylvestris L.	1	2	1								
Capsella bursa-pastoris (L.) Med.	93	99	3								
Anagallis arvensis L.	9	6		1							
Verbascum phoeniceum L.	7	3	6	3	1						
Physalis alkekengi L.	12	19	8	13	2	2	1				
Quercus robur L.	2	2		1	1	1	1	1			
Poa annua L.	36	99	257	87	.	.	.	1	9	7	4
Oxalis fontana Bunge	24	20	25	15	.	25	15	4	8	2	2
Cirsium arvense (L.) Scop.	650	1274	1410	341	33	2	.	.	2	1	2
Plantago major L.	3	.	4	7	22	38	36	56	31	19	30
Convolvulus arvensis L.	66	65	64	33	51	106	90	142	55	44	9
Plantago lanceolata L.	1	3	3	48	72	740	1127	970	1117	2184	1760
Agropyron repens (L.) PB.	35	65	336	1373	1899	3732	6539	6040	4980	5260	4154
Senecio vulgaris L.	20	45									
Leonurus cardiaca L.	1	1	1								
Tragopogon dubius Scop.	1	1				3	7				
Acer platanoides L. (Juv.)	1	1			
Celtis australis L.	1										
Crepis taraxacifolia Thunb.	1	64	35	338	192	148	1	1	1	1	
Taraxacum officinale Web.	17	76	153	275	921	771	800	633	651	700	
Fragaria vesca L.	1										
Polygonum aviculare L.	1										
Dipsacus laciniatus L.	3	2									
Conyza canadensis (L.) Cronq.	20	50									
Lycopus europaeus L.	1	1	.	.	.	1	1	2			
Veronica chamaedrys L.	1	3	2	65	65	126	224	179	182		
Achillea millefolium L.	2	6	6	39	62	102	209	272	462		
Erligeron annuus (L.) Pers.	17	79	688	1131	1005	833	744	638	493		
Euphorbia esula L.	1										
Sonchus asper L.	1	1									
Hernaria glabra L.	2	2									
Aster novae-angliae L.	8	9	7	9	4	3	1				
Mentha arvensis L.	1	1	10				
Aster novi-belgii L.	2	5	20	21	15	24	8	3			
Orlaya daucorlaya Kurb.											
Hypericum montanum L.	1										
Delphinium sp.	1										
Tripleurospermum inodorum (L.) C.H. Schultz	1										
Anemone? (Juv., non det.)	1										
Prunus spinosa L. (Juv.)	1										
Picris hieracoides L.	1	1	2	3	3	10	11	12			
Ulmus sp. (Juv.)	1	2	4	3	10						
Chrysanthemum sp.	1										
Sagina apetala Ard.	1										
Calystegia sepium (L.) R.Br.	3	2	1	1	1						
Lychnis viscaria L.	2	1	2	6			
Digitalis sp.	1	4	.	2	2	2	2	1			
Lamium maculatum (L.) L.	22	1	1	6	10	12	15				
Solidago canadensis L.	5	5	6	10	12	12	15				
Ranunculus acris L.	1	2	9	7	43	39					
Ranunculus repens L.	6	19	97	169	334	442					
Lolium multiflorum Lam.	8	2	14	260	358	867					
Prunella vulgaris L.	15	44	385	682	1252	867					
Fungi	1										
Potentilla reptans L.	1										
Galeopsis speciosa Hill.	1	2									
Crataegus monogyna Jacq. (Juv.)	4	5									
Clinopodium vulgare L.	6										
Veronica teucrium L.	12	7	14	17	.	12					
Hieracium sp.	16	8	23	9	9	16					
Melissa officinalis L.	1										
Crepis biennis L.	2										
Veronica spicata L.	3										
Geum urbanum L.	1		2								
Carpinus betulus L. (Juv.)											
Veronica arvensis L.											
Campanula sp. (veg.)											
Potentilla recta L.											
Hypericum perforatum L.											
Cichorium intybus L.											
Acer pseudoplatanus L. (Juv.)											
Number of species	31	19	24	26	25	30	33	35	34	30	30

Tab. 4. Fluctuations of species and number of specimens from 1964 till 1974 on plot 3

Species	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	1										
<i>Chenopodium album</i> L.	1										
<i>Nicandra physaloides</i> (L.) Gaertn.	1										
<i>Cerinthe minor</i> L.	1										
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	2										
<i>Chenopodium polyspermum</i> L.	2										
<i>Gallinago parviflora</i> Cav.	2										
<i>Solanum nigrum</i> L. emend. Miller	2										
<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	2										
<i>Portulaca oleracea</i> L.	3										
<i>Setaria viridis</i> (L.) PB.	4										
<i>Matricaria chamomilla</i> L.	2	2									
<i>Consolida ajacis</i> (L.) Schur	11	2									
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Med.	29	23									
<i>Reseda lutea</i> L.	1	1	1	1							
<i>Veronica persica</i> Polr.	1	1					
<i>Falllopia convolvulus</i> (L.) Å. Löve	5	4	.	.	.	1					
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	2	.	4	1	.	.	1				
<i>Malva sylvestris</i> L.	1	3	4	1	.	1	1				
<i>Verbascum phlomoides</i> L.	3	1	2	1	1	1	1				
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	393	912	489	106	15	8	2				
<i>Lapsana communis</i> L.	1	2	.	1	1	.	.	1	1	1	
<i>Lycopus europaeus</i> L.	1	.	.	1	1	.	.	1	1	1	
<i>Poa annua</i> L.	25	66	160	100	28	25	5	11	8	15	18
<i>Plantago major</i> L.	1	1	1	2	28	25	5	11	8	15	18
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	52	62	74	70	53	114	78	42	11	6	6
<i>Oxalis fontana</i> Bunge	1	4	10	98	101	128	30	9	40	18	12
<i>Agropyron repens</i> (L.) PB.	91	361	1644	2385	2074	2666	6569	5530	6600	4260	3260
<i>Euphorbia peplus</i> L.	1										
<i>Senecio vulgaris</i> L.	40	15									
<i>Acer pseudoplatanus</i> L. (Juv.)	1	.	.	2	5	2					
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	1	1	2			
<i>Tragopogon dubius</i> Scop.	2	10	19	23	22	7	2	2	2		
<i>Taraxacum officinale</i> Web.	3	.	28	65	484	195	160	139	188	215	
<i>Euphorbia esula</i> L.	1	1	1	8	15	17	16	16	8	22	
<i>Achillea millefolium</i> L.	10	14	82	294	199	212	233	523	456	456	
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	1	1	22	404	556	868	1822	2026	2338	1657	
Brassicaceae (veg. non det.)	1										
<i>Sonchus arvensis</i> L.	25										
<i>Carduus acanthoides</i> L.	1	.	5	1	.	1					
<i>Quercus robur</i> L. (Juv.)	1	.	1	1	1	1					
<i>Dipsacus laciniatus</i> L.	1	.	17	8	3	2					
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq.	85	.	.	104	1	1	20	2			
<i>Campanula</i> sp. (veg.)	1	3	7	12	10	15	.	1			
<i>Aster novae-angliae</i> L.	1	7	6	21	12	9	7	2			
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	1	1	1	1	3	6	4	3	1		
<i>Crepis taraxacifolia</i> Thunb.	1	35	239	209	185	226	40	25	27		
<i>Hernaria glabra</i> L.	1										
<i>Orlaya daucorlaya</i> Murb.	1										
<i>Ranunculus repens</i> L.	1	2	7	8	8	20	17	34	83		
<i>Aster novi-belgii</i> L.	35	48	63	41	68	40	26	9			
<i>Ranunculus acris</i> L.	2	2	1	16	6	63	203	104			
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	4	9	36	75	168	152	76	66			
<i>Verbascum nigrum</i> L.	1										
<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult.	1										
Fungi	10	49	1	.	2	4	4				
<i>Prunella vulgaris</i> L.	1	16	50	138	408	170	154				
<i>Plantago lanceolata</i> L.	11	30	75	126	581	1121	1100				
<i>Leontodon saxatilis</i> Lam.	1										
<i>Galeopsis</i> sp.	1										
<i>Tanacetum cinerariifolium</i> (Trev.) C.H. Schultz	2										
<i>Hypericum montanum</i> L.	5										
<i>Glechoma hederacea</i> L.	9										
<i>Solidago canadensis</i> L.	2		2	4	3	3	4				
<i>Lamium maculatum</i> (L.) L.	10	1	1	10	7	7	5				
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	1	7	9	33	14	23					
<i>Picris hieracoides</i> L.	3	1	1	15	25	88					
<i>Veronica arvensis</i> L.	1	14	42	103	100	130					
<i>Potentilla reptans</i> L.	17	18	66	107	122	83					
<i>Tagetes</i> sp.	1										
<i>Centaurea</i> sp.	1										
<i>Geum urbanum</i> L.	2										
<i>Digitalis</i> sp.	1										
<i>Carpinus betulus</i> L. (Juv.)	4		2	.	1						
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	3	10	15	4	5						
<i>Potentilla recta</i> L.	1	1	1	1	3	5					
<i>Hypericum perforatum</i> L.	7	8	14	18	23						
<i>Poa pretensis</i> L.	5	21	73	136	178						
Non det. (Juv.)	2										
<i>Crepis biennis</i> L.	1										
<i>Pyracantha coccinea</i> Roem. (Juv.)	1		1								
<i>Veronica teucrium</i> L.	1										
Compositae (Juv. non det.)	1										
<i>Celtis australis</i> L.	5										
<i>Rosa</i> sp. (Juv.)	1										
<i>Veronica spicata</i> L.	1		.	4							
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	23	26	69		1						
<i>Frauenia vesca</i> L.							3				
<i>Petrorhagia saxifraga</i> (L.) Scop.							3				
<i>Erythronium europaea</i> L.											

Number of species

28 23 24 25 30 40 43 43 41 36 32

Tab. 5. Phytocoenological characteristics and quantitative relations among species on the experimental plots in 1964

Floristic composition and phytocoenological characteristics	Number of specimens in 1964		
	1	2	3
Species of communities of the class			
Chenopodietae:			
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	126	93	29
<i>Galinsoga parviflora</i>	43	13	2
<i>Portulaca oleracea</i>	27	11	3
<i>Oxalis fontana</i>	12	24	1
<i>Amaranthus retroflexus</i>	17	5	1
<i>Solanum nigrum</i>	10	16	2
<i>Chenopodium polyspermum</i>	10	15	2
<i>Chenopodium album</i>	2	6	1
<i>Nicandra physaloides</i>	3	3	1
<i>Datura stramonium</i>	2	1	.
<i>Euphorbia peplus</i>	1	1	.
<i>Digitaria sanguinalis</i>	1	5	2
<i>Veronica persica</i>	1	.	1
<i>Sonchus oleraceus</i>	24	5	2
<i>Setaria viridis</i>	.	2	4
<i>Setaria glauca</i>	9	.	.
<i>Euphorbia helioscopia</i>	3	.	.
<i>Amaranthus viridis</i>	1	.	.
<i>Chenopodium hybridum</i>	1	.	.
<i>Anagallis arvensis</i>	.	9	.
<i>Consolida ajacis</i>	.	.	11
Artemisietae:			
<i>Verbascum phlomoides</i>	5	7	3
<i>Malva sylvestris</i>	3	1	.
<i>Amaranthus blitoides</i>	8	6	1
<i>Balloa nigra</i>	1	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	.	1	.
<i>Urtica dioica</i>	.	1	.
<i>Linaria vulgaris</i>	.	.	2
<i>Reseda lutea</i>	.	.	1
<i>Lapsana communis</i>	.	.	1
<i>Rubus caesius</i>	1	.	.
<i>Ceratomea minor</i>	.	.	1
Secalinetae:			
<i>Cirsium arvense</i>	42	650	393
<i>Falllopia convolvulus</i>	10	1	5
<i>Papaver rhoeas</i>	2	.	.
<i>Matricaria chamomilla</i>	.	1	2
Agropyretea:			
<i>Agropyron repens</i>	105	35	91
<i>Convolvulus arvensis</i>	2	66	52
Plantaginetea:			
<i>Poa annua</i>	27	36	25
<i>Plantago major</i>	3	3	1
<i>Polygonum aviculare</i>	1	.	.
Agrostetea:			
<i>Ranunculus repens</i>	1	.	.
Molinio-Arrhenatheretea:			
<i>Taraxacum officinale</i>	1	.	.
<i>Plantago lanceolata</i>	.	1	.
<i>Trifolium repens</i>	1	.	.
Others:			
<i>Quercus robur</i> (Juv.)	2	2	.
<i>Thlaspi dubia</i>	4	.	.
<i>Celtis australis</i> (Juv.)	2	.	.
<i>Physalis alkekengi</i>	.	12	.
<i>Chaenarrhinum minus</i>	.	1	.
<i>Lycopus europaeus</i>	.	.	1
Number of species	37	31	28

Tab. 6. Phytocoenological characteristics and quantitative relations among species on the experimental plots in 1974

Floristic composition and phytocoenological characteristics	Number of specimens in 1974		
	1	2	3
Species of communities of the class			
Molinio-Arrhenatheretea:			
<i>Lolium multiflorum</i>	2905	867	69
<i>Taraxacum officinale</i>	147	700	215
<i>Veronica chamaedrys</i>	169	182	66
<i>Plantago lanceolata</i>	67	1760	1100
<i>Prunella vulgaris</i>	43	867	154
<i>Ranunculus acris</i>	19	39	104
<i>Crepis taraxacifolia</i>	13	17	27
<i>Heracleum sphondylium</i>	30	.	23
<i>Poa pratensis</i>	19	.	178
<i>Achillea millefolium</i>	.	462	456
Agrostetea:			
<i>Ranunculus repens</i>	315	442	83
<i>Clitoria Intybus</i>	.	1	.
<i>Potentilla reptans</i>	.	.	83
<i>Rumex obtusifolius</i>	.	.	1
Agropyretea:			
<i>Agropyron repens</i>	2050	4154	3260
<i>Convolvulus arvensis</i>	1	9	6
Artemisietae:			
<i>Erigeron annuus</i>	96	493	1657
<i>Lamium maculatum</i>	3	6	5
<i>Picris hieracoides</i>	3	12	88
<i>Aster novi-belgii</i>	1	3	9
<i>Solidago canadensis</i>	.	15	4
<i>Melissa officinalis</i>	54	.	.
<i>Urtica dioica</i>	11	.	.
<i>Calystegia sepium</i>	7	.	.
<i>Rubus caesius</i>	3	.	.
<i>Euphorbia esula</i>	.	.	22
Chenopodietae:			
<i>Oxalis fontana</i>	.	2	12
<i>Mentha arvensis</i>	.	1	.
Plantaginetea:			
<i>Plantago major</i>	5	30	18
<i>Poa annua</i>	.	7	.
Secalinetae:			
<i>Cirsium arvense</i>	.	2	.
Sedo-Scleranthetea:			
<i>Potentilla recta</i>	.	1	5
<i>Veronica arvensis</i>	.	.	130
Festuco-Brometea:			
<i>Veronica spicata</i>	.	.	4
<i>Petrorhagia saxifraga</i>	.	.	3
Trifolio-Geranietea:			
<i>Hypericum perforatum</i>	16	.	23
<i>Veronica teucrium</i>	.	16	2
<i>Lychis viscaria</i>	.	6	.
<i>Clinopodium vulgare</i>	.	12	.
Querco-Fagetea:			
<i>Crataegus monogyna</i>	1	6	5
<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	1	.
<i>Poa nemoralis</i>	143	.	.
<i>Carpinus betulus</i>	1	.	.
<i>Euonymus europaea</i>	.	.	3
Others:			
<i>Campanula</i> sp.	.	1	.
<i>Digitalis</i> sp.	.	1	.
<i>Funaria</i>	.	.	4
Number of species	26	30	32

The changes of vegetation respectively the results of the vegetation succession are given in the tables 5 and 6 where the species are arranged according to phytocoenological "fidelity", showing the quantitative and qualitative differences between the three plots.

Table 5 presents the situation in 1964 showing the great share of weed and ruderal plants. In 1974 (Tab. 6) share of the plants of grassland communities (especially the plants of *Molinio-Arrhenatheretea*) is well emphasized giving to all three plots the meadow aspect.

On plot 3, 4 species of the classes *Festuco-Brometea* and *Sedo-Scleranthesetea* were present indicating a relatively dry habitat (plot 3, non-watered).

Some species (1 to 3) of the class *Trifolio-Geranietea* were noted on the plots, not found in the first year of the experiment.

The quantitative floristical changes from 1964 till 1974 on the single plots are shown in the tables 2, 3, and 4. In the last year of the experiment 6

species on the first plot, 7 on the second, and only 4 on the third plot were present out of these noted in the first year of experiment. On all three plots at the beginning and the end of the experiment only three common species were present: *Agropyron repens*, *Plantago major* and *Convolvulus arvensis*.

Changes from year to year, as well as the differences among three plots are also well expressed by means of the community coefficient according to SØRENSEN (BRAUN-BLANQUET 1964, MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974). The greatest changes were in the second year with regard to the first year of the experiment (1965:1964) with CC 46,9% for the first plot to 54,9% for the third plot. Afterwards, the changes were retarded, and CC for 1973:1972 amounted to 91,7% (plot 1), 90,6% (plot 2), and 88,4% (plot 3) (upper graphs on the Fig. 6). The increase of differences on all three plots every next year in relation to 1964 is presented on the lower graphs in Fig. 6. The greatest differences are obvious on the "dry" plot where CC 1974:1964 was only 13,3%, followed by plot 1 (CC 19,1%) and plot 2 (CC 22,9%).

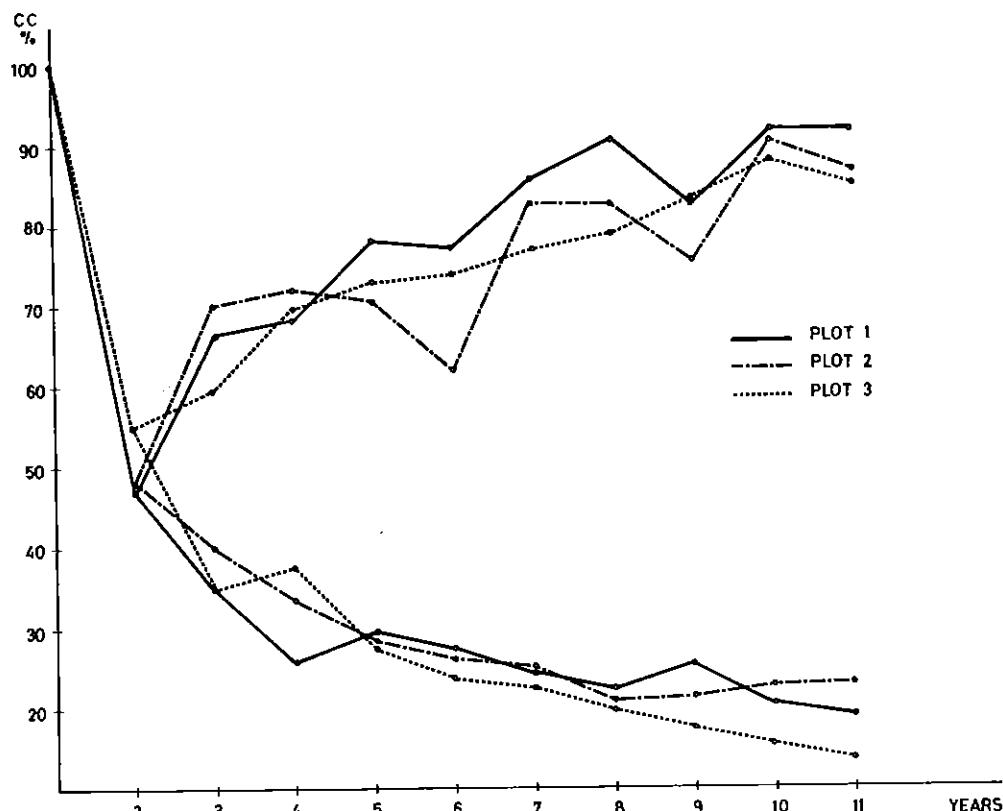


Fig. 6. Community coefficient (Explanation in the text)

Comparing all three plots it is obvious that in the first year of the experiment the greatest similarity was between the plots 2 and 3 (CC 72,4), less between the plots 1 and 2 (CC 67,6), and the least, as expected, between the plots 1 and 3 (CC 61,5). At the end of the experiment the CC has decreased in all combinations, and the differences between the plots increased, respectively (Tab. 7).

Tab. 7. Community coefficient

plots	CC %	
	1964	1974
1:2	67.65	60.71
1:3	61.54	61.02
2:3	72.41	69.84

3.2. NUMBER OF SPECIES

The variation in the number of species from the first to the last year of the experiment is shown in the Fig. 7. The most species in the first year have been noted on plot 1 (the most wet), as much as 37, then followed by plot 2 with registered 31, and plot 3 with only 28 species. Next year (1965) the number of species on all plots decreased significantly, and this decrease continued during the next three years on plot 1 (1967), when it amounted to only 17 species. This is a consequence of sharp expansion of some species, especially *Cirsium arvense* and *Agropyron repens*, which depressed some annual, less competitive species, present as single ones or with a small number of specimens.

On the plots 2 and 3 already in the third year of experiment the number of species started to raise and in 1971 was 43 on the plot 3, and 35 species on the plot 2, respectively. Then the number of species began to decrease. At the end of the experiment the relation was opposite to those at the beginning, and the greatest number of species (32) was noted on the plot 3, followed by plot 2 with 30, and finally 26 species on the plot 1. This also coincides with the natural relations, where the number of species decreases with increasing moisture.

3.3. LIFE FORM SPECTRUM

In addition to the floristical and phytocoenological changes in the vegetation on the plots from the beginning till the end of the experiment, the changes in the life form spectrum are very obvious (Tab. 8). In the first year of the experiment the most numerous were the therophytes (therophytic stadium) with more than 60%. They are less present on the most wet plot (about 62%), and little more on the other two (about 64%). At the end of the experiment (1974) the situation was significantly changed. Therophytes disappeared completely from plot 1, and on the two other plots they were as low as 6%. In contrast the number of hemicryptophytes reached 70% (plot 2) or more (plot 1 and 3). On the plot 1 the phanerophytes reached 15% (juvenile woody plants, belonging mainly to the *Querco-Fagetea* comp. Tab. 6). One can conclude that the succession, taking into consideration the life forms, proceeded from the therophytic towards the hemicryptophytic stadium, which is characteristic for the grasslands of moderate climate regions, where the Zagreb area also belongs too.

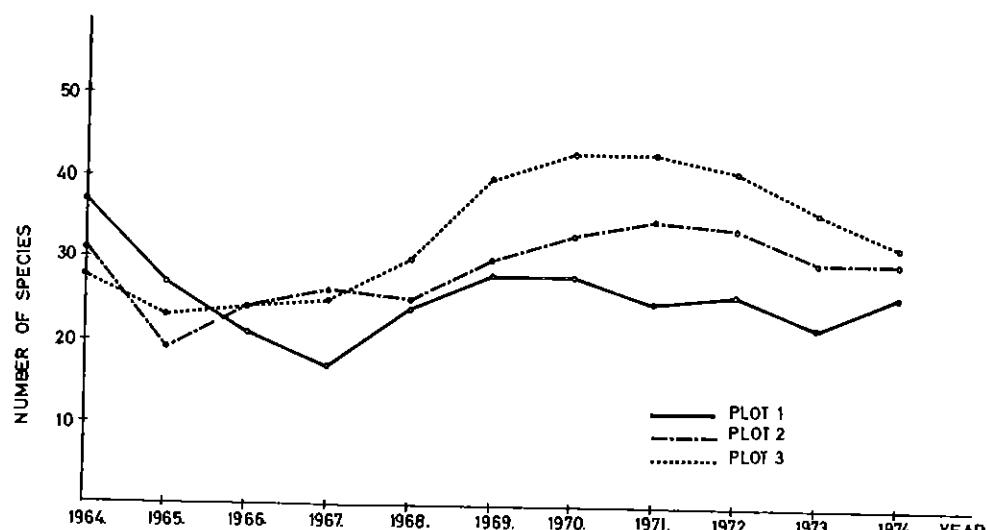


Fig. 7. Variation in the number of species during the succession from 1964 till 1974

Tab. 8. Life form spectrum

Year	Plot	Life form (%)				
		T	H	CH	G	P
1964	1.	62.2	21.6	0.0	8.1	8.1
	2.	64.5	25.8	0.0	6.5	3.2
	3.	64.3	28.6	0.0	7.1	0.0
1974	1.	0.0	73.1	3.8	7.7	15.4
	2.	6.6	70.0	10.0	6.7	6.7
	3.	6.2	75.0	9.4	3.1	6.3

3.4. ECOLOGICAL CHARACTERISTICS

To emphasize the ecological characteristics and the differences between the vegetation on the experimental plots, the mean ecological values for the factors moisture (F), light (L) and temperature (T) were calculated. The values are in the five degrees range after LANDOLT (1977). Only species presented by at least 9 specimens per plot are counted; i.e. 1 specimen per square meter or more. The results are shown in table 9. The differences in the soil

Tab. 9. The mean ecological values

Year	Plot	F	L	T
1964	1.	2.83	3.77	3.66
	2.	2.78	3.78	3.71
	3.	2.62	3.75	3.62
1974	1.	2.84	3.36	3.42
	2.	2.65	3.65	3.50
	3.	2.65	3.69	3.52

moisture coincide with the mean ecological values already in the first year of the experiment. Plot no. 3 ("dry") had the smallest value, plot 2 was intermediate, something closer to the wet plot 1. With regard to light and temperature such regularity isn't so emphasized and differences are slight. At the end of the experiment the mean value for moisture remained nearly the same for the plots 1 and 3, and it was a little bit smaller for plot 2 in comparison with the value in the first year, indicating a drier habitat. The ecological value for light diminishes, indicating the tendency of invasion of plants with no requirements for full light, particularly on the plot 1. Analogous regularity is visible in the temperature values.

4. CONCLUSIONS

1. In the first year of the experiment till the first mowing, the most intensive immigration on naked soil was on the most wet (watered) plot, and the least on the non-watered "dry" plot. On all three plots the annual weed and ruderal plants prevailed, mostly those of the *Chenopodietea*-communities.
2. The number of species at the beginning of the experiment was the greatest on the most wet plot, the smallest on the "dry" one, while at the end of the experiment the relation was quite opposite.
3. At the end of the experiment the share of the plants of the class *Chenopodietea* had very significantly decreased and the number of grassland plants had increased, mainly of the class *Molinio-Arrhenatheretea*, giving the stands a "meadow" aspect. In the dry experimental plot some species of the class *Festuco-Brometea* were present too, indicating the different soil water regime from those on the two watered plots.
4. The significant changes are obvious in the life form spectrum. In the first year of the experiment (1964) the therophytes prevailed. At the end of the experiment (1974) the hemicryptophytes dominated, what coincides with the common spectrum of the grasslands in the climate conditions of the area. Therophytes completely disappeared on the most wet plot, and on the other two plots only a few persisted. On all three plots the chamaephytes appeared, not present at the beginning of the experiment.
5. The highest mean ecological values, indicating greater soil moisture, were obtained for the vegetation on the most watered plot, and the lowest on the "dry" non-watered plot. The values for light and temperature decrease at the end of the experiment (for all plots) in comparison to those at the beginning of it.

The work has been financially supported by SIZ IV (The Selfmanaging Community of Interest in Science of S.R. Croatia).

5. REFERENCES

- BORNKAMM, R., 1961: Über die Rolle der Durchdringungsgeschwindigkeit bei Klein-Sukzessionen. Veröff. Geobot. Inst. ETH Stftg. Rübel, Zürich, 37:16-26.
- BORNKAMM, R., 1981: Zusammensetzung, Biomasse und Inhaltsstoffe der Vegetation während zehnjähriger Sukzession auf Gartenböden in Köln. Decheniana (Bonn) 134:34-48.

- BORNKAMM, R., 1982: Experimentell-ökologische Untersuchungen zur Sukzession von ruderalen Pflanzengesellschaften auf unterschiedlichen Böden. I. Zusammensetzung der Vegetation. *Flora* 172:267-316.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1964: Pflanzensoziologie - Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Wien, New York: 865 S.
- ELLENBERG, H., 1952: Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung. Landw. Pflanzensoz. Bd. 2, Stuttgart (Ulmer): 143 S.
- ELLENBERG, H., 1953: Physiologisches und ökologisches Verhalten derselben Pflanzenarten. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 65:351-362.
- GILLI, A., 1935: Die Sukzession auf vegetationsfreien Stellen im Lolietum. Beih. Bot. Cbl. 54: 59-74.
- LANDOLT, E., 1977: Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröff. Geobot. Inst. ETH Stftg. Rübel, Zürich, 64:1-207.
- LIETH, H., unter Mitwirkung von H. ELLENBERG, 1958: Konkurrenz und Zuwanderung von Wiesenpflanzen. Ein Beitrag zum Problem der Entwicklung neu angelegten Grünlandes. Z. Acker- u. Pflanzenbau 106:205-223.
- MAAREL, E. VAN DER, 1981: Fluctuations in a coastal dune grassland due to fluctuations in rainfall: Experimental evidence. *Vegetatio* 47: 259-265.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & H. ELLENBERG, 1974: Aims and methods of vegetation ecology. New York/London/Sydney/Toronto (John Wiley et Sons): 547 S.
- OBERDORFER, E., 1957: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Pflanzensoziologie Bd. 10, Jena (VEB G. Fischer): 564 S.
- OBERDORFER, E., 1979: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 4. Aufl. Stuttgart (Ulmer): 997 S.
- PICKETT, S.T.A., 1982: Population patterns through twenty years old field succession. *Vegetatio* 49: 45-49.
- SØRENSEN, T., 1948: A method of establishing groups of equal amplitude in plant-sociology based on similarity of species content. Biol. Skr. K. danske Vidensk. Selsk. (Kopenhagen) 5: 1-34.

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. Ljudevit Ilijanić
Botanisches Institut
Naturwissenschaftliche Fakultät
Universität Zagreb
Marulićev trg 20 / II
YU-41000 Zagreb

Dr. Jasenka Topić
Pädagogische Fakultät
der Universität Osijek
J. Vlahovića 9
YU-54000 Osijek

Dr. Nedeljka Šegulja
Botanisches Institut
Naturwissenschaftliche Fakultät
Universität Zagreb
Marulićev trg 20 / II
YU-41000 Zagreb

SCHREIBER, Karl-Friedrich (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984.* Paderborn: Ferdinand Schöningh 1985, S. 81-99 (Münstersche Geographische Arbeiten 20)

Mahd ohne Düngung – Vegetationskundliche und ökologische Ergebnisse aus Dauerflächenuntersuchungen zur Pflege von Brachflächen

Wolfgang Schmidt

KEYWORDS

Grassland succession, mowing, fertilization, species diversity, phytosociological structure, production, nitrogen, indicator value.

ABSTRACT

In 1968 a number of fertilized and unfertilized permanent plots with different mowing frequency were established in an abandoned field on calcareous, fertile level loam. Fifteen years of nonfertilization have not influenced finally the number of species and the phytosociological structure of the plant communities. Timing and mowing frequency were much more important to the succession. On the other hand one third of 217 recorded phanerogam species showed a significant priority on fertilized or unfertilized plots. A positive response to fertilization was evident for above-ground production and nitrogen withdrawal. Both increased with mowing frequency. An annual above-ground production of 3.5 t dry matter/ha and nitrogen withdrawal of 100 kg N/ha seemed to be possible long-term on unfertilized plots mowed two times and more a year. Before long on this nutrient-rich soil the succession to a grassland poor in nutrients will not happen. Nitrogen-indicator values according to Ellenberg confirmed quite well the differences in nitrogen supply of plots mowed two times a year. Plots mowed once or four or eight times a year indicated greater discrepancy which will be explained by the varying reaction of plant species to these unusual mowing frequencies.

1. EINLEITUNG

Für die Sukzession von Brachen sind die Ausgangsbedingungen nach dem Aufhören der Bewirtschaftung von entscheidender Bedeutung. Grünlandbrachen mit einem fest etablierten Bestand an ausdauernden Gräsern und Kräutern entwickeln häufig eine sehr viel geringere Dynamik als Ackerbrachen, wo der offene Boden den Diasporen bereits vorhandener und auch einwandernder Arten ideale Ansiedlungsmöglichkeiten bietet (BÜRING 1970; BORSTEL 1974; MEISEL & HÜBSCHMANN 1973; REIF & LÖSCH 1979; WOLF 1979; SCHIEFER 1981; SCHMIDT 1981a). Dementsprechend ist in Ackerbrachen der Arten- und Lebensformenwechsel im ersten Jahrzehnt der Sukzession sehr viel stärker ausgeprägt als in den sich häufig sehr langsam verändernden Grünlandbrachen. Dabei durchlaufen auch Ackerbrachen während dieser Zeit regelmäßig eine Phase, in der Hemikryptophyten aus den Grünlandgesellschaften einen hohen Anteil des Pflanzenbestandes ausmachen, ehe danach Arten der Kahlschlagfluren und Wälder vorherrschend werden (SCHMIDT 1981a).

Ferner lässt sich beobachten, daß bereits geringe regressive Eingriffe - wie etwa eine gelegentliche Mahd oder Beweidung - genügen, um eine ungestörte Brachland-Sukzession stärker wieder in eine grünlandähnliche Richtung zu lenken (BORSTEL 1974). Dies ist für die landschaftsökologische und -pflegerische Beurteilung der Sukzession von Brachflächen wichtig. Eine Mahd sorgt nicht nur für das Offthalten der Landschaft, sondern erhält auch den typischen Artenbestand des Grünlandes. Verbunden ist damit in der Regel ein Nährstoffverlust, der im intensiv genutzten Grünland durch eine Düngung ersetzt wird. Im extensiv genutzten Grünland fehlt dieser Nährstoffsatz und führte in der Vergangenheit zur Ausbildung ausgedehnter, standörtlich sehr verschiedener Magerrasen- und

Heidegesellschaften (ELLENBERG 1982). Im Hinblick auf den Arten- und Biotopschutz gelten sie heute als vorrangig bedroht (TRAUTMANN 1976). Zum Offthalten der Landschaft und zur Pflege der Brachflächen bietet das Mulchen eine brauchbare Alternative, zur Erhaltung oder Wiederbegründung nährstoffärmer Gesellschaften in einem nährstoffreichen Umfeld eignet es sich nur bedingt (SCHREIBER 1980; SCHIEFER 1981, 1983a; SCHMIDT 1984).

Vor diesem Hintergrund soll hier über Dauerflächenversuche berichtet werden, bei denen unterschiedliche Mahdvarianten in einer gedüngten und ungedüngten Form gegenübergestellt sind. Entsprechende Untersuchungen werden seit mehr als einem Jahrzehnt intensiv in den Niederlanden durchgeführt (OOMES 1977; BAKKER 1978, 1982; BAKKER et al. 1980; WILLEMS 1980; WIND 1980; DUUREN et al. 1981; OOMES & MOOI 1981), während sich in der Bundesrepublik Deutschland besonders SCHIEFER (1981, 1983a, 1983b) mit den Möglichkeiten der Aushagerung von Grünlandflächen auf zahlreichen Versuchsflächen in Baden-Württemberg befaßte. Zu erwähnen sind auch die Pflegeversuche von SCHÄFER (1976) und WOLF et al. (1984) mit Mahd und Düngungsvarianten in Feuchtwiesenbrachen.

2. Versuchsflächen und Untersuchungsmethoden

Die Versuchsflächen sind Teil einer umfangreichen Dauerflächenversuchsanlage auf einem ehemaligen Acker mit einem tiefgründigen, kalkhaltigen Auenlehm im Neuen Botanischen Garten der Universität Göttingen (ausführliche Beschreibung bei SCHMIDT 1981a). Die hier zu besprechenden 10 Versuchsvarianten umfassen eine Gesamtfläche von 1.250 m², die im Frühsommer 1968 20 cm umgepflügt wurde (Schwarzbrache). Anschließend erfolgte eine Aufteilung in zwei Blöcke von je 25 m mal 25 m. Jeder dieser Blöcke wurde 1969 in fünf Streifen (je 25 m lang und 5 m breit) unterteilt und dann jährlich wie folgt behandelt:

- A - Mahd im Frühjahr (Anfang Mai) (MF)
- B - Mahd im Herbst (Anfang Oktober) (MH)
- C - Zweimalige Mahd (Juni/August) (M 2)
- D - Viermalige Mahd (Mai/Juni/Juli/September) (M 4)
- E - Achtmalige Mahd (2mal Mai / 2mal Juni/Juli/August/September/Oktober) (M 8)

Die abgemähten Pflanzenteile wurden sofort von den Flächen entfernt, an einer Mischprobe ihr Trocken- gewicht und ihre Nährstoffgehalte (Stickstoff, Phosphor, Kalium) bestimmt. Von den dabei entzogenen Nährstoffen wurden Stickstoff, Phosphor und Kalium jedoch nur auf dem einen Block (in allen Abbildun-

gen und Tabellen mit + gekennzeichnet) seit 1970 durch eine mineralische Düngung zu Beginn und zur Mitte der darauffolgenden Vegetationsperiode wieder in voller Höhe ersetzt. Auf dem zweiten Block (in allen Abbildungen und Tabellen mit - gekennzeichnet) fand seit Versuchsbeginn keinerlei Ersatzdüngung für die mit dem Mähgut entzogenen Nährstoffe statt. Jeder der 125 m² großen Versuchsstreifen wurde 1968 dreifach unterteilt und jede dieser Teilstrecken meist zweimal pro Jahr (Juni und August) vegetationskundlich aufgenommen. Die Feststellung der Artenzahl und des Deckungsgrades der Gefäßpflanzen in einer feinstufigen Skala standen dabei im Vordergrund. Für die nachfolgenden Auswertungen wurden beim Deckungsgrad jeweils nur Jahresmittelwerte der Streifen verwendet, die aus 6 bis 9 Einzeldaten gebildet und über den Gesamtdeckungsgrad der Krautschicht korrigiert wurden. Nähere Einzelheiten und kritische Anmerkungen zur Feldaufnahme von Dauerversuchsflächen und ihrer Verarbeitung finden sich bei SCHMIDT (1981a).

3. Untersuchungsergebnisse

3.1. Artenzahlen

Von 1969 bis 1983 wurden auf der 1.250 m² großen Versuchsfläche insgesamt 217 Gefäßpflanzenarten beobachtet. Dies entspricht etwa 50% der Flora im 1-km-Umkreis. Ursache für diese überraschend hohe Zahl sind zum einen die vielfältigen Ansiedlungsbedingungen besonders zu Beginn des Sukzessionsversuchs, zum anderen aber auch die durch die Behandlungsmaßnahmen (Mahdtermin, Mahdhäufigkeit, Düngung) variierten Standortsbedingungen. Bei einer Gesamtartenzahl von 115 bis 141 pro Streifen und einer durchschnittlichen Artenzahl von 49 bis 67 pro Vegetationsperiode (Abb. 1) waren alle Flächen einem starken Artenwechsel unterworfen, der als ein typisches Merkmal einer Sukzession gilt (FEOLI et al. 1975). Dieser Artenwechsel war bei den ungedüngten Versuchsvarianten stärker ausgeprägt als bei den ersatzgedüngten, denn die Gesamtartenzahl war bei fehlender Düngung signifikant höher, während sich die mittlere Artenzahl pro Vegetationsperiode nicht sicherbar unterschied.

Von den verschiedenen Mahdvarianten lag nur bei einer Frühjahrsmahd ohne Nährstoffersatz die mittlere Artenzahl durchgehend und signifikant über der der gedüngten Variante. Bei einmaliger Herbstmahd deutete sich in den letzten Jahren eine ähnliche Tendenz an. Bei zweimaliger und viermaliger Mahd wirkte sich die Dün-

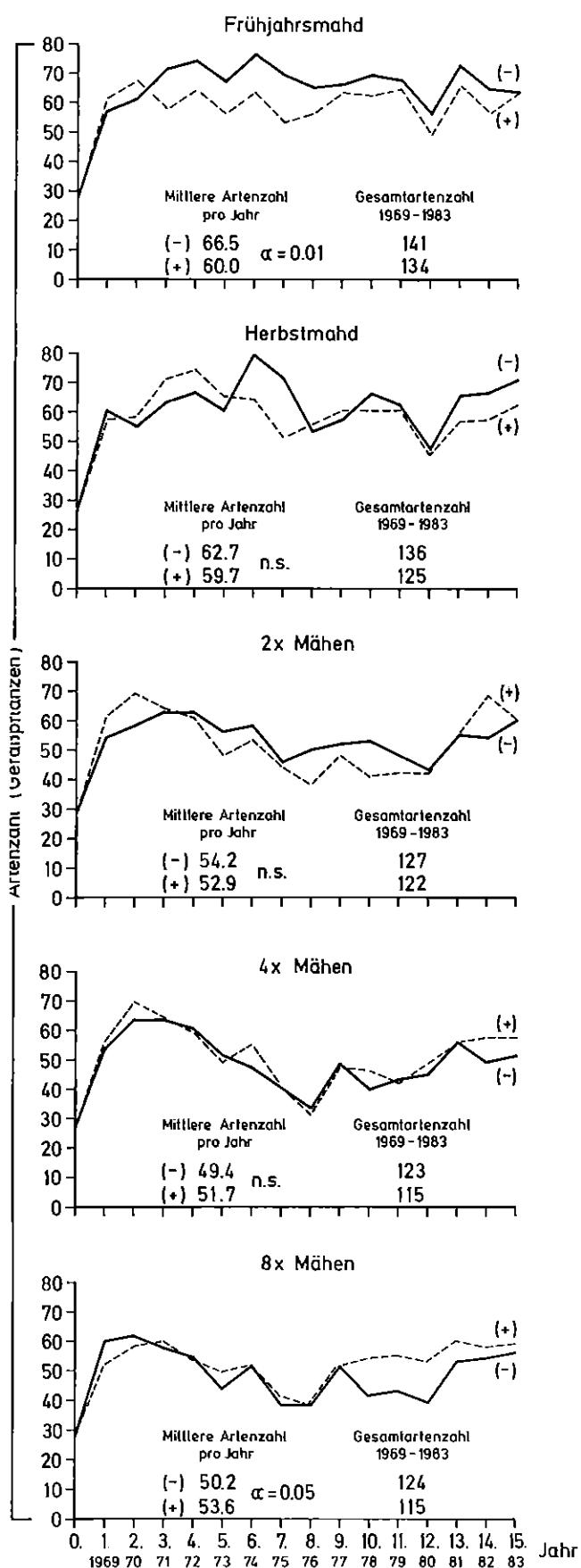


Abb. 1: Veränderungen der Artenzahlen von 1969 bis 1983. -: ungedüngte Fläche; +: gedüngte Fläche.

gung bisher nicht entscheidend auf die mittlere Artenzahl pro Jahr aus. Bei achtmaliger Mahd konnten auf der gedüngten Fläche – besonders seit 1977 – mehr Gefäßpflanzenarten als auf der ungedüngten Fläche beobachtet werden. Es handelt sich hier überwiegend um einjährige Ackerunkräuter, die nach dem Schnitt, aber auch im zeitigen Frühjahr und im Spätherbst sich zusätzlich auf dem offenen Boden zwischen den Grashorsten ansiedelten.

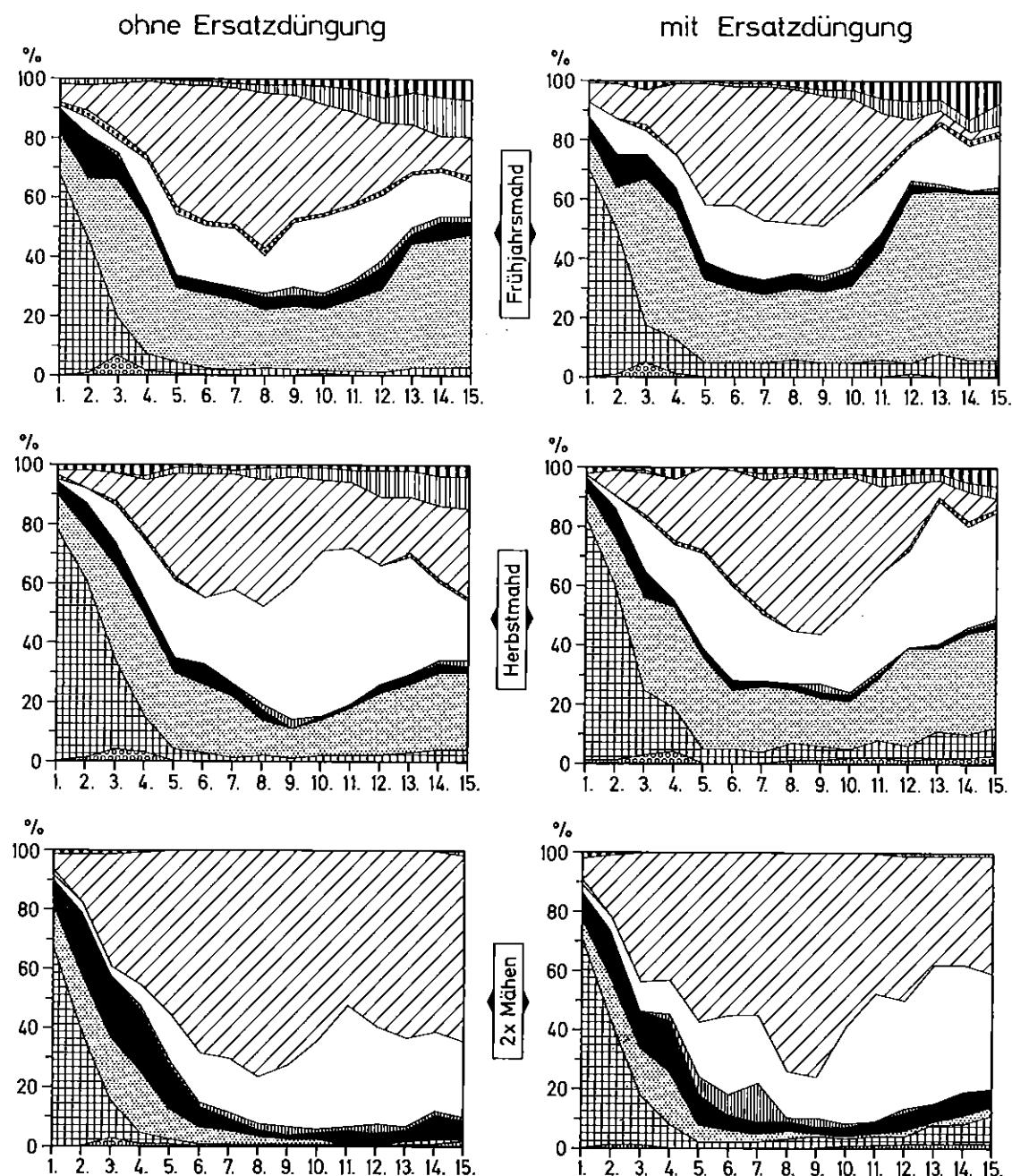
Insgesamt übte die Düngung während der 15jährigen Versuchsdauer keinen entscheidenden Einfluß auf die Artenzahlen aus. Wirkungsvoller war vielmehr die Mahdhäufigkeit, wobei besonders deutlich der Unterschied zwischen ein- und mehrmaliger Mahd ins Auge fällt. Ähnliche Beobachtungen machten auch OOMES & MOOI (1981) und SCHIEFER (1983b) auf langjährig nicht mehr gedüngten, verschieden oft gemähten Grünlandflächen. Wurden wenig produktive Rasengesellschaften auf Kalkgestein (WILLEMS 1980; ROSEN 1982) und Dünen (van der MAAREL 1971) gedüngt, so nahm die Artenzahl deutlich ab. In ehemaligen Feuchtwiesenbrachen fanden WOLF et al. (1984) bei zweimaliger Mahd innerhalb von acht Jahren eine Verdoppelung der ursprünglichen Artenzahl. Bei mittlerer Düngung und Mahd fiel diese deutlich geringer aus, da durch die Düngung wenige hochwüchsige Arten (besonders *Alopecurus pratensis*) begünstigt wurden und konkurrenzschwache Arten verdrängten. Auf stickstoffgedüngten Ruderalflächen war die Artenzahl ebenfalls niedriger als auf ungedüngten Parzellen (BORNKAMM & HENNIG 1982).

Von Jahr zu Jahr können die Artenzahlen sehr unregelmäßig schwanken. Nach einer starken Zunahme zu Beginn der Sukzession nahmen die Artenzahlen in den Trockenjahren 1975/76 allgemein ab (WILLEMS 1980). Ähnliches konnte auch für das Jahr 1980 festgestellt werden, ohne daß hier die Witterung extrem war. Vielmehr wurden 1980 alle Flächen mit Ausnahme der viermal gemähten Streifen nur einmal in der Vegetationsperiode aufgenommen. Dabei wurden sicher einige Arten nicht notiert, da sie zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahme nicht mehr oder noch nicht voll entwickelt waren. Dies unterstreicht die Notwendigkeit einer einheitlichen Aufnahmemethodik bei der langjährigen Beobachtung von Dauerflächen. Bei jährlich einmaliger Aufnahme übersieht auch der erfahrene Bearbeiter in dichten Rasengesellschaften einige Arten. Für die Bewertung der Mengenanteile ist es dagegen wichtiger, daß die Vegetationsaufnahme von Jahr zu Jahr zum phänologisch gleichen Zeitpunkt erstellt wird.

3.2. PFLANZENSOZIOLOGISCHE ZUORDNUNG

Alle Versuchsflächen zeichneten sich in ihrer bisherigen Entwicklung durch eine pflanzensoziologische Vielfalt aus (Abb. 2). Besonders in den ersten fünf Jahren der Sukzession fand dabei ein starker Gesellschaftswechsel statt. Allgemein waren in den ersten beiden Jahren Ackerunkräuter der Klasse *Stellarietea mediae* einschließlich der Ordnungskennarten aus den Getreide- und Hackfruchtgesellschaften vorherrschend. Je nach Mahdhäufigkeit differenzierte sich danach das pflanzensoziologische Spektrum.

Auf den einmal gemähten Flächen gewannen zunächst Vertreter aus den *Artemisietea*-Gesellschaften an Gewicht. Von der 5. bis 10. Vegetationsperiode (1973-1978) dominierten Wiesenpflanzen (*Molinio-Arrhenatheretea*, *Arrhenatheretalia*), um danach wieder stärker abzunehmen. Dabei unterschieden sich Frühjahrs- und Herbstmahdflächen deutlich. Während auf den im Frühjahr gemähten Flächen die ausdauern den Ruderalpflanzen der Klasse *Artemisietea* wie bereits in der 3. und 4. Vegetationsperiode, aber mit z. T. anderen Arten eine führende Rolle spielten, war auf den Herbstmahdflächen der Anteil der Wiesenpflanzen auch weiterhin höher als der der *Artemisietea*-Arten.



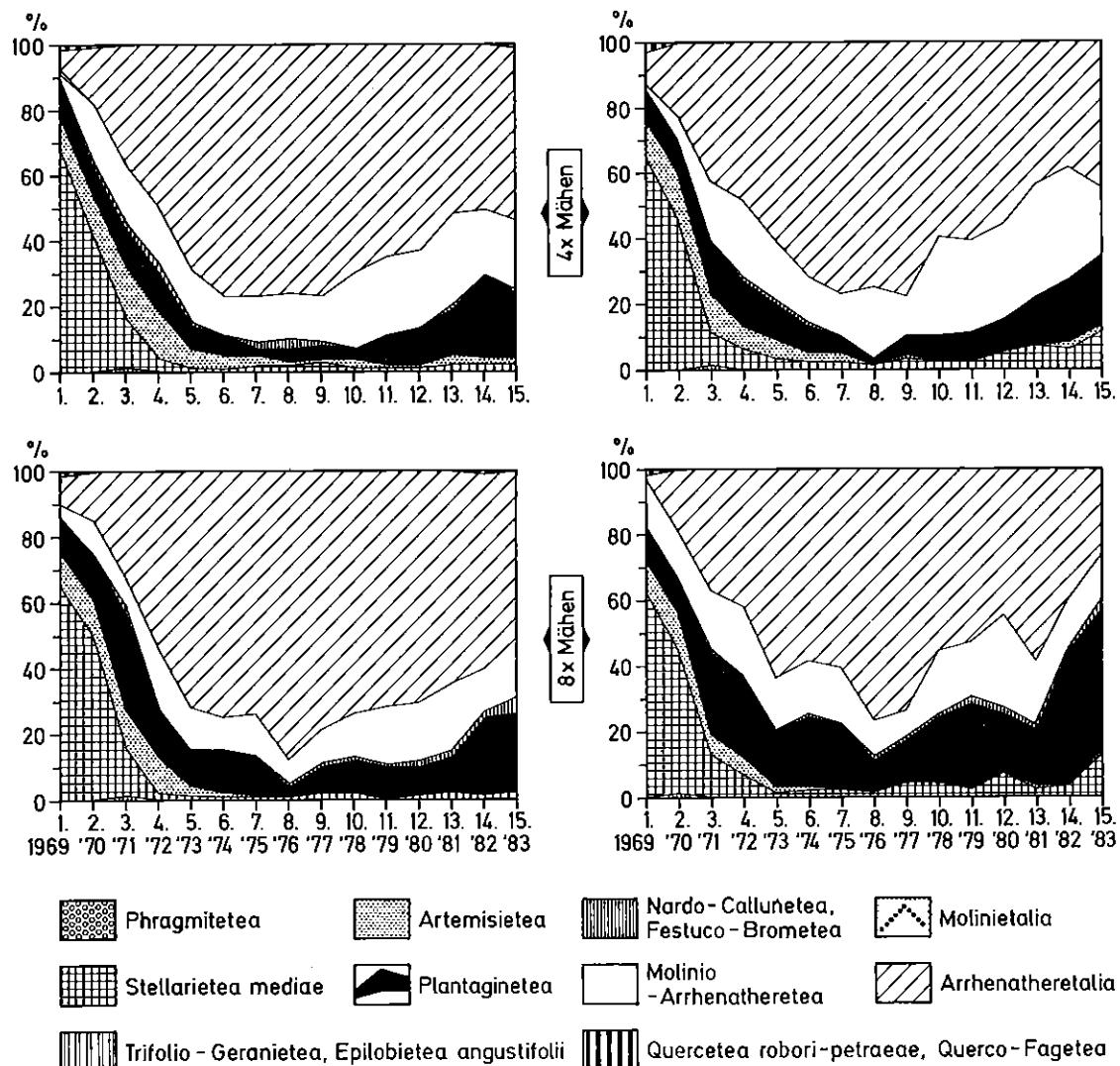


Abb. 2: Veränderungen im Deckungsgradanteil pflanzensoziologisch gefaßter Artengruppen von 1969 bis 1983.

Eine ähnliche Zunahme an ausdauernden Ruderalarten konnte auf den mehrmals gemähten Streifen in den letzten fünf Jahren nicht beobachtet werden. Hier dominierten seit dem 3. Versuchsjahr die typischen Wiesenpflanzen aus der Ordnung *Arrhenatheretalia*. Gegen Ende des bisherigen Beobachtungszeitraums fällt die Zunahme der Trittpflanzenarten (*Plantaginetea*) ins Auge, die als regenerationsfreudige, gegen mechanische Verletzungen wenig empfindliche Pflanzen bei hoher Mahdhäufigkeit zunehmend konkurrenzstärker wurden. Andererseits wirkte sich im Vergleich zu den einmal gemähten Flächen eine höhere Schnittzahl auf Arten der Klassen und Ordnungen *Phragmitetea*, *Stellarietea mediae*, *Artemisietea*, *Molinietalia*, *Trifolio-Geranieteа*, *Epilobieteа angustifoliae*, *Quercetea robori-petraeae* und *Querco-Fagetea*, *Prunetalia* und *Fagetea* besonders negativ aus.

Unterschiede zwischen den Deckungsanteilen der soziologisch gefaßten Artengruppen auf gedüngten und ungedüngten Flächen beginnen sich erst

langsam herauszukristallisieren (Tab. 1). Für den gesamten Versuchszeitraum erreichten Vertreter der Klassen und Ordnungen *Phragmitetea*, *Stellarietea mediae*, *Secalieta* und *Artemisietea* höhere Anteile auf den gedüngten Streifen, während *Molinietalia*, *Arrhenatheretalia*-, *Trifolio-Geranieteа*-, *Epilobieteа angustifoliae*-, *Quercetea robori-petraeae*- und *Querco-Fagetea*-Arten auf den ungedüngten Streifen stärker vertreten waren. Während der höhere Anteil an anspruchsvollen Ackerunkraut- und Ruderalpflanzen auf den gedüngten Flächen den üblichen Vorstellungen entspricht, überrascht der hohe Anteil an Arten der Glattthaferwiesen und Kahlschläge auf den ungedüngten Parzellen doch, da viele Pflanzen aus beiden Gesellschaften als anspruchsvoll in Hinblick auf die Nährstoffversorgung gelten (ELLENBERG 1979, 1982). Andererseits blieb bis heute der Anteil an Magerrasen-elementen (*Nardo-Callunetea*, *Festuco-Brometea*) auf den ungedüngten Flächen noch sehr niedrig und unterscheidet sich nicht signifikant von den Werten auf den gedüngten Streifen. Beides darf als Hinweis

Tab. 1: Einfluß des Nährstoffentzugs auf die pflanzensoziologische Zuordnung der Vegetation. Ergebnisse der Varianzanalyse und des DUNCAN-Tests ($\alpha = 0.05$) aller ungedüngten (-) und gedüngten (+) Mähdvarianten (A-E) bzw. der Wechselwirkung "Mähdvariante/Düngung". Angegeben ist der mittlere Deckungsgrad pro Versuchsstreifen und Vegetationsperiode. Unterstrichen ist der signifikant höhere Deckungsgrad. Die pflanzensoziologische Zuordnung der Arten erfolgte nach SCHMIDT (1981). K. = Klasse, O. = Ordnung.

Variationsursache Mähdvariante Düngung	Düngung A - E		Wechselwirkung "Mähdvariante/Düngung"										
	-	+	A (MF)		B (MH)		C (M2)		D (M4)		E (M8)		
			-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	
Soziologische Zuordnung (in % des Gesamtdeckungsgrades)													
1. Süßwasser- und Moorvegetation													
1.1. Phragmiteta (K.)	0.4	0.6	1.0	0.6	0.6	1.5	0.3	0.5	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
2. Salzwasser- und Meerstrandvegetation													
2.1. Asteretea (K.)	+	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	+	0.1	0.1
3. Krautige Vegetation oft gestörter Plätze													
3.1. Isoeto-Nanojuncetea (K.)	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
3.2. Stellarietea-mediae (K.)	5.9	7.4	6.3	8.5	7.2	9.1	5.1	8.0	5.1	6.4	5.6	5.2	5.2
3.21. Chenopoditalia (O.)	3.2	3.3	3.2	3.3	2.8	2.2	3.4	3.3	3.7	3.7	3.2	3.6	3.6
3.22. Sealietalia (O.)	1.4	2.2	1.0	1.8	3.7	4.8	0.7	0.9	0.8	1.2	0.7	2.2	2.2
3.3. Artemisietea (K.)	13.2	14.3	29.5	35.1	20.7	24.2	7.2	5.6	5.3	4.1	3.2	2.6	2.6
3.4. Plantaginetea (K.)	11.0	9.5	5.5	5.0	4.0	2.8	8.5	7.2	9.8	11.0	13.8	21.2	21.2
4. Anthrozoogene Heiden und Wiesen													
4.1. Nardo-Callunetea (K.)	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.07	0.7	0.7
4.2. Festuco-Brometea (K.)	0.8	0.7	1.1	0.5	0.5	0.5	1.0	2.2	1.1	0.3	0.4	0.2	0.2
4.3. Molinio-Arrhenatheretea (K.)	18.9	20.2	15.9	15.3	28.6	24.5	19.4	24.8	17.9	20.3	12.7	16.3	16.3
4.31. Molinetalia (O.)	0.4	0.3	1.4	0.7	0.6	0.6	0.1	0.1	0.1	0.1	+	0.1	0.1
4.32. Arrhenatheretalia (O.)	44.4	39.1	27.8	23.0	25.1	25.9	53.7	46.8	55.7	52.3	59.4	47.7	47.7
5. Waldnahe Staudenfluren und Gebüsche													
5.1. Trifolia-Geranietea (K.)	0.6	0.2	1.7	0.3	1.0	0.7	0.1	+	0.1	+	+	+	+
5.2. Epilobietea angustifolii (K.)	1.2	0.7	2.7	2.1	2.8	0.7	0.8	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
6. Laubwälder													
6.1. Quercetea robori-petraeae (K.)	0.1	+	0.1	+	+	+	-	-	+	-	-	-	-
6.2. Querco-Fagetea (K.)	0.1	+	0.2	+	0.1	+	+	-	-	-	-	+	+
6.21. Prunetalia (O.)	0.3	0.4	0.7	1.7	0.6	0.4	+	0.1	+	+	+	+	+
6.22. Fagetalia (O.)	0.8	0.8	1.8	1.8	1.4	1.8	0.3	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1

gelten, daß man auf dem ursprünglich basen- und nährstoffreichen ehemaligen Ackerboden noch Jahre benötigen wird, um den Boden durch die Mähd stärker zu verarmen. Nur dann könnte man auch erwarten, daß die Arten der typischen Glatthaferwiesen auch zunehmend durch Halbtrockenrasen- und Magerrasenpflanzen ersetzt würden (SCHIEFER 1983b). Es muß aber auch darauf hingewiesen werden, daß wir kaum wissen, wie die Grünlandvegetation auf mittleren, ungedüngten Standorten tatsächlich zusammengesetzt ist, da diese Flächen bereits seit langem beackert und gedüngt werden (ELLENBERG 1982).

Die pflanzensoziologischen Spektren aller Versuchsvarianten zeigen, daß selbst nach 15jähriger, sich jährlich wiederholender Behandlung die Pflanzenbestände noch einem starken Wechsel unterworfen sind. Ein Gleichgewichtszustand, in dem allein Fluktuationen stattfinden, wurde noch nicht erreicht und dürfte zumindest für alle ungedüngten Flächen auf Grund der Nährstoffsituation wohl auch erst in späteren Jahren oder Jahrzehnten zu erwarten sein. Immerhin läßt sich bereits jetzt erkennen, daß für die Ausbildung grünlandähnlicher Bestände die Schnitthäufigkeit insgesamt wichtiger als der mit der Mähd

verbundene Nährstoffverlust ist (SCHIEFER 1983b). Ein einmaliger Schnitt sorgt langfristig für einen hohen Anteil an Ruderalpflanzen der Klasse Artemisietea. Ein zweimaliger Schnitt reicht aus, um die Wiesenvegetation zu erhalten und sie auf brachgefälten Äckern neu zu begründen. Ergebnisse aus Mulchversuchen (SCHIEFER 1981, 1983a; SCHMIDT 1984) zeigen dabei, daß ein Liegenlassen des Mähguts die Ruderalpflanzen zusätzlich fördert. Daher sollte - soweit es arbeits- und kostenmäßig möglich ist - bei Pflegemaßnahmen auf Brachflächen, Straßenrändern u. ä. das Mähgut unbedingt abgefahren werden. Nur so kann die gewünschte Wiesenlebensgemeinschaft optimal erhalten und gefördert werden.

3.3. EINZELNE ARTEN

Im Gegensatz zu den Artenzahlen und der pflanzensoziologischen Gliederung zeigten eine Reihe von Pflanzenarten eine signifikant unterschiedliche Entwicklung auf gedüngten und ungedüngten Versuchsflächen. Für den Gesamtversuch ergab eine statistische Auswertung (Varianzanalyse, DUNCAN-Test), daß von den

217 Arten bisher 73 bei ständigem Nährstoffentzug entweder besser oder schlechter konkurrieren konnten (Tab. 2). Dabei sind beide Gruppen mit etwa gleich großen Artenzahlen vertreten.

Unter den 37 Arten, die ohne Ersatzdüngung besser gediehen, finden sich sowohl Stickstoffmangelzeiger (N 1 - N 5 nach ELLENBERG 1979) als auch Stickstoffzeiger (N 6 - N 9 nach ELLENBERG 1979):

N-Mangelzeiger (bis 1978: 10 Arten = 43,5%;
bis 1983: 21 Arten = 56,8%)

Achillea millefolium (N 5)
Agrimonia eupatoria (N 4)
Agrostis tenuis (N 3)
Bromus hordeaceus (N 3)
Capsella bursa-pastoris (N 5)
Clinopodium vulgare (N 3)
Crepis biennis (N 5)
Crepis capillaris (N 3)
Hieracium pilosella (N 2)
Luzula campestris (N 2)
Pastinaca sativa (N 5)
Picris hieracioides (N 4)
Rumex acetosa (N 5)
Scabiosa columbaria (N 3)
Senecio erucifolius (N 4)
Senecio jacobaea (N 5)
Trifolium campestre (N 3)
Trifolium dubium (N 4)
Trifolium hybridum (N 5)
Valeriana officinalis (N 5)

N-Zeiger (bis 1978: 10 Arten = 43.5%:
bis 1983: 11 Arten = 29.7%)

Calamagrostis epigejos (N 6)
Campanula trachelium (N 8)
Cirsium vulgare (N 8)
Festuca pratensis (N 6)
Fragaria vesca (N 6)
Rubus caesius (N 9)
Sambucus nigra (N 9)
Stachys palustris (N 7)
Stellaria media (N 8)
Trifolium repens (N 7)
Tussilago farfara (N 6)

Indifferente Arten (bis 1978: 3 Arten = 13.0%;
bis 1983: 5 Arten = 13.5%)

Campanula glomerata (N x)
Hieracium sabaudum (N ?)
Plantago lanceolata (N x)
Prunella vulgaris (N x)
Trifolium pratense (N x)

Im Vergleich mit einer Auswertung bis zum Jahre 1978 (SCHMIDT 1981a) hat der Anteil der N-Mangelzeiger in den letzten fünf Jahren auf den ungedüngten Streifen deutlich zugenommen. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß *Achillea millefolium*, *Capsella bursa-pastoris*, *Crepis biennis*, *Pastinaca sativa*, *Rumex acetosa*, *Senecio jacobaea*, *Trifolium hybridum* und *Valeriana officinalis* mehr den mittleren Stickstoffbereich (N 5) bevorzugen und nicht als typische Mangelzeiger gelten. Unter den N-Zeigern mit signifikant höheren Deckungsgraden auf den ungedüngten Flächen überwiegen Ackerunkräuter, Ruderal-, Kahlenschlag- und Waldarten, deren gefördertes Wachstum

hier mehr auf die Zufälligkeit der Erstansiedlung und ihrem Beharrungsvermögen, nicht aber der sich verschlechternden Nährstoffsituation zuzuschreiben ist. Allein *Festuca pratensis* und *Trifolium repens* gelten als N-Zeiger im Grünland, wobei der niedrigwüchsige, stickstoffbindende Weißklee eher durch Stickstoffmangel als durch Düngung gefördert werden dürfte (KLAPP 1971, ELLENBERG 1982).

Unter den 36 Arten, die auf den gedüngten Streifen höhere Deckungsgrade erreichten als auf den ungedüngten, finden sich wiederum Vertreter stickstoffreicher wie auch stickstoffarmer Standorte:

N-Mangelzeiger (bis 1978: 6 Arten = 25.0%;
bis 1983: 8 Arten = 22.2%)

Aphanes arvensis (N 5)
Armeria maritima (N 3)
Bellis perennis (N 5)
Epilobium tetragonum (N 5)
Equisetum arvense (N 3)
Hieracium schultesii (N 2)
Sanguisorba minor (N 2)
Sherardia arvensis (N 5)

N-Zeiger (bis 1978: 15 Arten = 62.5%;
bis 1983: 24 Arten = 66.7%)

Agropyron repens (N 8)
Arrhenatherum elatius (N 7)
Atriplex patula (N 7)
Chaerophyllum bulbosum (N 8)
Cersium arvense (N 7)
Clematis vitalba (N 7)
Epilobium angustifolium (N 8)
Epilobium hirsutum (N 8)
Geum urbanum (N 7)
Heracleum sphondylium (N 8)
Lolium perenne (N 7)
Phleum pratense (N 6)
Pimpinella major (N 7)
Poa annua (N 8)
Poa palustris (N 7)
Poa pratensis (N 6)
Poa trivialis (N 7)
Salix caprea (N 7)
Silene alba (N 7)
Solidago canadensis (N 6)
Taraxacum officinale (N 7)
Urtica dioica (N 8)
Veronica hederifolia (N 7)
Veronica persica (N 7)

Indifferente (bis 1978: 3 Arten = 12.5%;
bis 1983: 4 Arten = 11.1%)

Apera spica-venti (N x)
Hypericum perforatum (N x)
Mentha arvensis (N x)
Veronica chamaedrys (N x)

Mit 2/3 aller Arten überwiegen die N-Zeiger heute eindeutig in dieser Gruppe. Typische N-Mangelzeiger (N 2 - N 4) sind mit *Equisetum arvense*, *Hieracium schultesii* und *Sanguisorba minor* nur 3 Arten. Auffällig ist, daß es im Verhältnis zwischen N-Zeigern und N-Mangelzeigern seit 1978 kaum Veränderungen geben hat. Offensichtlich hat sich hier bereits ein ausgewogeneres Verhältnis von Nährstoffentzug und

Tab. 2: Einfluß des ständigen Nährstoffentzugs auf den Deckungsgrad einzelner Arten. Ergebnisse der Varianzanalyse und des DUNCAN-Tests ($\alpha = 0,05$) aller ungedüngten (-) und gedüngten (+) Mahdvarianten (A - E) bzw. der Wechselwirkung "Mahdvariante/Düngung". Angegeben ist der mittlere Deckungsgrad pro Versuchsstreifen und Vegetationsperiode. Unterstrichen ist der signifikant höhere Mittelwert. Vor den Artnamen ist die N-Zahl nach ELLENBERG (1979) angegeben.

N-Zahl	Variationsursache Mahdvariante Düngung	Düngung A - E		Wechselwirkung "Mahdvariante/Düngung"								
		-	+	A (MF)	B (MH)	C (M2)	D (M4)	-	+	-	+	
<u>A. Arten, die bei ständigem Nährstoffentzug besser konkurrieren können</u>												
<u>1. Signifikant höherer Deckungsgrad auf ungedüngtem, im Frühjahr gemähtem Streifen</u>												
4 <i>Daucus carota</i>	0.31	0.08	<u>1.09</u>	0.11	0.38	0.27	0.04	0.01	0.01	0.03	0.06	+
5 <i>Epilobium parviflorum</i>	0.22	0.20	<u>0.52</u>	0.33	0.39	0.45	0.07	0.10	0.05	0.07	0.03	
6 <i>Fragaria vesca</i>	0.19	0.12	<u>0.72</u>	0.51	0.01	+	0.08	+	0.03	+	0.11	0.09
5 <i>Valeriana officinalis</i>	0.15	0.09	<u>0.51</u>	0.21	0.23	0.16	0.01	0.05	0.01	+	+	+
4 <i>Senecio erucifolius</i>	0.07	0.05	<u>0.32</u>	0.19	0.05	0.04	-	-	+	+	+	-
3 <i>Scabiosa columbaria</i>	0.06	-	<u>0.29</u>	-	+	-	-	-	-	-	-	
3 <i>Agrostis tenuis</i>	0.05	-	<u>0.16</u>	-	0.07	-	-	-	+	-	-	
9 <i>Sambucus nigra</i>	0.02	0.01	<u>0.09</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	
8 <i>Campanula trachelium</i>	0.02	-	<u>0.09</u>	-	0.03	-	-	-	-	-	-	
6 <i>Brachypodium sylvaticum</i>	0.01	-	<u>0.07</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	
2 <i>Lathyrus sylvestris</i>	0.01	-	<u>0.05</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	
4 <i>Agrimonia eupatoria</i>	0.01	+	<u>0.04</u>	+	0.02	+	-	-	+	+	+	-
2 <i>Hieracium laevigatum</i>	0.01	-	<u>0.04</u>	-	+	-	-	-	-	-	-	
? <i>Hieracium sabaudum</i>	0.01	-	<u>0.05</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	
4 <i>Bromus arvensis</i>	0.01	+	<u>0.03</u>	+	-	+	-	-	+	-	-	+
<u>2. Signifikant höherer Deckungsgrad bei ungedüngter Herbstmähd</u>												
6 <i>Dactylis glomerata</i>	6.42	5.53	7.55	6.28	<u>15.98</u>	10.85	5.99	6.73	1.66	1.43	1.29	2.36
8 <i>Cirsium vulgare</i>	0.16	0.07	0.22	0.13	<u>0.36</u>	0.09	0.11	0.05	0.08	0.01	0.03	0.05
5 <i>Trifolium hybridum</i>	0.11	0.01	0.06	+	<u>0.47</u>	0.02	+	+	-	-	0.01	-
9 <i>Aster novae-angliae</i>	0.05	0.04	0.14	0.18	<u>0.09</u>	-	-	-	-	-	-	-
<u>3. Signifikant höherer Deckungsgrad bei ungedüngter, 1-maliger Mähd</u>												
6 <i>Calamagrostis epigejos</i>	0.79	0.09	<u>1.69</u>	+	2.27	0.09	+	0.23	+	0.13	+	-
3 <i>Clinopodium vulgare</i>	0.48	0.01	<u>1.49</u>	0.04	<u>0.90</u>	0.01	+	+	-	+	-	
7 <i>Stachys palustris</i>	0.14	0.05	<u>0.47</u>	0.21	<u>0.14</u>	+	0.04	0.02	0.04	0.03	+	0.01
9 <i>Rubus caesius</i>	0.05	+	<u>0.13</u>	-	<u>0.11</u>	+	-	+	-	-	-	-
<u>4. Signifikant höherer Deckungsgrad bei ungedüngter, 1-2maliger Mähd</u>												
5 <i>Pastinaca sativa</i>	0.54	0.11	<u>0.52</u>	0.13	<u>1.27</u>	0.09	0.72	0.28	0.14	0.03	0.03	0.01
x <i>Trifolium pratense</i>	0.72	0.03	0.03	0.13	<u>2.55</u>	+	<u>0.99</u>	+	0.01	+	+	+
x <i>Plantago lanceolata</i>	0.06	0.01	0.03	-	<u>0.27</u>	+	<u>0.13</u>	+	0.01	0.03	0.03	0.03
<u>5. Signifikant höherer Deckungsgrad bei ungedüngter, 2maliger Mähd</u>												
5 <i>Crepis biennis</i>	1.01	0.35	0.41	0.37	0.83	0.27	<u>2.73</u>	0.52	0.75	0.60	0.33	0.01
3 <i>Trifolium campestre</i>	0.05	0.02	0.05	0.05	0.04	0.03	<u>0.12</u>	-	+	-	0.02	-
3 <i>Bromus hordeaceus</i>	0.04	+	-	+	0.01	-	<u>0.15</u>	+	0.05	+	-	-
2 <i>Luzula campestris</i>	0.01	-	-	-	0.01	-	<u>0.03</u>	-	-	-	-	-
<u>6. Signifikant höherer Deckungsgrad bei ungedüngter, 4maliger Mähd</u>												
x <i>Festuca rubra</i>	0.05	0.03	-	-	-	+	0.01	0.04	<u>0.22</u>	-	0.04	0.12
5 <i>Rumex acetosa</i>	0.04	+	0.01	+	+	-	0.03	-	<u>0.15</u>	+	+	+
2 <i>Carex caryophyllea</i>	0.02	-	-	-	-	-	+	-	<u>0.08</u>	-	+	-
7 <i>Alopecurus pratensis</i>	0.01	-	-	-	-	-	-	-	<u>0.07</u>	-	-	-
<u>7. Signifikant höherer Deckungsgrad bei ungedüngter, 8maliger Mähd</u>												
2 <i>Hieracium aurantiacum</i>	0.08	0.01	-	0.01	-	0.01	0.02	0.04	-	0.01	<u>0.37</u>	+
6 <i>Festuca pratensis</i>	0.03	0.01	-	-	-	-	0.05	0.03	+	+	<u>0.09</u>	-
1 <i>Thymus pulegioides</i>	0.02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<u>0.11</u>	-
<u>8. Signifikant höherer Deckungsgrad bei ungedüngter 2-8maliger Mähd</u>												
4 <i>Trifolium dubium</i>	4.37	2.68	0.27	0.99	<u>1.46</u>	1.19	<u>8.81</u>	3.95	<u>5.01</u>	1.87	6.27	5.40
7 <i>Trifolium repens</i>	9.06	3.21	0.11	0.03	0.04	0.02	<u>5.91</u>	1.89	<u>17.74</u>	10.66	<u>21.47</u>	3.44
2 <i>Hieracium pilosella</i>	0.03	0.01	-	-	-	-	<u>0.10</u>	+	+	0.03	<u>0.05</u>	-
<u>9. Signifikant höherer Deckungsgrad auf ungedüngten Streifen, aber ohne eindeutige Reaktion zu einer Mähdvariante</u>												
4 <i>Picris hieracioides</i>	6.53	4.91	12.43	11.00	9.69	8.10	5.15	3.18	3.09	1.41	2.27	0.89
6 <i>Tussilago farfara</i>	5.96	4.71	13.26	10.80	8.47	6.83	3.71	2.93	2.97	1.99	1.49	1.01
5 <i>Achillea millefolium</i>	1.23	0.41	<u>1.90</u>	0.11	0.46	0.10	0.86	0.44	<u>1.21</u>	0.65	<u>1.93</u>	0.77
5 <i>Capsella bursa-pastoris</i>	0.52	0.41	0.27	0.22	0.47	0.21	0.57	0.47	0.74	0.72	0.55	0.42
8 <i>Stellaria media</i>	0.39	0.25	0.40	0.29	0.23	0.09	0.39	0.30	0.26	0.16	0.67	0.40
x <i>Prunella vulgaris</i>	0.26	0.02	0.11	0.01	<u>0.43</u>	0.08	<u>0.49</u>	0.01	<u>0.17</u>	0.01	0.06	-
3 <i>Crepis capillaris</i>	0.14	0.03	0.04	+	0.04	+	<u>0.10</u>	-	0.43	0.09	0.07	0.04
x <i>Campanula glomerata</i>	0.01	-	0.03	-	0.03	-	0.01	-	-	-	-	-

Zahl Variationsursache Mahdvariante Düngung	Wechselwirkung "Mahdvariante/Düngung"																					
	Düngung A - E		A (MF)		B (MH)		C (2x)		D (4x)		E (8x)											
-		+		-		+		-		+		-										
B. Arten, die bei ständigem Nährstoffentzug schlechter konkurrieren können																						
1. Signifikant höherer Deckungsgrad bei gedüngter Frühjahrsmahd																						
8 Agropyron repens	0.70	0.93	0.13	0.89	0.68	0.77	0.51	0.60	0.98	0.93	1.21	1.44										
7 Clematis vitalba	0.12	0.32	0.29	1.37	0.31	0.21	+	0.01	+	+	+	+										
x Mentha arvensis	0.01	0.11	+	0.41	-	+	0.01	0.03	0.01	0.07	0.04	0.05										
8 Epilobium angustifolium	0.01	0.06	0.01	0.27	0.03	0.01	-	+	-	-	+	-										
7 Pimpinella major	+	0.06	+	0.28	-	+	-	-	-	-	-	-										
2. Signifikant höherer Deckungsgrad bei gedüngter Herbstmahd																						
7 Geum urbanum	0.05	0.15	0.19	0.17	0.06	0.57	+	0.02	+	+	+	+										
7 Silene alba	+	0.10	+	-	-	0.41	-	+	+	0.07	-	+										
4 Holcus lanatus	0.06	0.09	0.03	+	0.24	0.40	0.01	0.02	+	+	0.03	0.03										
8 Epilobium hirsutum	0.03	0.08	0.12	0.05	0.05	0.36	+	+	+	+	-	0.01										
8 Chaerophyllum bulbosum	+	0.06	+	+	-	0.21	-	0.07	+	-	-	-										
2 Sanguisorba minor	-	0.03	-	+	-	0.12	-	0.01	-	-	-	-										
6 Valerianella dentata	0.01	0.01	0.01	+	0.01	0.05	+	+	+	+	+	+										
5 Cirsium oleraceum	+	0.01	+	-	-	0.04	-	-	-	+	-	-										
3. Signifikant höherer Deckungsgrad bei gedüngter, 1maliger Mahd																						
6 Solidago canadensis	3.40	5.77	9.32	17.46	6.69	10.36	0.48	0.56	0.40	0.36	0.13	0.10										
5 Epilobium tetragonum	0.62	0.86	1.22	1.83	1.00	1.62	0.41	0.44	0.24	0.23	0.24	0.19										
6 Phleum pratense	0.08	0.44	0.05	0.69	0.15	0.98	0.05	0.23	0.13	0.25	0.05	0.05										
7 Salix caprea	0.09	0.33	0.18	1.17	0.24	0.50	+	+	0.02	+	+	+										
x Hypericum perforatum	0.03	0.17	0.03	0.22	0.01	0.64	0.07	+	0.02	-	+	+										
4. Signifikant höherer Deckungsgrad bei gedüngter, 1-2maliger Mahd																						
7 Poa trivialis	7.15	10.17	4.05	5.65	4.97	9.83	7.50	12.43	11.26	13.85	7.97	9.13										
7 Arrhenatherum elatius	1.01	2.08	1.03	0.76	2.31	4.83	1.67	4.60	0.05	0.17	0.01	0.06										
7 Poa palustris	0.05	0.27	0.21	0.10	0.06	0.93	+	0.33	0.01	+	+	+										
5. Signifikant höherer Deckungsgrad bei gedüngter, 2maliger Mahd																						
x Medicago lupulina	0.51	0.57	0.32	0.11	0.29	0.26	0.75	2.08	0.89	0.31	0.30	0.11										
x Veronica chamaedrys	-	0.05	-	-	-	-	-	0.24	-	-	-	+										
8 Urtica dioica	+	0.03	-	-	+	-	-	0.15	-	0.01	-	-										
5 Tanacetum vulgare	0.01	0.02	0.03	-	-	-	-	0.10	+	+	-	-										
6. Signifikant höherer Deckungsgrad bei gedüngter, 4maliger Mahd																						
8 Heracleum sphondylium	+	0.02	-	-	+	+	+	+	-	0.10	-	+										
7 Aethusa cynapium	0.01	0.02	0.05	0.01	0.01	0.01	+	0.01	+	+	0.06	0.03										
7. Signifikant höherer Deckungsgrad bei gedüngter, 8maliger Mahd																						
2 Hieracium schultesii	0.08	0.17	0.01	0.01	0.07	0.09	0.13	0.03	0.01	0.09	0.19	0.61										
5 Aphanes arvensis	0.01	0.13	0.01	0.02	-	0.06	+	0.02	+	0.01	0.01	0.55										
x Sonchus arvensis	0.02	0.05	0.05	+	-	0.03	-	0.02	0.04	0.06	+	0.14										
3 Armeria maritima	-	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.04										
6 Sagina procumbens	-	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.03										
8. Signifikant höherer Deckungsgrad bei gedüngter, 2-8maliger Mahd																						
7 Taraxacum officinale	13.88	19.80	5.12	4.41	4.81	6.80	19.45	26.83	20.23	30.59	19.77	30.37										
7 Lolium perenne	0.26	0.45	0.01	0.11	0.04	0.03	0.49	0.81	0.37	0.49	0.41	0.82										
8 Poa annua	1.56	2.92	0.33	0.35	0.25	0.28	2.21	2.16	1.33	3.75	3.69	8.05										
5 Bellis perennis	0.05	0.26	-	+	-	+	0.01	0.01	0.06	0.43	0.19	0.87										
5 Sherardia arvensis	0.05	0.13	0.01	+	+	+	+	0.03	0.03	0.11	0.21	0.50										
7 Veronica hederifolia	0.05	0.13	0.11	0.09	0.08	0.05	0.03	0.07	0.02	0.19	0.02	0.23										
9. Signifikant höherer Deckungsgrad auf gedüngten Flächen, aber ohne eindeutige Reaktion zu einer Mahdvariante																						
7 Cirsium arvense	0.84	1.55	1.11	1.37	1.56	2.49	0.53	2.01	0.71	1.53	0.28	0.34										
3 Equisetum arvense	0.68	1.48	0.91	2.75	1.08	2.41	0.51	1.31	0.53	0.91	0.36	0.03										
x Apera spica-venti	0.18	0.39	0.05	0.41	0.73	1.18	0.11	0.21	+	0.10	0.03	0.06										
7 Veronica persica	0.04	0.08	0.03	0.02	0.01	0.03	0.07	0.07	0.05	0.14	0.06	0.12										
7 Atriplex patula	0.02	0.07	0.04	0.05	+	+	0.03	0.05	0.01	0.08	0.02	0.14										
C. Arten, ohne eindeutige Reaktion, aber mit signifikanten Differenzen																						
5 Agrostis stolonifera	2.12	1.80	1.91	+	0.93	0.05	0.83	0.83	2.61	1.91	4.33	6.23										
6 Poa pratensis	1.07	1.45	1.61	0.45	0.75	0.90	1.13	2.87	1.19	2.06	0.66	0.99										
x Ranunculus repens	1.26	1.11	0.87	1.77	0.38	0.50	1.47	0.82	2.53	1.59	1.08	0.89										
5 Senecio jacobaea	1.21	0.74	0.69	0.94	0.39	1.23	1.27	0.73	1.77	0.34	1.95	0.46										
6 Alchemilla vulgaris	0.08	0.06	0.11	-	0.06	0.25	0.19	0.07	0.07	-	-	-										
4 Filipendula ulmaria	0.01	0.01	-	0.03	0.03	-	-	-	-	-	-	-										

Düngung eingestellt, während auf den ungedüngten Flächen der Nährstoffentzug sich erst in den letzten Jahren stärker auf die floristische Zusammensetzung und die Mengenanteile der Arten auszuwirken begann.

Die bisherige Auflistung berücksichtigte nicht die unterschiedlichen Mahdvarianten und die zeitliche Entwicklung, sondern verglich nur gedüngte und ungedüngte Varianten in ihrer Gesamtheit. In Hinblick auf Pflegemaßnahmen interessiert aber auch, wann und unter welchen Mahdbedingungen bestimmte Arten auf gut- oder schlechtversorgten Böden bevorzugt wachsen. Eine Auswertung der Wechselwirkung "Mahdvariante/Düngung" (Tab. 2) zeigt, daß damit für viele Arten eine weitergehende ökologische Aussage möglich ist. Auf Einzelheiten kann hier nicht näher eingegangen werden. Stellvertretend soll an sechs Arten das Ineinandergreifen von Mahd und Düngung im bisherigen Untersuchungszeitraum besprochen werden. Es wurden Arten ausgewählt, die entweder auf den gedüngten oder auf den ungedüngten Flächen einen deutlichen Schwerpunkt hatten und auch quantitativ eine führende Rolle in der bisherigen Vegetationsentwicklung gespielt haben:

Schwerpunkt auf ungedüngten Flächen:
Picris hieracioides (N 4)
Trifolium repens (N 7)
Tussilago farfara (N 6)

Schwerpunkt auf gedüngten Flächen:
Arrhenatherum elatius (N 7)
Solidago canadensis (N 6)
Taraxacum officinale (N 7)

Besonders in ausdauernden Ruderalgesellschaften (*Artemisietea*) finden sich der Huflattich (*Tussilago farfara*) und die Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*). Für beide Arten war typisch, daß ihr Deckungsgrad mit zunehmender Mahdhäufigkeit stark abnahm. Ein zweimaliger Schnitt schwächte sie in ihrer Konkurrenzkraft bereits entscheidend. Obwohl sich *Tussilago* und *Solidago* in ihrer Lebensform und Phänologie unterscheiden (*Tussilago*: frühblühender Wurzelknospen-Geophyt; *Solidago*: spätblühender Schafthemikryptophyt) wirkte sich bei beiden Arten eine Herbstmahd auf das Wachstum negativer aus als eine Frühjahrsmahd. Offensichtlich werden durch den Schnitt Anfang Oktober die Reservestoffbildung und Nährstoffverlagerung stärker beeinträchtigt als während der Wachstumsphase Anfang Mai (HAHN et al. 1979; SCHMIDT 1981b; 1983; WERNER 1983). Während *Tussilago farfara* in der Anfangsphase der Besiedlung zunächst auf allen Flächen eine quantitativ wichtige Rolle spielte, erreichte *Solidago canadensis* erst gegen Ende des bisherigen Beobachtungszeitraums, und zwar nur auf den einmal gemähten Streifen, hohe Deckungsgrade. *Solidago* war in der alten Ackerfläche nicht vertreten und siedelte

sich mit Samen an. Zum Aufbau eines vollständigen Wurzel- und Rhizomsystems benötigt diese Pflanze etwa 10 Jahre (SCHMIDT 1983). *Tussilago* war bereits in der alten Ackerfläche vorhanden und konnte sich zunächst rasch entwickeln. Spätestens ab 1976 (8. Vegetationsperiode) nahmen dem Huflattich hochwüchsige Stauden und Gräser das Licht bzw. bei mehrmaliger Mahd reichte der Vorrat an Reservestoffen nicht mehr aus, um das Blattwerk während der Vegetationsperiode nachhaltig zu regenerieren. Die Differenzen zwischen ungedüngten und gedüngten Mahdvarianten waren bei *Tussilago* nicht zu sichern (Tab. 2). *Solidago* erreichte dagegen auf den beiden einmal gemähten, gedüngten Streifen signifikant höhere Deckungsgrade im Vergleich zu den ungedüngten Flächen. Bei zweimaliger Mahd ergaben sich wie bei *Tussilago* auch bei *Solidago* keine Unterschiede zwischen den beiden Nährstoffvarianten.

Auf ungestörten Brachlandflächen in Nordamerika wurde *Solidago canadensis* durch eine NPK-Düngung in seiner Stoffproduktion deutlich gefördert (BAKELAAR & ODUM 1978). Ähnlich verhielt sich *Solidago* auch im Vergleich von stickstoffarmen und -reichen Reinkulturen, während die Art bei hoher Stickstoffdüngung in Mischkulturen mit *Urtica dioica* der unterlegene Wettbewerbspartner war (SCHMIDT 1981b, 1983). Im Gegensatz zu diesen Untersuchungsergebnissen erhielten BORNKAMM & HENNIG (1982) keine eindeutige Düngungsreaktion von *Solidago canadensis* in den Sukzessionsstadien von Ruderalgesellschaften. Da sich in ihren Versuchen auch *Arrhenatherum elatius* und *Taraxacum officinale* nicht erwartungsgemäß verhielten, indem sie auf den ungedüngten Flächen stärker vertreten waren als auf den mit Harnstoff gedüngten, dürften hier durch Klima und Substrat geprägte Sonderfälle vorliegen.

Das Gemeine Bitterkraut (*Picris hieracioides*) verhielt sich in seiner Reaktion auf Mahdhäufigkeit und Düngung ähnlich wie *Tussilago*. Maximal entwickelt war es jedoch während der Trockenjahre 1975 bis 1977. Danach wurde dieser trockenheitsertragende, lichtbedürftige Schaft-Hemikryptophyt wieder zurückgedrängt, weil die hochwüchsigen und schattenwerfenden *Solidago*-Herden auf den einmal gemähten Flächen zur Dominanz kamen.

Der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) gedieh am besten bei einer Herbstmahd bzw. zweimaliger Mahd, jeweils zusammen mit einer Ersatzdüngung. Ein frühzeitiger Schnitt im Jahr, wie er sowohl bei der Frühjahrsmahd als auch auf den vier- und achtmal gemähten Streifen gegeben war, hemmte dieses fröhautstreibende

Gras deutlich in seinem Wachstum. Eine Entwicklung zur typischen, gedüngten Glatthaferwiese mit einem hohen Anteil des Horst-Hemikryptophyten *Arrhenatherum* konnte verstärkt erst zehn Jahre nach Versuchsbeginn beobachtet werden.

Im Gegensatz zu den bisher vorgestellten Beispielen setzten sich der niedrigwüchsige Weißklee (*Trifolium repens*) und Löwenzahn (*Taraxacum officinale*) erst bei mehrfacher Mahd deutlich gegenüber den hochwüchsigen Konkurrenten durch. Dank seiner zahlreichen, gut flugfähigen Früchte siedelte sich *Taraxacum* bereits frühzeitig auf den offenen Flächen an. Besonders von der 5. bis 8. Vegetationsperiode (1973 bis 1976) war er auf allen Versuchsflächen reichlich vertreten. Mit seiner dicht dem Boden anliegenden Rosette verliert der Löwenzahn bei jedem Schnitt nur einen geringen Teil seiner assimilierenden Blattfläche, die er unter dem Einfluß einer Düngung sogar noch vergrößern kann. Gesichert war dieser Düngungseffekt nur auf den zwei- bis achtmal gemähten Streifen. Auf Grund seiner oberirdischen Ausläufer regeneriert sich auch der Weißklee rasch nach jedem Schnitt. Im Gegensatz zum weit verbreiteten Löwenzahn findet man ihn als ökologischen Spezialisten durchgehend nur auf den mehrfach gemähten Streifen. Die Stickstoff-Eigenversorgung mit Hilfe der Knöllchenbakterien verschaffte dieser Leguminosenart auf den ungedüngten Flächen einen zusätzlichen Vorteil. *Trifolium repens* steht damit in direktem Gegensatz zum Düngungsverbreitungsbild von *Taraxacum officinale*.

Die vorgestellten sechs Beispiele verdeutlichen ein sehr unterschiedliches dynamisches und ökologisches Verhalten der einzelnen Pflanzenarten. Ihre Einordnung in Tab. 2, wo alle Arten mit statistisch gesicherten Unterschieden in ihrer Reaktion gegenüber der Düngung bzw. der Wechselwirkung Mahd/Düngung gruppiert wurden, mag als Orientierungshilfe dienen. Das dynamische Verhalten der Arten blieb dabei unberücksichtigt. Für den Untersuchungszeitraum 1969 bis 1978 wurden Artengruppen, die auch das zeitliche Auftreten in der Sukzession berücksichtigen, bereits aufgestellt (SCHMIDT 1981a). Da sich - wie die sechs Beispiele zeigen - inzwischen keine grundlegenden Veränderungen ergeben haben, wurde auf eine entsprechende Neugruppierung hier verzichtet.

3.4. STOFFPRODUKTION UND STICKSTOFFENTZUG

Bei gemähten Grünlandflächen sollten im Laufe der Sukzession Veränderungen der Stoffproduktion und des Stickstoffentzugs deutliche Hinweise auf die Nährstoffsituation geben. Tatsächlich wirkte sich im Zeitraum von 1972 bis 1983 (vorher wurden die Heuerträge und die Stickstoffgehalte nur für die gedüngten Flächen bestimmt) die Düngung auf die oberirdische Stoffproduktion und die Stickstoffmenge im Mähgut positiv aus (Abb. 4). Bei fehlender Ersatzdüngung lag der Heuertrag über alle Mahdvarianten um durchschnittlich 1 t TS/ha und Jahr, der Stickstoffentzug um 25 kg N/ha und Jahr niedriger als auf den gedüngten Flächen. Je nach Mahdvariante und Zeitraum ergaben sich jedoch beträchtliche Unterschiede.

Bei den Trockensubstanzerträgen schnitten die im Frühjahr gemähten Flächen deutlich am schlechtesten ab. Mit durchschnittlich 1.5 - 2.0 t TS/ha und Jahr entsprachen sie extensiv genutzten Streuwiesen. Der überwiegende Anteil des Frühjahrsschnitts bestand aus abgestorbenen Pflanzenteilen des Vorjahres. Während bis 1979 die Werte auf einem niedrigen Niveau hin- und herpendelten, stiegen sie in den letzten Jahren stetig an und erreichten bei Düngung zuletzt 4.4 t TS/ha und Jahr. Diese Entwicklung lief parallel zur Ausbreitung von *Solidago canadensis* auf den einmal gemähten Flächen, womit auch gleichzeitig die im letzten Jahr fünf zu beobachtenden Unterschiede zwischen gedüngten und ungedüngten Flächen zu erklären sind (Abb. 3).

Mit durchschnittlich 2.6-3.8 t TS/ha und Jahr lagen die Trockensubstanzerträge auf den Herbstmahdflächen deutlich höher als bei einer einmaligen Frühjahrs-mahd und erreichten Werte von ungedüngten Glatthaferwiesen (KIRSTE & WALTER 1955; VORHAUER 1958; KLAPP 1962; SCHIEFER 1983b). Der Unterschied zwischen gedüngten und ungedüngten Flächen betrug bereits mehr als 1 t TS/ha und Jahr. Er wurde besonders in den letzten fünf Jahren augenfällig und zeigte ebenfalls Parallelen zur Entwicklung von *Solidago canadensis* auf diesen Flächen (Abb. 3).

Bei zwei- bis achtmaliger Mahd lagen die Heuerträge einheitlich in der Höhe von schlecht bis durchschnittlich gedüngten Glatthaferwiesen (BOEKER 1954; KLAPP 1962). Wichtiger als die Mahdhäufigkeit war die Wirkung der Düngung. Bei fehlender Ersatzdüngung blieb die oberirdische Phytomasseentwicklung etwa um 1.5 t TS/ha und Jahr niedriger als bei einer Düngung.

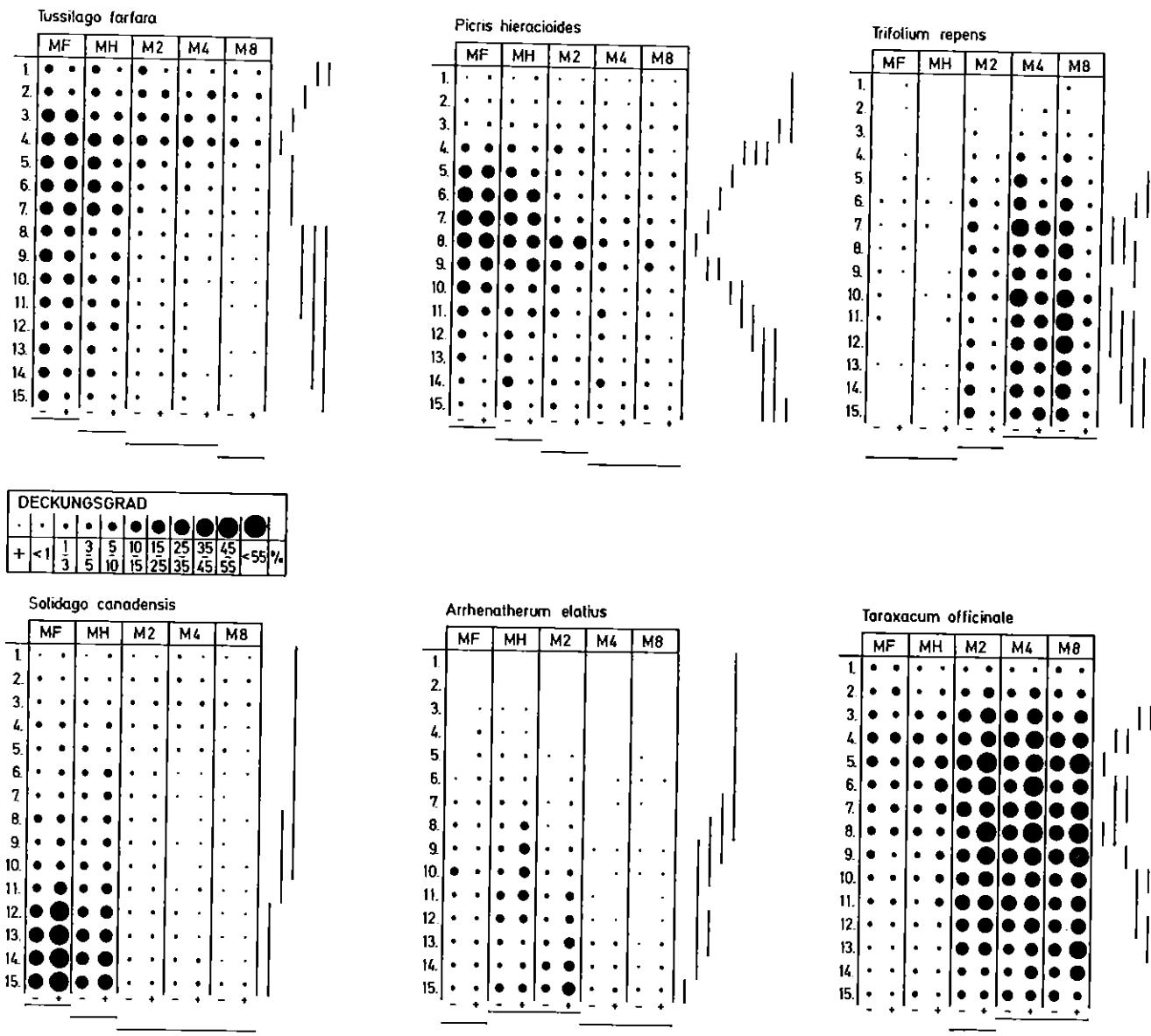


Abb. 3: Veränderungen im Deckungsgrad ausgewählter Arten von 1969 bis 1983 (1. bis 15. Vegetationsperiode). Die Deckungsgrade werden in Anlehnung an die Skala von LONDO (1975) durch unterschiedlich große Kreise dargestellt. Die Ergebnisse der Varianzanalyse und des DUNCAN-Tests ($\alpha = 0.05$) sind als Strichdiagramme wiedergegeben. Waagerecht durch einen Strich verbundene Mahdvarianten unterscheiden sich in ihren Mittelwerten nicht signifikant. Das gleiche gilt für senkrecht verbundene Vegetationsperioden. Die Anordnung der Striche erfolgte nach der absoluten Höhe der Mittelwerte. Mahdvarianten: MF: Mahd im Frühjahr; MH: Mahd im Herbst; M2: zweimalige Mahd; M4: viermalige Mahd; M8: achtmalige Mahd. Bei jeder Mahdvariante ist in der linken Spalte der Deckungsgrad für die ungedüngte (-), in der rechten Spalte für die gedüngte Fläche (+) angegeben.

Tussilago farfara, *Picris hieracioides* und *Trifolium repens* reagieren insgesamt gesehen auf eine Düngung negativ, *Solidago canadensis*, *Arrhenatherum elatius* und *Taraxacum officinale* positiv (siehe auch Tab. 2).

Auffällig für alle Flächen waren beträchtliche Ertragsschwankungen von Jahr zu Jahr. Soweit sie auf ungedüngten und gedüngten Flächen parallel verliefen, lassen sie sich mit den Temperatur- und Niederschlagsverhältnissen in der Vegetationsperiode erklären, wie sie auch den Erfahrungen aus der Landwirtschaft entsprechen. 1975/76 und 1982/83 sorgten Trockenperioden im Spätsommer allgemein für eine deutliche Ertragsdepression, die im Gegensatz zu den

Ergebnissen von WILLEMS (1980) bei fehlender Düngung stärker ausfiel als bei einer Ersatzdüngung. 1973/74 lag der oberirdische Ertrag auf den vier- und achtmal gemähten, aber ungedüngten Streifen über dem der gedüngten. Ursache hierfür war sicher auch die erste, starke Ausbreitung von Legumisosen, insbesondere von *Trifolium repens* (Abb. 3) und *Trifolium dubium*. Im Zusammenspiel von Stickstoffbindung und erhöhter Stickstoff-Mineralisation (SCHMIDT 1978, 1981a) fand

eine Wachstumsförderung der gesamten Narbe statt. Im ungedüngten oder nur mäßig gedüngten Grünland wechseln leguminosenreiche und -arme Jahre einander ab. Für diesen "Kleezyklus" sind nach KLAPP (1965) neben pathologischen Ursachen auch Konkurrenzverschiebungen zwischen den hochwüchsigen Gräsern und den niedrigwüchsigen Leguminosen verantwortlich. RABOTNOV (1960) sieht die Gründe in der stark schwankenden Samenproduktion der meist kurzlebigen *Trifolium*-Arten. Nach einem Rückgang 1976/77 erreichten die Leguminosen auf den vier- und achtmal gemähten Flächen von 1978 bis 1980 erneut ein Deckungsgradmaximum, ohne daß gleichzeitig die Stoffproduktion entsprechend stark angeregt wurde. Dies läßt bereits auf eine stärkere Nährstoffverarmung schließen, wobei es den Böden nicht so sehr an Stickstoff, sondern vielmehr an Phosphor und Kalium mangelte (SCHMIDT 1981a).

Im großen und ganzen entwickelten sich die Stickstoffentzüge parallel zu den Trockensubstanzerträgen (Abb. 4), d.h. sie lassen auch die gleichen Unterschiede zwischen den verschiedenen Mahdvarianten, der Düngung und den einzelnen Jahren erkennen. Bei einmaliger Mahd wurden im Mittel nur 11-34 kg N/ha und Jahr entzogen. Eine Stickstoffverarmung dürfte auf diesen Streifen auch ohne Nachdüngung kaum eintreten, wenn man berücksichtigt, daß gleichzeitig etwa genausoviel Stickstoff durch die jährlichen Niederschläge eingebracht wird (ULRICH et al. 1979; SCHMIDT 1981a). So lassen sich die Stickstoffentzüge zwischen gedüngten und ungedüngten Flächen bisher auch nicht sichern.

Bei zweimaliger Mahd betrug der Stickstoffverlust zwischen 59 und 82 kg N/ha und Jahr, wobei den gedüngten Streifen signifikant mehr entzogen wurde. Mit durchschnittlich 128 bzw. 155 kg N/ha und Jahr ging den vier- bzw. achtmal gemähten, gedüngten Streifen ebensoviel Stickstoff verloren wie in mittelgut versorgten Glatthaferwiesen (KLAPP 1965). In klimatisch günstigen Jahren waren es auch mehr als 200 kg N/ha.

Mit zunehmender Schnittzahl pro Vegetationsperiode verschiebt sich der physiologische Reifezustand der Pflanzen immer mehr zugunsten junger Stadien. Da die Stickstoffaufnahme bei jungen, austreibenden Pflanzen intensiver verläuft als die Trockensubstanzbildung (WERNER 1983), steigt mit der Mahdintensität auch der mittlere Stickstoffgehalt des Mähgutes (SCHMIDT 1981a; SCHIEFER 1983b). Während bei der Trockensubstanzproduktion bei gleicher Düngungsstufe kein signifikanter Unterschied zwischen den zwei- bis achtmal gemähten Flächen festzustellen war, nahm der Stickstoffentzug hier deutlich zu. Dieser Anstieg fiel mit zunehmender Mahdintensität für die gedüngten Streifen kräftiger

aus als für die ungedüngten, was als Beweis für die hohe Stickstoffaufnahmefähigkeit der frisch gemähten Grasnarbe gelten darf.

Ein ähnlicher "Düngungseffekt" ließ sich auch für die ungedüngten Streifen beobachten, wo die Massenentfaltung der proteinreichen Leguminosen bei vier- und achtmaliger Mahd 1974 und 1978 dazu führte, daß die Stickstoffentzüge überproportional zunahmen. Mit 140 bzw. 200 kg N/ha wurden in den beiden bisher kleereichsten Jahren auf den ungedüngten, vier- bzw. achtmal gemähten Flächen Stickstoffentzüge gemessen, die über den durchschnittlichen Werten der gedüngten Streifen lagen.

Stickstoffentzüge von 202-292 kg N/ha und Jahr fand SCHIEFER (1983b) auf ehemaligen Weidelgrasweiden nur in den ersten Jahren nach dem Ende der Düngung. Nach fünf Jahren wurden diesen Flächen dann bei fünfmaliger Mahd nur noch 133-190 kg N/ha und Jahr entzogen. Von ähnlichen Verhältnissen in Frischwiesenbeständen der Niederlande berichten OOMES (1977) und OOMES & MOOI (1981): Die Trockensubstanzproduktion nahm innerhalb von drei Jahren nach Aufhören der Düngung von 10.5 auf 6.5 t/ha und Jahr ab. Danach stabilisierte sich der Ertrag und lag sechs Jahre später zwischen 4-5 t TS/ha und Jahr. Der Stickstoffentzug sank im gleichen Zeitraum von 150-180 kg N/ha und Jahr auf 100 kg N/ha und Jahr.

3.5. STICKSTOFFZEIGERWERTE

Die Verschiebungen im Auftreten und in den Mengenanteilen einzelner Pflanzenarten sowie die signifikanten Unterschiede bei der Stoffproduktion und den Stickstoffentzügen ließen zumindest bei den mehrfach gemähten, unterschiedlich gedüngten Flächen auch entsprechende Veränderungen bei den mittleren Stickstoffzeigerwerten nach ELLENBERG (1979) erwarten. Tatsächlich ergab eine Auswertung auf Arten- und Deckungsgradbasis eine deutlich positive Beziehung zur Düngung (Abb. 5). In beiden Fällen lag die mittlere Stickstoffzahl auf den gedüngten Flächen um 0.2 höher als auf den ungedüngten Streifen. Aber auch hier zeigten sich zwischen den einzelnen Mahdvarianten und den Untersuchungsjahren charakteristische Unterschiede. Entsprechend dem relativ geringen Stickstoffentzug (Abb. 4) ergaben sich für die einmal im Frühjahr gemähten Flächen die geringsten Differenzen zwischen den Nährstoffvarianten. Berücksichtigt man allein die vorkommenden Arten, nicht aber deren Deckungsgrad, so ließ sich gerade an diesen Streifen besonders

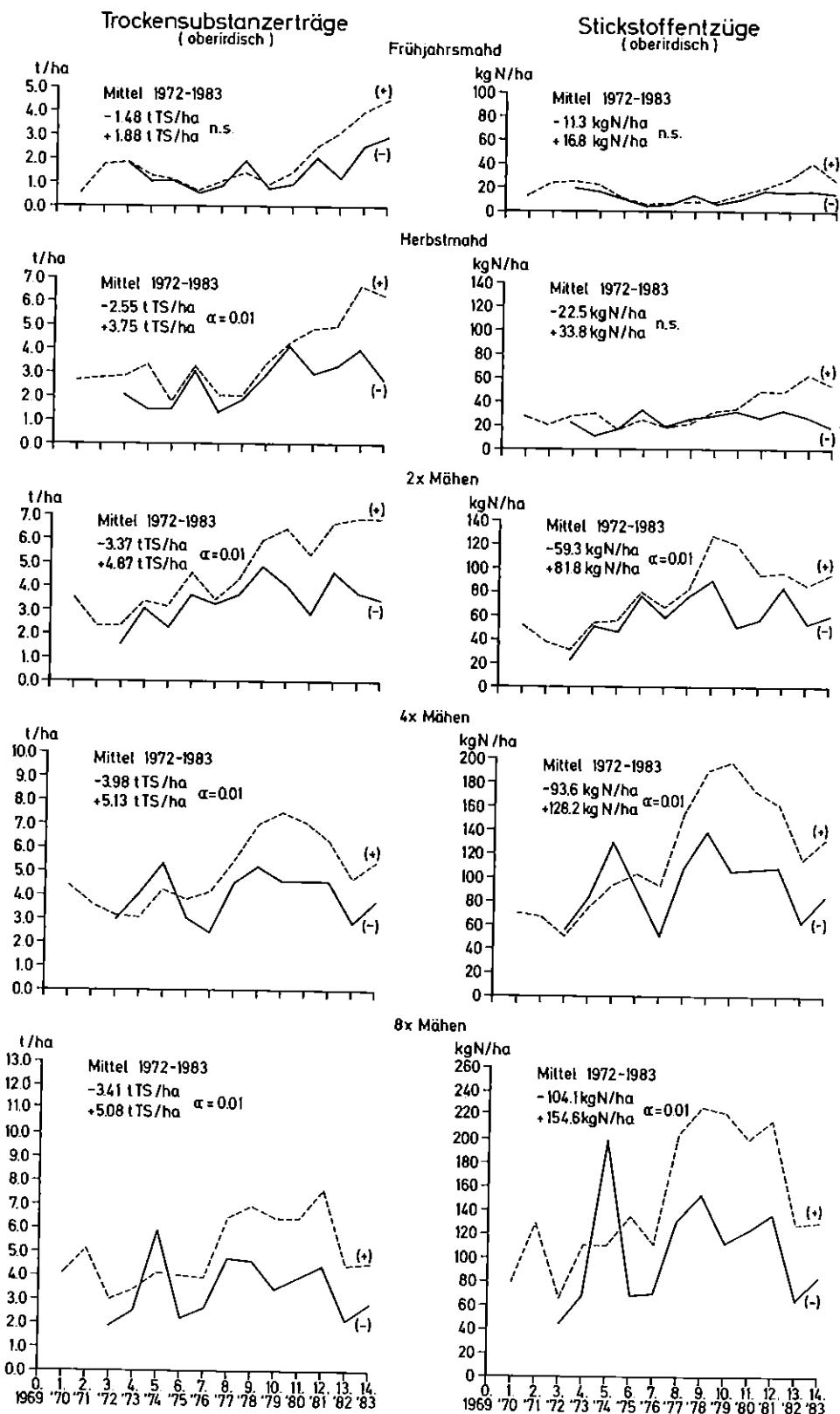


Abb. 4: Oberirdische Trockensubstanzerträge und Stickstoffentzug von 1969 bis 1983. Die Sicherung der Mittelwertdifferenz von 1972 bis 1983 erfolgte mit Hilfe der Varianzanalyse und des DUNCAN-Tests.

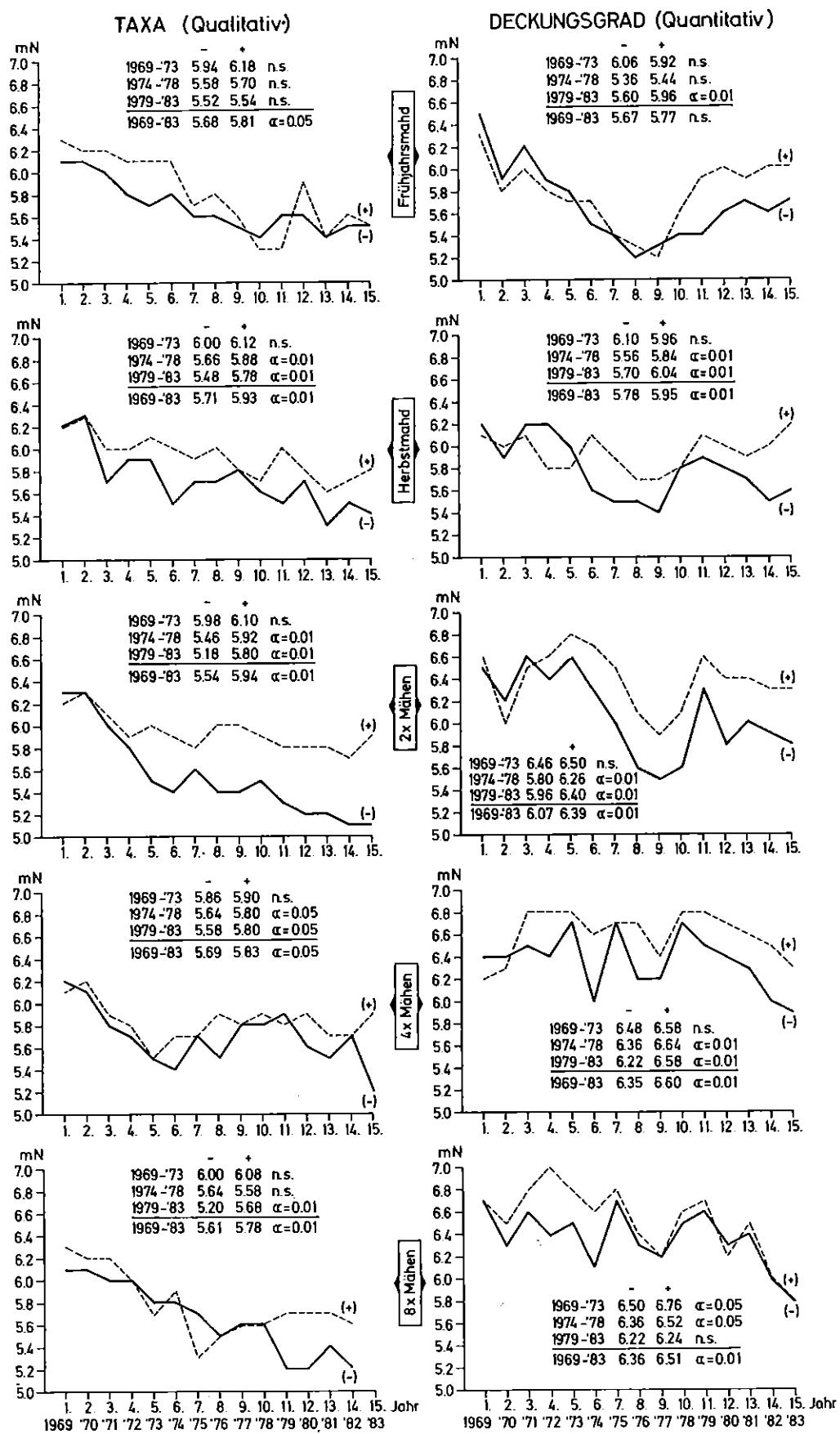


Abb. 5: Veränderungen der mittleren Stickstoff-Zeigerwerte von 1969 bis 1983. Die Sicherung der Mittelwertdifferenzen erfolgte mit Hilfe der Varianzanalyse und des DUNCAN-Tests.

gut die allgemeine Beobachtung treffen, daß im Laufe der Sukzession von 1969 bis 1983 die Stickstoffzahl - offensichtlich unabhängig von der Nährstoffsituation - deutlich abnahm.

Bei Berücksichtigung der Mengenverhältnisse, was nach ELLENBERG (1979) nicht uneingeschränkt zu empfehlen ist, da hier die spezifische Wuchsweise der Pflanzen zu sehr ins Gewicht fällt, ergab sich ein anderes Bild: im mittleren Abschnitt (1974-1978) dominierten mengenmäßig Arten mit geringen Ansprüchen an die Stickstoffversorgung (N 2 bis N 4), während vorher und nachher anspruchsvollere Arten vorherrschten. In den letzten fünf Jahren konnte parallel mit der Entwicklung der Stickstoffentzüge auch ein z.T. gesichertes Auseinanderdriften der mittleren Stickstoffzahlen auf den im Frühjahr gemähten Flächen festgestellt werden. Diesem Düngungseffekt entsprach auch, daß sich auf den im Herbst gemähten Flächen mit ihren höheren Stickstoffentzügen die Stickstoffzahlen bereits frühzeitiger und stärker differenzierten.

Die eindeutigste Aussagekraft ergaben die Stickstoffzahlen für die zweimal gemähten Flächen. Bei vier- und achtmaliger Mahd waren die Unterschiede zwischen den beiden Düngungsstufen zwar im großen und ganzen gesichert, wiesen jedoch mit fortschreitender Sukzession zunehmend Zeitabschnitte auf, in denen eine klare Trennung nicht mehr möglich war. Da andererseits mit zunehmender Mahdintensität die Stickstoffentzüge und auch die Differenzen zwischen den Düngungsstufen angestiegen waren (Abb. 4), dürfte die Ursache für diese Diskrepanz eher in der Bewertung der Stickstoffansprüche der auftretenden Pflanzenarten zu suchen sein. Die zweimal gemähten Flächen entsprechen in ihrer heutigen Arten- und Mengenzusammensetzung am ehesten der Glatthaferwiese (*Arrhenatheretum*). Diese klassische Grünlandgesellschaft (ELLENBERG 1982) wird in der Regel als zweischürige Wiese mit einer gelegentlichen Nachweide im Herbst genutzt. Bei der Bewertung der Grünlandpflanzen in Hinblick auf ihre Standortsansprüche und Konkurrenzkraft hat ELLENBERG (1979) zweifellos diese Pflanzengesellschaft vor Augen gehabt. Bei vier- und achtmaliger, aber auch bei einmaliger Mahd ist sicher eine Neubewertung in Hinblick auf die Nährstoffansprüche notwendig, da mit erhöhter oder verminderter Mahdintensität sich auch viele Konkurrenzmerkmale (z. B. Regenerationsvermögen, Phänologie, Anpassung an die Lichtverhältnisse, Samenproduktion, Nährstoffspeicherung) verändern. Eine uneingeschränkte Anwendung von Zeigerwerten scheint daher nur möglich, wenn die übrigen Standortsfaktoren im üblichen Rahmen der betreffenden Pflanzengesellschaft bleiben (BÖCKER et al. 1983). Für wenig

oder sehr oft gemähte Flächen, aber auch für Pflanzenbestände, die sich in einer raschen Sukzession befinden, steht eine differenzierte Bewertung der Arten in Hinblick auf ihren ökologischen Indikatorwert noch aus.

4. DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Bei der Auswertung von 35 z. T. langjährigen Grünlandversuchen mit Nullparzellen, die ohne Düngung mehrmals jährlich gemäht wurden, fand SCHIEFER (1983b) in Baden-Württemberg vier Möglichkeiten der Aushagerung: 1. Fettwiesen (*Arrhenatheretalia*-Gesellschaften im weitesten Sinne) ohne Aushagerung; 2. Fettwiesen mit verzögter Aushagerung; 3. Fettwiesen mit schneller Aushagerung; 4. Magerrasen ohne bzw. geringer Aushagerung. Die Göttinger Versuchsfläche auf einem kalkreichen Auenboden gehört von Natur aus, als ehemalige Ackerfläche aber auch auf Grund ihrer Vorgeschichte zur Gruppe der potentiellen Fettwiesenstandorte. Das nährstoffreiche Ausgangsmaterial der Bodenbildung und die Zufuhrlage im Tal (heute allerdings ohne Überschwemmung) sorgt für ein hohes Nährstoff-Nachlieferungsvermögen, wie auch die Untersuchungen über die Mineralstickstoffnachlieferung bestätigen (SCHMIDT 1978, 1981a). Nach SCHIEFER (1983b) ist eine Aushagerung dieser Standorte mit einer entsprechenden Umwandlung der Vegetation nicht möglich. Tatsächlich waren in den ersten zehn Jahren die Unterschiede in der oberirdischen Stoffproduktion zwischen gedüngten und ungedüngten Flächen meist nicht zu sichern (SCHMIDT 1981a). Erst seit 1978 entwickelten sich die Flächenpaare in der Stoffproduktion, in den Stickstoffentzügen und auch in der Artenzusammensetzung stärker auseinander, und zwar zuerst auf den mehrmals jährlich gemähten Flächen, zuletzt aber auch auf den einmal gemähten Flächen. Ein Ertragsrückgang konnte dennoch auf den ungedüngten Parzellen nicht beobachtet werden: bis 1978 lag der oberirdische Trockensubstanzertrag bei 3.1 - 3.9 t TS/ha und Jahr (SCHMIDT 1981a), bis 1983 bei 3.4 - 4.0 t TS/ha und Jahr. Allein im Vergleich mit den gedüngten Flächen wurde der Abstand größer: bis 1978 lagen die durchschnittlichen Erträge auf den gedüngten, mehrmals gemähten Flächen bei 3.8 - 4.5 t TS/ha und Jahr (SCHMIDT 1981a), bis 1983 bei 4.9 - 5.1 t TS/ha. Offensichtlich sind auch heute noch die Nährstoffvorräte im seit 1969 ungedüngten Boden noch nicht soweit erschöpft, daß die entzogenen Mengen nicht durch Verwitterung, Im-

missionen, N_2 -Fixierung usw. ausgeglichen werden können. Auf der anderen Seite führte die Düngung in Höhe des Entzugs zu einer allmählichen Ertragssteigerung, die bis heute anhält.

Unterschiedlich wird der Zusammenhang zwischen Phytomasse und Artenreichtum gewertet. AL-MUFTI et al. (1977) und GRIME (1979) fanden in gehölzfreien Pflanzenbeständen die höchsten Artenzahlen, wenn die Phytomasse (plus Streu) 3.5 - 7.5 t TS/ha betrug. Über 7.5 t TS/ha wurde die Artenzahl durch die Dominanz von einer oder wenigen Arten, unter einem Wert von 3.5 t TS/ha durch Stress oder mechanische Störungen reduziert (GRIME 1979). Demgegenüber besteht nach SILVERTOWN (1980) im Grasland durchgehend eine negative Korrelation zwischen der Phytomasse und der Artenzahl. In Kalkgraslandgesellschaften der DDR, der Niederlande und Schwedens fanden REICHOFF (1974), WILLEMS (1980) und ROSEN (1982) übereinstimmend die höchsten Artenzahlen bei 1.5 - 3.5 t TS/ha oberirdischer Phytomasse. Dies entspricht den Angaben von SCHIEFER (1983b), wonach in Baden-Württemberg ein Heuertrag von 3.5 t TS/ha und Jahr langfristig unterschritten werden muß, um Fettwiesen in artenreichere Magerrasen zu überführen. Auch für die Göttinger Versuchsfläche scheint diese Grenze zu gelten. Unter den gegebenen Standortsbedingungen konnte bei mehrmaliger Mahd ohne Düngung ein Ertrag von etwa 3.5 t TS/ha und Jahr langfristig gehalten werden. Dementsprechend hat eine massive Einwanderung von konkurrenzschwachen Magerrasenarten bisher noch nicht stattgefunden und ist wohl auch in nächster Zeit nicht zu erwarten. Samen von Grünlandarten waren im Boden der alten Ackerfläche kaum vorhanden. In der Konkurrenz mit hoch- und schnellwüchsigen Ackerunkräutern und Ruderalpflanzen konnten zu Beginn der Sukzession am ehesten die Fett(Dünger-)wiesenarten mithalten. Vertreter aus der Ordnung *Arrhenatheretalia* beherrschen auch heute noch das Bild auf den mehrfach gemähten, seit 1969 nicht mehr gedüngten Flächen.

Betrachtet man allein die Trockensubstanzproduktion der ungedüngten Flächen, so entsprechen sie in ihrer Entwicklung dem Reaktionstyp "Fettwiese ohne Aushagerung", im Vergleich mit den ersatzgedüngten Flächen der "Fettwiese mit einer verzögerten Aushagerung". Nährstoffreiche Brachflächen lassen sich selbst bei intensiver Mahd nur sehr langfristig an Nährstoffen verarmen. Ihre Überführung in Magerrasen dürfte immer nur sehr unvollkommen bleiben (SCHIEFER 1983b), insbesondere in einer Zeit mit hohem Nährstoffeintrag aus der Atmosphäre. Es ist falsch zu meinen, man könne nahezu jede Vegetation

bei entsprechendem technischen und finanziellen Aufwand ohne Rücksicht auf die natürlichen Voraussetzungen überall neu schaffen. Mit dieser Vorstellung muß sich leider die praktische Naturschutzarbeit und Landschaftspflege zunehmend auseinandersetzen. Der Schutz und die Pflege der noch vorhandenen Magerrasen, Streuwiesen, Moore usw. ist wichtiger!

5. ZUSAMMENFASSUNG

Seit 1968 wird im Neuen Botanischen Garten der Universität Göttingen auf einem ehemaligen Acker mit einem tiefgründigen, kalkhaltigen Auenlehm ein Dauerversuch durchgeführt, bei dem folgende Mahdvarianten jeweils in einer ungedüngten und einer gedüngten Form gegenübergestellt sind:

- A - Mahd im Frühjahr (MF)
- B - Mahd im Herbst (MH)
- C - Zweimalige Mahd (2x)
- D - Viermalige Mahd (4x)
- E - Achtmalige Mahd (8x)

Auf den gedüngten Flächen wurden seit 1970 die durch die Mahd entzogenen Nährstoffe durch eine mineralische Düngung vollständig ersetzt. Auf den ungedüngten Parzellen fand seit Versuchsbeginn keinerlei Ersatzdüngung statt. Eine Auswertung dieser Dauerflächenversuche bis 1983 (15 Jahre) erbrachte u.a. folgende Ergebnisse:

1. Artenzahlen: Insgesamt wirkte sich die unterschiedliche Düngung bisher nicht entscheidend auf die mittlere Artenzahl pro Vegetationsperiode, wohl aber auf die Gesamtarthenzahl aus. Wichtiger für den floristischen Reichtum der Pflanzenbestände war immer der Zeitpunkt und die Häufigkeit der Mähte.

2. Pflanzensoziologische Zuordnung: Alle Versuchsfächen zeichnen sich auf Grund ihrer Geschichte durch einen raschen pflanzensoziologischen Wechsel zu Beginn der Sukzession aus. Auf den einmal gemähten Flächen dominieren heute neben Vertretern der Grünlandgesellschaften auch noch ausdauernde Ruderalarten aus der Klasse *Artemisieta*. Bei mehrmaliger Mahd ist dagegen die Vorherrschaft der *Molinio-Arrhenatheretea*- und *Arrhenatheretalia*-Arten umstritten. Unterschiede in der Nährstoffversorgung wirkten sich bisher kaum auf die pflanzensoziologischen Spektren aus. So ist auch der Anteil an Magrasenelementen (*Nardo-Callunetea*, *Festuco-Brometea*) auf den ungedüngten Flächen nicht höher als auf den gedüngten. Dies darf als Hinweis dafür gewertet werden, daß man auf

einem ursprünglich basen- und nährstoffreichen ehemaligen Ackerboden noch Jahre benötigen wird, um den Boden über die Mahd stärker zu verarmen.

3. Verhalten einzelner Pflanzenarten: Die statistische Einzelanalyse der Deckungsgradentwicklung ergab für etwa 1/3 der 217 bis 1983 beobachteten Arten einen deutlichen Schwerpunkt auf ungedüngten oder gedüngten Flächen. An Hand der Beispiele *Arrhenatherum elatius*, *Picris hieracioides*, *Solidago canadensis*, *Taraxacum officinale*, *Trifolium repens* und *Tussilago farfara* wird erläutert, wie gut sich auf dem Art niveau die Versuchsvarianten ökologisch und dynamisch unterscheiden lassen und auch der Dungungseinfluß sichtbar wird.

4. Stoffproduktion und Stickstoffentzug: Für den Zeitraum von 1972 bis 1983 ließ sich die positive Wirkung der Düngung auf die oberirdische Stoffproduktion und den Stickstoffentzug durch die Mahd deutlich sichern. Bei fehlender Ersatzdüngung lag der Heuertrag um durchschnittlich 1 t TS/ha und Jahr, der Stickstoffentzug um 25 kg N/ha und Jahr niedriger als auf gedüngten Flächen. Diese Unterschiede nahmen mit der Mahdhäufigkeit zu. Bei mehrfacher Mahd und Ersatzdüngung entsprachen die oberirdischen Trockensubstanzerträge der letzten Jahre mit 5 - 7 t TS/ha und Jahr, die Stickstoffentzüge mit 100 - 200 kg N/ha und Jahr den Werten typischer Glatthaferwiesen. Mit zunehmendem Leguminosenanteil konnte eine Steigerung der oberirdischen Phytomasse und ein überproportionaler Stickstoffentzug festgestellt werden, was besonders für die ungedüngten, vier- bis achtmal gemähten Flächen im Jahre 1974 zutraf.

5. Zeigerwerte: Als Verbindung zwischen vegetationskundlichen und ökologischen Vorstellungen und Ergebnissen können die Zeigerwerte nach ELLENBERG gelten. Eine Auswertung der Stickstoff-Zeigerwerte auf Taxa- und Deckungsgradbasis zeigt eine deutlich positive Beziehung zur Düngung. Allerdings lassen die Daten aus den einmal bzw. vier- bis achtmal gemähten Flächen vermuten, daß die von ELLENBERG vorgenommene Einordnung hier nicht die gleiche Aussagekraft erreicht wie bei einer Anwendung auf die zweimal gemähten Flächen, die in ihrer heutigen Zusammensetzung am ehesten einer "typischen" Pflanzengesellschaft, dem *Arrhenatheretum* nämlich, entsprechen.

6. LITERATUR

- AL-MUFTI, M.M., SYDES, C.L., FURNESS, S.B., GRIME, J.P. & S.R. BAND, 1977: A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. *J. Ecol.* 65: 759-791.
- BAKELAAR, R.G. & E.P. ODUM, 1978: Community and population level responses to fertilization in an old-field ecosystem. *Ecology* 59: 660-665.
- BAKKER, J.P., 1978: Some experiments on heathland conservation and regeneration. *Phytocoenosis* 7: 351-370.
- BAKKER, J.P., 1982: Veranderingen in vochtige graslandvegetaties onder invloed van hooien zonder bemesting. *Vakblad voor Biologen* 62: 43-48.
- BAKKER, J.P., DEKKER, M. & Y. de VRIES, 1980: The effect of different management practices on a grassland community and the resulting fate of seedlings. *Acta Bot. Neerl.* 29: 469-482.
- BÖCKER, R., KOWARIK, I. & R. BORNKAMM, 1983: Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. *Verh. Ges. Ökol.* 11: 35-56.
- BOEKER, P., 1954: Bodenreaktion, Nährstoffversorgung und Erträge von Grünlandgesellschaften des Rheinlandes. *Z. Pflanzenern., Düngung, Bodenk.* 66: 54-64.
- BORNKAMM, R. & U. HENNIG, 1982: Experimentell-ökologische Untersuchungen zur Sukzession von ruderalen Pflanzengesellschaften auf unterschiedlichen Böden. *Flora* 172: 267-316.
- BORSTEL, U.O. von, 1974: Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung auf ökologisch verschiedenen Grünland- und Ackerbrachen hessischer Mittelgebirge (Westerwald, Rhön, Vogelsberg). *Diss. Univ. Gießen*: 159 S.
- BÜRING, H., 1970: Sozialbrache auf Äckern und Wiesen in pflanzensoziologischer und ökologischer Sicht. *Diss. Univ. Gießen*: 81 S.
- DUUREN, L. van, BAKKER, J.P. & I.F.M. FRESCO, 1981: From intensively agricultural practices to hay-making without fertilization. *Vegetatio* 47: 241-258.
- ELLENBERG, H., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Auf. *Scripta Geobot.* 9: 122 S.
- ELLENBERG, H., 1982: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 3. Aufl. Stuttgart (Ulmer): 989 S.
- FEOLI, E., LAUSI, D. & S. PIGNATTI, 1975: Grundsätze einer kausalen Erforschung der Vegetationsdynamik. In: SCHMIDT, W. (Ed.): *Sukzessionforschung. Ber. Inter. Symp. Int. Ver. Vegetationsk.* 1973: 1-12.
- GRIME, J.P., 1979: *Plant strategies and vegetation processes*. Chichester, New York, Brisbane, Toronto (Wiley): 222 S.
- HAHN, W., WOLF, A. & W. SCHMIDT, 1979: Untersuchungen zum Stickstoff-Umsatz von *Tussilago farfara*- und *Agropyron repens*-Beständen. *Verh. Ges. Ökol.* 7: 369-380.
- KIRSTE, A. & K. WALTHER, 1955: Bestandesverschiebungen auf Wiese und Weide unter dem Einfluß von Düngung und Nutzung. *Mitt. Flor.-Soz. Arb.gem. N.F.* 5: 104-109.

- KLAPP, E., 1962: Ertragsfähigkeit und Düngungsreaktion von Wiesenpflanzen-Gesellschaften. Z. Acker- u. Pflanzenbau 115: 81-98.
- KLAPP, E., 1965: Grünlandvegetation und Standort. Berlin, Hamburg (Parey): 384 S.
- KLAPP, E., 1971: Wiesen und Weiden. 4. Aufl. Berlin, Hamburg (Parey): 627 S.
- MAAREL, E. van der, 1971: Plant species diversity in relation to management. In: DUFFEY, E. & A.S. WATT (Eds.): The scientific management of animal and plant communities for conservation: 45-63.
- MEISEL, K. & A. v. HÜBSCHMANN, 1973: Grundzüge der Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. Natur u. Landschaft 48: 70-74.
- OOMES, M.J.M., 1977: Cutting regime experiments on extensively used grasslands. Acta Bot. Neerl. 26: 265-266.
- OOMES, M.J.M. & H. MOOI, 1981: The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an *Arrhenatherion elatioris* grassland. Vegetatio 47: 233-239.
- RABOTNOV, T.A., 1960: Some problems in increasing the proportion of leguminous species in permanent meadows. Proc. 8th Intern. Grassl. Congress: 260-264.
- REICHOFF, L., 1974: Untersuchungen über den Aufbau und die Dynamik des Orchideen-Halbtrockenrasens im Naturschutzgebiet "Leutratall" bei Jena/Thüringen. Mitt. Sekt. Geobot. Phytotax. Biol. Ges. DDR: 115-125.
- REIF, A. & R. LÖSCH, 1979: Sukzessionen auf Sozialbrachflächen und in Jungfichtenpflanzungen im nördlichen Spessart. Mitt. Flor.-Soz. Arb. gem. N.F. 21: 75-96.
- ROSEN, E., 1982: Vegetation development and sheep grazing in limestone grasslands of south Öland, Sweden. Acta Phytogeographica Suecica 72: 104 S.
- SCHÄFER, K., 1976: Erste Ergebnisse vom Gießener Landschaftspflegemodell. Bayer. Landw. Jb. 53: 738-746.
- SCHIEFER, J., 1981: Bracheversuche in Baden-Württemberg. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ. Beih. 22: 325 S.
- SCHIEFER, J., 1983a: Ergebnisse der Landschaftspfleversuche in Baden-Württemberg: Wirkungen des Mulchens auf Pflanzenbestand und Streuzersetzung. Natur u. Landschaft 58: 295-300.
- SCHIEFER, J., 1983b: Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ. 57/58: 33-62.
- SCHMIDT, W., 1978: Änderungen in der Stickstoffversorgung auf Dauerflächen im Brachland. Vegetatio 36: 105-113.
- SCHMIDT, W., 1981a: Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. Scripta Geobot. 15: 199 S.
- SCHMIDT, W., 1981b: Über das Konkurrenzverhalten von *Solidago canadensis* und *Urtica dioica*. Verh. Ges. Ökol. 9: 173-188.
- SCHMIDT, W., 1983: Über das Konkurrenzverhalten von *Solidago canadensis* und *Urtica dioica*. II. Biomasse und Streu. Verh. Ges. Ökol. 11: 373-384.
- SCHMIDT, W., 1984: Der Einfluß des Mulchens auf die Entwicklung von Ackerbrachen - Ergebnisse aus 15jährigen Dauerflächenbeobachtungen. Natur u. Landschaft 59: 47-55.
- SCHREIBER, K.-F., 1980: Entwicklung von Brachflächen in Baden-Württemberg unter dem Einfluß verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen. Verh. Ges. Ökol. 8: 185-203.
- SILVERTOWN, J., 1980: The dynamics of a grassland ecosystem: botanical equilibrium in the park grass experiment. J. Appl. Ecol. 17: 491-504.
- TRAUTMANN, W., 1976: Veränderungen der Gehölzflora und Waldvegetation in jüngerer Zeit. Schr.r. Vegetationskunde 10: 91-108.
- ULRICH, B., MAYER, R. & P.K. KHANNA, 1979: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schr. r. Forstl. Fak. Univ. Göttingen 58: 291 S.
- VORHAUER, H.-F., 1958: Über das Verhalten der Pflanzenbestände und die Entwicklung der Heuerträge von Wiesen und Mähweiden in der Eifel und im Bergischen Land bei steigender Düngungsintensität. Z. Acker- u. Pflanzenbau 105: 193-210.
- WERNER, W., 1983: Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt einiger Pflanzenbestände. Scripta Geobot. 16: 95 S.
- WILLEMS, J.H., 1980: Observations on north-west European limestone grassland communities. An experimental approach to the study of species diversity and above-ground biomass in chalk grassland. Proc. Kon. Ned. Akad. Wetensch. Ser. C 83: 279-306.
- WIND, K., 1980: Botanische samenstelling van grasland bij extensivering van het gebruik. Meded. Landbouwhogeschool, Vakgroep Landbouwplantenteelt en Graslandkunde 52: 19 S.
- WOLF, G., 1979: Veränderungen der Vegetation und Abbau der organischen Substanz in aufgegebenen Wiesen des Westerwaldes. Schr.r. Vegetationskunde 13: 117 S.
- WOLF, G., WIECHMANN, H. & K. FORTH, 1984: Vegetationsentwicklung in aufgegebenen Feuchtwiesen und Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf Pflanzenbestand und Boden. Natur u. Landschaft 59: 316-322.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Wolfgang Schmidt
Systematisch-Geobotanisches Institut
der Universität Göttingen
Untere Karlsruhe 2
D-3400 Göttingen

SCHREIBER, Karl-Friedrich (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984. Paderborn: Ferdinand Schöningh 1985, S. 101-109 Münstersche Geographische Arbeiten 20)*

Bildung und Abbau der Streu in bewirtschafteten und brachliegenden Mähwiesen

Jürg Stöcklin und Ulrich Gisi

KEYWORDS

Net primary production - Litter decomposition -
Hay-meadows - Fallows - *Brachypodium pinnatum* - Jura

SUMMARY

Above-ground biomass and litter decomposition were measured in a north-facing fallow (*Colchico-Brachypodietum trifolietosum medi*), a south-facing fallow (*Origano-Brachypodietum*) and a south-facing hay-meadow (*Teucrio-Mesobrometum*), all situated in the lower montane region of the Swiss Jura. In litter decomposition studies the weight-loss of different plant species were measured. Weight-losses of litter of fallows and hay-meadows were measured and compared on the mentioned study-sites and also on a north-facing hay-meadow (*Colchico-Mesobrometum*).

Above-ground net primary production was 35-40% higher in fallows compared to the unfertilized hay-meadow. Above-ground dead plant material was around three times higher in fallows. In addition, shifting in species composition from easy decomposable Leguminosae and other herbs in cultivated hay-meadows to grasses with a higher content of cellulose and lignin in fallows favours the accumulation of a thick layer of litter. Moreover, retarded development of the vegetation causes a retarded litter-fall towards the end of the vegetation period. On all four sites litter from hay-meadows was decomposed clearly faster than litter from fallows. Only small differences were found by comparing the rates of decomposition of the same litter-type on the different sites. Results suggest, that the potential for a fast colonization of litter by microorganisms is higher in hay-meadows compared to fallows. Therefore, decompo-

sition of easy decomposable substances is probably faster in hay-meadows than in fallows.

1. EINLEITUNG

Als Folge der Intensivierung der Landwirtschaft seit dem 2. Weltkrieg und dem gleichzeitigen Zwang, Höchsterträge zu erzielen, ist der Begriff der "Sozialbrache" geprägt worden (SURBER et al., 1973). Gemeint ist damit ehemaliges landwirtschaftlich genutztes Land, dessen Bewirtschaftung aus wirtschaftlichen Gründen aufgegeben wurde. Im Schweizer Jura handelt es sich meist um extensiv genutzte Mähwiesen, die dem Mesobromion zuzuordnen sind. Der Verzicht auf eine Bewirtschaftung leitet eine Sukzessionsentwicklung ein, die über mehrere Vegetationsstadien in der Regel zu klimaxnahen Waldgesellschaften führt (KIENZLE 1979). Die Geschwindigkeit dieser Entwicklung ist unterschiedlich und von zahlreichen standörtlichen Faktoren abhängig; außerdem können vor allem an nordexponierten Hängen Stadien auftreten, in denen *Brachypodium pinnatum* dominiert und deren Erscheinungsbild bis in den Spätfrühling hinein durch die dichte, mehrjährige Streuschicht beherrscht wird.

In syndynamischen Untersuchungen wird immer wieder auf den Einfluß dieser Streuakkumulation hingewiesen. Sie vermag die Konkurrenzverhältnisse zwischen den bei Brachlegung vorhandenen Arten nachhaltig zu verändern. Die Streuschicht bewirkt eine starke Beschattung der Bodenoberfläche, so daß vor allem niederwüchsige Rosetten- und stark lichtbedürftige Arten benachteiligt sind. KIENZLE (1979) verweist darauf, daß die dichte Decke aus abgestorbenem Gras die Keimung eingeflogener Baumsamen behindert und

aufgekommene Keimlinge jahrelang dahinkümmern. SCHIEFER (1981) hat gezeigt, daß Arten mit unterirdischen Ausläufern und Rhizomen auf Brachflächen nicht nur durch die vegetative Vermehrungsweise Konkurrenzvorteile haben, sondern auch dadurch, daß sie dank den in den unterirdischen Organen angesammelten Assimilateen die Streudecke durchwachsen können, während andere Arten verkümmern. Die Streuschicht bewirkt nach GISI & OERTLI (1981) eine geringere und langsamere Erwärmung des Bodens und der bodennahen Luftsichten. Dies dürfte einer der Gründe für die deutliche Verzögerung der Vegetationsentwicklung auf Brachflächen sein. Auch hemmt die Streuschicht den Gasaustausch und die Evaporation, so daß in Brachen selten Trockenstreß auftritt. Auch mikrobielle Veränderungen (insbesondere ein deutlicher Rückgang der Bakterienpopulation und der proteolytischen und pektinolytischen Aktivität) und eine Absenkung des Boden-pH's um eine Einheit, wird von GISI & OERTLI (1981) auf die Akkumulation schlecht abbaubarer Streu zurückgeführt.

Tatsächlich sind die Streu und die ihrem Abbau zugrundeliegenden Prozesse neben der pflanzlichen Biomassenproduktion wesentlicher Bestandteil jedes Ökosystems. Energiefluß und Nährstoffrückführung werden durch sie mitbestimmt. Derjenige Teil der Netto-Primärproduktion, der nicht von Herbivoren gefressen oder z. B. mit der Mahd entfernt wird, kann entweder zu einem Netto-Zuwachs der Biomasse beitragen (wie im Wald) oder gelangt als totes Pflanzenmaterial auf den Boden und wird dort im Verlauf der Zeit zersetzt. Drei Prozesse sind an der Zersetzung beteiligt: die rasche Auswaschung löslicher Stoffe durch Regen und Wasserdurchfluß; die Verwitterung, d.h. die mechanische Zerkleinerung durch Regen, Schnee, Wind und Austrocknung; schließlich der biologische Abbau, d.h. die Fragmentierung, Veratmung und chemische Veränderung durch lebende Organismen. Diese letztere ist begleitet von der Durchmischung des toten Pflanzenmaterials mit den oberen Bodenschichten. Streng genommen muß unterschieden werden zwischen eigentlichem Abbau oder Zersetzung und Verschwinden der Streu von der Bodenoberfläche (MASON 1976).

Mit dem Wegfallen der Mahd und dem regelmäßigen Entzug von Biomasse und Nährstoffen wird die Sukzessionsentwicklung eingeleitet. Die bisher weggefährte Phytomasse geht als Streu in den Stoffkreislauf ein und beendet die Mangelwirtschaft, die die bisher extensiv bewirtschafteten Mähwiesen kennzeichnete. Aus der oben beschriebenen Beurteilung der

Streu für die Sukzession, wie sie von mehreren Autoren erwähnt wird, war es naheliegend, Anfall und Abbau der Streu genauer zu studieren. Es empfahl sich, die Produktivität und den Streuabbau vergleichbarer, d. h. möglichst benachbarter magerer Mähwiesen und Brachen parallel zu messen; gleichzeitig sollen die unterschiedlichen Verhältnisse süd- und nordexponierter Standorte miteinander verglichen werden. Im Rahmen desselben Projekts werden außerdem mikroklimatische und Untersuchungen zur Produktion und Dynamik der unterirdischen Biomasse durchgeführt.

2. BESCHREIBUNG DER STANDORTE DES UNTERSUCHUNGSGEBIETS

Beim Untersuchungsgebiet handelt es sich um ein Tälchen im nordöstlichsten Ausläufer des Schweizer Jura bei Kienberg. Es erstreckt sich in südwest-nordöstlicher Richtung. Alle Standorte liegen zwischen 780 und 870 m üNN.

Am nordnordwest exponierten Schattenhang wurde ein extensiv bewirtschaftetes *Colchico-Mesobrometum* sowie ein seit mindestens 20 Jahren brachliegendes *Colchico-Brachypodietum trifolietosum medi* (KIENZLE 1979) ausgewählt. Beide Standorte stocken auf einer mäßig sauren lehmig-tonigen Braunerde über kalkfreiem Opalinuston und werden durch den nahen auf dem Kamm stehenden Wald (*Cardamina-Fagetum*) zusätzlich beschattet.

Am südostlich exponierten Sonnenhang handelt es sich um ein *Teucrio-Mesobrometum* und um ein *Origano-Brachypodietum* (KIENZLE 1979). Das Mesobrometum wird einmal jährlich im September, also ziemlich spät gemäht, während die Brache seit mindestens 7-10 Jahren (geschätzt) ungemäht blieb. Der Untergrund dieser Standorte wird vorwiegend aus dolomitischen Kalken aus dem Trias gebildet; bei den Böden handelt es sich um flachgründige, bis oben stark kalkhaltige, schwach-lehmig-schluffige Kalkstein-Rendzinen.

Die beiden Brachflächen weisen eine stark unterschiedliche Dynamik auf. Das frische bis mäßig feuchte *Colchico-Brachypodietum trifolietosum medi* verändert sich kaum. Die mehrjährige dicht-filzige 5-10 cm dicke, vollständig deckende Streu verhindert die Keimung eingeflogener Samen nahezu vollständig. Nur am Rand dringen *Populus tremula*, *Salix spec.* und *Rubus idaeus* in die Brachfläche ein. Das trockenere *Origano-Brachypodietum* hingegen zeigt eine dynamische Entwicklung.

Im Verlauf der letzten 3-4 Jahre haben sich zahlreiche Sträucher und Bäumchen angesiedelt. In erster Linie *Corylus avellana*, aber auch *Fraxinus excelsior*, *Crataegus monogyna* und *Viburnum lantana*; vereinzelt treten auch *Sorbus aria*, *Cornus sanguinea*, *Picea abies*, *Fagus silvatica*, *Prunus avium* und *Acer pseudoplatanus* auf. Dieser Aufwuchs ist erst ca. 50-60 cm hoch, einige wenige Sträucher von *Corylus* erreichen aber bereits ca. 1,50 m. In wenigen Jahren dürfte sich an diesem Standort ein mosaikartiger Locker- bis Dichtbusch entwickelt haben.

3. OBERIRDISCHE BIOMASSE UND STREUANFALL

3.1. VERSUCHSBESCHREIBUNG UND METHODE

Über Entwicklung, Struktur und Netto-Primärproduktion einer Pflanzengesellschaft gibt die Bestimmung der oberirdischen Phytomasse zu verschiedenen Zeitpunkten im Verlauf der Vegetationsperiode hinreichend Aufschluß (MILNER & HUGHES 1968). Eine gleichzeitige Bestimmung von im Laufe der Vegetationsperiode angefallener und der Vorjahrestreu ermöglicht eine Beurteilung des Streuanfalls und Abbaus übers Jahr. Der Zeitpunkt der Probenentnahme wurde so gewählt, daß neben dem Beginn und Abschluß der Vegetationsentwicklung auch das Maximum der Phytomassenentwicklung während der Blüphase der bestandesbildenden Arten erfaßt wurde.

Zur Probeentnahme wurde die Biomasse von $1/6 \text{ m}^2$ bis zur Bodenoberfläche abgeerntet und sorgfältig von der Streu getrennt. Noch mit lebenden Pflanzenteilen verbundene Streu wurde erst im Labor getrennt. Zerkleinerte Streuteile sowie die mit Erde oder Regenwurmkompost behaftete Streu wurde separat gesammelt. Teilweise an Ort und Stelle und dann im Labor wurde das Material in folgende Fraktionen sortiert, während 48 h bei 55°C getrocknet und gewogen:

- lebende Pflanzenteile, separat unterteilt in Gräser, Leguminosen und übrige Kräuter;
- das im laufenden Jahr abgestorbene Pflanzenmaterial, inklusive solches, welches noch mit lebenden Pflanzen zusammenhaftete;
- Streu aus dem Vorjahr;
- die getrennt gesammelte, mit Erde oder Kot behaftete Streu wurde zuerst in einer Aufschlämmung mit Wasser gesäubert, getrocknet und der Fraktion c) zugerechnet.

Die Probeentnahme erfolgte pro Zeitpunkt und Standort in 3 Parallelens. Zahl und Größe der Parallelmessungen mußte dem durch die Methode bedingten hohen Arbeitsaufwand und den nur in geringen Flächen homo-

genen Standorten angepaßt werden; auch sollte die Störung der Flächen möglichst in Grenzen gehalten werden. Auf eine statistische Auswertung der Messungen wurde deshalb verzichtet; die Ergebnisse der Parallelmessungen wurden in g/m^2 umgerechnet.

Zur Berechnung der Netto-Primärproduktion wurde gesondert für Gräser, Leguminosen und Kräuter die Differenz der Maxima und Minima gebildet und zur bis zur maximalen Biomassenentwicklung bereits angefallenen Streu addiert. Ein allfälliger geringer Verlust durch Herbivorenfraß wurde vernachlässigt.

3.2. ERGEBNISSE

Die Ergebnisse der Messungen sind in Abb. 1 graphisch aufgetragen, oberirdisch lebende Biomasse und Streu jeweils getrennt für die beiden Brachen und die südexponierte Magerwiese.

Mit 490 g/m^2 für die nordexponierte Brache und 523 g/m^2 für die südexponierte Brache ist die Produktivität dieser beiden Standorte gegenüber der südexponierten Magerwiese mit 362 g/m^2 1983 deutlich höher (für 1984 liegen noch keine vollständigen Zahlen vor). Der Magerwiese wurde mit der Mahd außerdem 174 g/m^2 lebendes und 45 g/m^2 totes Pflanzenmaterial entzogen. Das bedeutet, daß auf beiden Brachen, verglichen mit der Magerwiese, annähernd die 3-fache Menge an Streu angefallen ist.

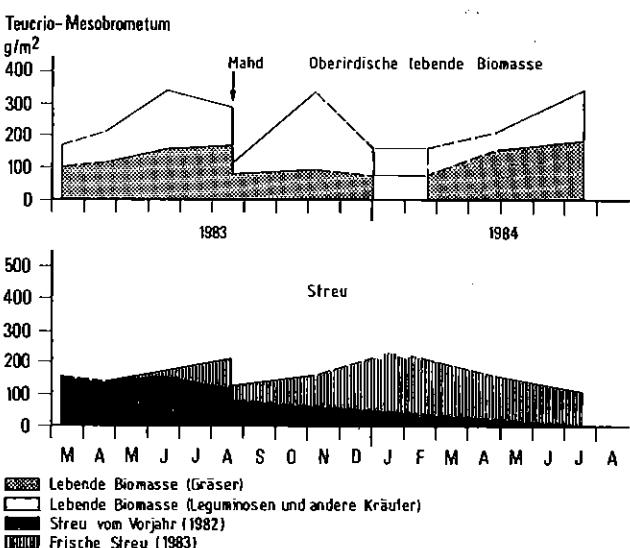


Abb. 1a: Oberirdische Biomasse und Streumengen 1983/84 am Standort Teucro-Mesobrometum

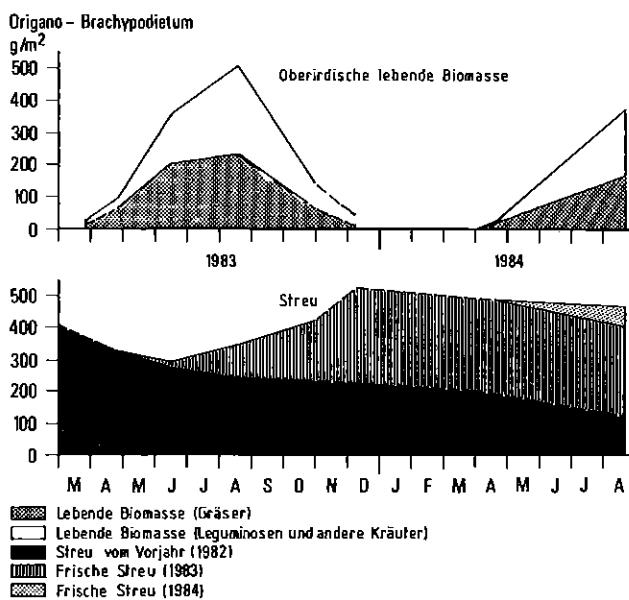


Abb. 1b: Oberirdische Biomasse und Streumengen 1983/84 am Standort Origano-Brachypodietum

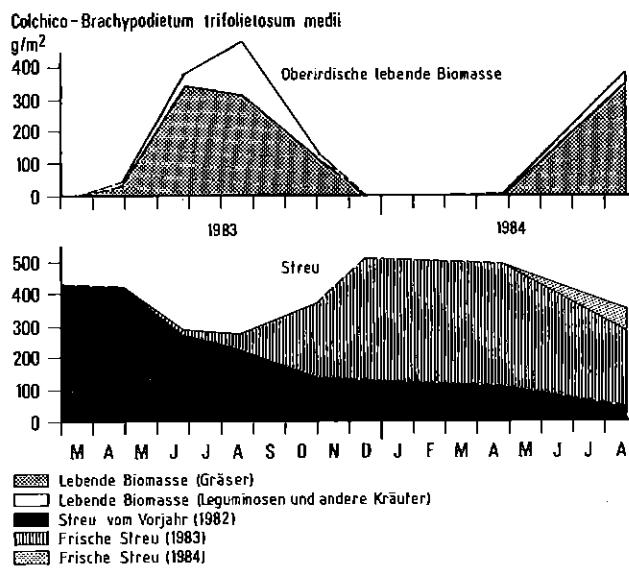


Abb. 1c: Oberirdische Biomasse und Streumengen 1983/84 am Standort Colchico-Brachypodietum trifolietosum mediī

Betrachtet man den Rhythmus des Streuanfalls über die Vegetationsperiode hinweg, dann werden noch andere Unterschiede deutlich. Auf der Magerwiese tragen Frühblüher wie z. B. *Primula veris*, die nach dem Blühen rasch absterben, erheblich zu einer frühen Streubildung bei. Bereits im Juni weist die Wiese ihren Blühschwerpunkt auf und Ende August konnten bereits die abgestorbenen Reste zahlreicher Hemikryptophyten gesammelt werden: *Salvia pratensis*, *Phyteuma orbiculare*, *Knautia arvensis*, *Centaurea jacea*, *Trifolium*

montanum, *Picris hieracoides* und *Rhinanthus minor*. Außerdem gab es abgestorbene Blütenstände von *Sanguisorba minor*, *Potentilla erecta* und *Gramineen*.

Da es sich bei den genannten Arten meist um rasch zersetzbare Pflanzenmaterial handelt, das zudem durch Regen, Wind und Trockenheit leicht zerkleinert wird, kommt es in der Magerwiese zu keinem Zeitpunkt im Jahr zur Bildung einer dicht schließenden Streudecke. Die Streu "steht" entweder in der untersten Vegetationsschicht oder bildet eine 1-2 cm dicke Bodenauflage aus zerbrochenem Blatt- und Stengelmaterial.

Die nordexponierte Brache stellt das andere Extrem dar. Die verzögerte Vegetationsentwicklung – das dominierende *Brachypodium pinnatum* erreicht erst Mitte/Ende August seine maximale Entwicklung – bewirkt einen stark verzögerten Streuanfall aufs Ende der Vegetationsperiode hin. Ein beträchtlicher, noch stehender Teil der Biomasse wird erst vom ersten Schnee zu Boden gepreßt. Es kommt zur typischen, verklebten und gebleichten Streudecke von *Brachypodium pinnatum*, die 5-15 cm dick, 100% deckend das Bild der Brache bis spät in den nächsten Frühling hinein charakterisiert. Im Frühjahr ist die gesamte Streu des Vorjahrs noch praktisch unzersetzt vorhanden. Interessanterweise schafft sich diese Streudecke nun selbst ideale Abbauverhältnisse, indem sie in den warmen Sommermonaten das Abtrocknen des Bodens merklich verzögert und sein Austrocknen verhindert. Im extrem trockenen Sommer 1983 wurde auf der südexponierten Brache zwischen April und August nur 83 g/m² Streu abgebaut, am Nordhang hingegen wurden in der Brache von der vom Vorjahr akkumulierten Streu 200 g/m² zerstetzt.

Man muß aber auch den unterschiedlichen Anfall der Streu auf der südexponierten Brache betrachten, um diesen Unterschied zu verstehen. Dort machen nämlich die Gräser nur wenig mehr als die Hälfte der Biomasse aus und außerdem ist bereits im August ein beträchtlicher Teil der Grasstreu angefallen. Während in den Sommermonaten, bedingt durch Trockenheit, schlechte Abbaubedingungen herrschten, sind in den Frühlings- und Herbstmonaten die mikroklimatischen Verhältnisse für einen Streuabbau im Unterschied zur Nordseite günstiger. Zwischen Mitte August und Ende Oktober war der Rückgang der lebenden Biomasse auf beiden Brachen annähernd gleich groß, 369 g/m² auf der nordexponierten und 334 g/m² auf der südexponierten Brache. Ein nicht unbeträchtlicher Teil der Assimilate dürfte in unterirdische Organe verlagert worden sein. Die Zunahme frischer Streu war auf der Nordseite aber

mehr als doppelt so hoch, nämlich 182 g/m^2 , als auf der Südseite mit 85 g/m^2 . In den Herbstmonaten ist folglich der Abbau frisch angefallener Streu auf der Südseite ziemlich intensiv; der Abbau wird begünstigt durch den großen Anteil leicht zersetzbaren Kräuter, die auf der durch *Brachypodium pinnatum* dominierten Brache fehlen. Im Frühjahr lag auch deutlich weniger Streu auf der südexponierten Brache im Vergleich mit der Nordseite. Die Streuschicht auf der südexponierten Brache besitzt dann auch nicht diese filzige und kompakte Struktur, wie wir sie am Nordhang antreffen. Bedingt durch den hohen Anteil von Kräutern und durch häufiges Austrocknen hat die Streu eine relativ lockere Struktur und kann die Bodenoberfläche nicht dicht abschließen.

4. STREUABBAU

4.1. VERSUCHSBESCHREIBUNG UND METHODE

Zur Beurteilung der Abbaugeschwindigkeit unterschiedlicher Streu an verschiedenen Standorten und zur Messung der Veränderungen in der stofflichen Zusammensetzung der Streu wurden Abbauversuche mit in Behältern eingeschlossener Streu durchgeführt (CHAPMANN 1976; SCHINNER 1978). An Stelle der meist verwendeten Beutel wurden zylindrische Kunststoffbehälter von 3 cm Höhe und 10 cm Durchmesser verwendet, welche oben und unten mit Nylon-Gaze verschlossen wurden. Auf diese Weise wurde eine im Vergleich mit Streubeuteln lockerere Lagerung der abzubauenden Streu im Boden erreicht und als Folge eine bessere Belüftung in den Behältern. Zwischen 5-10 g Streu (Trockengewicht) kann in einem solchen Behälter verschlossen werden. Bei allen hier beschriebenen Versuchen wurden die Behälter in 5-10 cm Tiefe im Boden exponiert. Die dabei verwendete Maschenweite der Gaze von $53 \mu\text{m}$ schließt die Zersetzer-Fauna vom Abbau bzw. der Zerkleinerung der Streu aus; es sind ausschließlich Mikroorganismen am Abbau beteiligt. Ins Labor zurückgebracht, wurde die Streu in den Behältern während 4 Tagen bei 55°C getrocknet, gewogen, mit einer Schlagflügelmühle zerkleinert und ein Aliquot im Muffelofen verascht; das Ergebnis wird in % der ursprünglich exponierten Streu (bezogen auf das aschefreie Trockengewicht) angegeben.

4.2. ABBAUVERSUCHE MIT VERSCHIEDENEN PFLANZENARTEN

Insgesamt 9 verschiedene Gräser und Kräuter wurden auf ihre Abbaugeschwindigkeit untersucht. Die Proben wurden in 5 Parallelen auf der nordexponierten Magerwiese oder Brache exponiert. Die Versuchsdauer betrug 90 Tage; Anfangsdatum des Versuchs war der 25. August 1982. Die Exposition erfolgte im Boden, weil primär der Einfluß der unterschiedlichen Streu auf die Abbaugeschwindigkeit interessierte. Sämtliches Material wurde kurz vor Beginn des Versuchsanlasses gesammelt, war also noch grün und nicht Streu im eigentlichen Sinn. Die Ergebnisse sind in Tab. 1 zusammengefaßt. Während *Hypericum perforatum* an beiden Standorten nur knapp weniger als 25% Gewichtsverlust aufweist, sind die Blätter von *Angelica sylvestris* in der Brache bereits zu 65% abgebaut. *Brachypodium pinnatum* wurde auf der Brache nur wenig rascher abgebaut als in der Magerwiese und verlor ca. die Hälfte seines Gewichts. Ähnliche Ergebnisse wie *Brachypodium pinnatum* zeigen *Sanguisorba minor*, *Bromus erectus* und *Trifolium medium*, während *Lotus corniculatus* schneller, *Carex flacca*, *Angelica sylvestris*-Stengel und *Luzula silvatica* bedeutend schlechter abgebaut werden.

Tabelle 1
Abbau verschiedener Gräser und Kräuter während 90 Tagen in der nordexponierten Magerwiese und Brache (eingetragen ist der Mittelwert von 5 Parallelen in % der ursprünglich exponierten Streumenge, bezogen auf das aschenfreie Trockengewicht).

Exposition im Boden der nordexponierten Brache

Artname	Reststreu in % der exponierten Streu
<i>Angelica sylvestris</i> (Blätter)	35.2 % +/- 1.6
<i>Brachypodium pinnatum</i>	47.3 % +/- 0.9
<i>Trifolium medium</i>	49.9 % +/- 1.3
<i>Carex flacca</i>	58.2 % +/- 2.8
<i>Angelica sylvestris</i> (Stengel)	58.8 % +/- 1.0
<i>Luzula silvatica</i>	69.1 % +/- 0.8
<i>Hypericum perforatum</i>	75.7 % +/- 1.1

Exposition im Boden der nordexponierten Magerwiese

<i>Lotus corniculatus</i>	42.7 % +/- 1.9
<i>Sanguisorba minor</i>	48.5 % +/- 1.1
<i>Bromus erectus</i>	50.5 % +/- 1.5
<i>Brachypodium pinnatum</i>	51.3 % +/- 0.8
<i>Hypericum perforatum</i>	75.4 % +/- 3.9

4.3. ZWÖLF-MONATIGE ABBAUVERSUCHE MIT UNTERSCHIEDLICHEN STREUARTEN AUF DEN 4 STANDORTEN

Um zu untersuchen, inwiefern sich die standörtlichen Unterschiede im Boden und die unterschiedliche Streubeschaffenheit aus Brache und Magerwiese auf die Abbaugeschwindigkeit auswirken, wurde ein während 12 Monaten dauernder Abbauversuch durchgeführt. An jedem Standort wurden Mitte November je 21 Streubehälter mit Streu der nordexponierten Brache und Streu der südexponierten Magerwiese in 5-10 cm Bodentiefe exponiert. In periodischen Abständen wurden je 3 Behälter ins Labor gebracht und die Reststreu in % der Ausgangsstreu bestimmt.

Die Ergebnisse sind in den Abb. 2-5 graphisch aufgetragen. In den Abbildungen sind außerdem die Regressionsparameter $\ln \frac{M}{M_0} = -kt$ (M_0 = Ausgangsstreu, M = Reststreu, k = Abbaukoeffizient, t = Zeit in Tagen) mit dem Abbaukoeffizienten k und der Zeit in Tagen angegeben, die benötigt wurde, um 50% der Streu abzubauen.

Auf allen vier Standorten ergibt sich dasselbe Bild, indem die Streu der Magerwiese signifikant rascher abgebaut wird als die Streu der Brache. Hingegen ist die Abbaugeschwindigkeit für die beiden Streuarten auf den verschiedenen Standorten nicht deutlich von einander verschieden. Am deutlichsten ist der Unterschied beim Abbau der beiden Streutypen in der nordexponierten Magerwiese. Am geringsten ist er in der nordexponierten Brache. Nimmt man die über die gesamte Kurve berechneten Abbaukoeffizienten als Vergleich, dann wurden auf dieser Brache beide Streutypen am schnellsten abgebaut. Je besser die Abbaubedingungen sind, desto geringer sind offenbar die Unterschiede zwischen den beiden Streutypen.

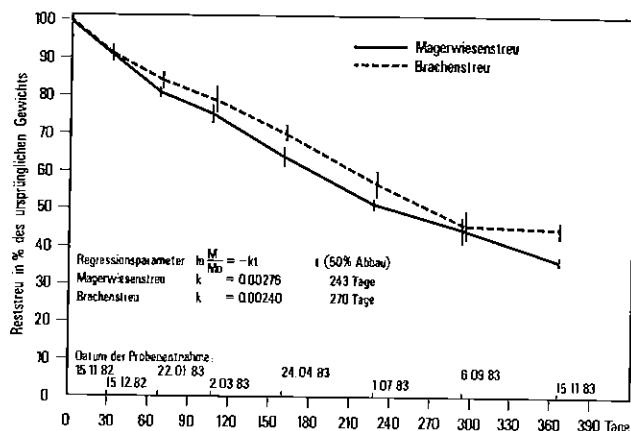


Abb. 2: Vergleich der Abbaugeschwindigkeit von Magerwiesenstreu und Brachenstreu im *Colchico-Brachypodietum trifolietosum medi*

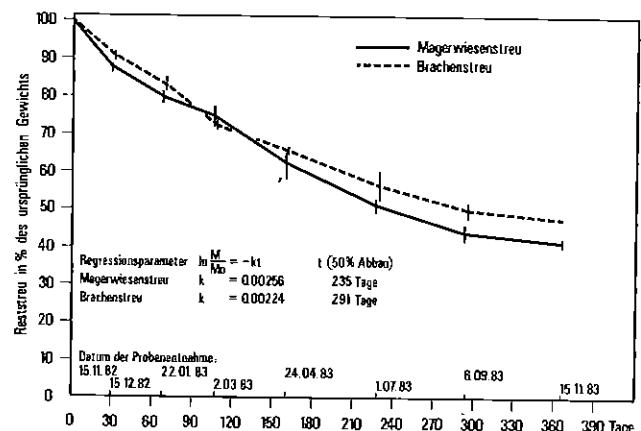


Abb. 3: Vergleich der Abbaugeschwindigkeit von Magerwiesenstreu und Brachenstreu im *Origano-Brachypodietum*

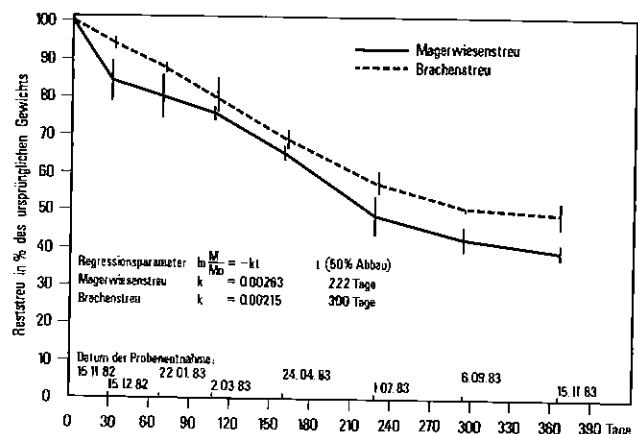


Abb. 4: Vergleich der Abbaugeschwindigkeit von Magerwiesenstreu und Brachenstreu im *Colchico-Mesobrometum*

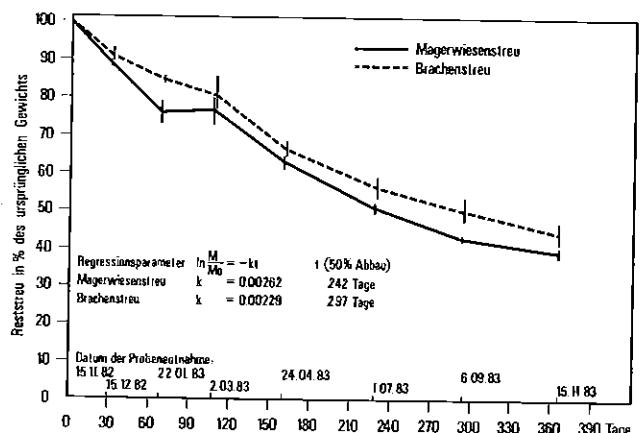


Abb. 5: Vergleich der Abbaugeschwindigkeit von Magerwiesenstreu und Brachenstreu im *Teucrio-Mesobrometum*

Zusammenfassend ergibt sich ein 50%iger Abbau der Streu der Magerwiese innerhalb von 230 Tagen, während die Streu der Brache 55 Tage oder 23% länger brauchte, um zur Hälfte abgebaut zu werden. Da der Versuch am 15. November begann, war ein 50%iger Abbau für die Streu der Magerwiese ca. Ende Juni, für die Streu der Brache erst Ende August erreicht.

Interessante Unterschiede zwischen den Standorten und Streutypen ergeben sich insbesondere, wenn man die beiden ersten Probeentnahmen betrachtet, d.h. nach 30 und 68 Tagen. Auf beiden Magerwiesen ist hier ein auffällig rascherer Gewichtsverlust der Streu der Magerwiese beobachtbar, während auf den Brachen der Unterschied zwischen den beiden Streutypen geringer bleibt, um sich erst später zu vergrößern. Im weiteren Verlauf des Abbaus verringert sich auf den Magerwiesen der Unterschied zwischen den beiden Streutypen eher wieder. Bezogen auf die gesamte Dauer des Abbaubevoruchs von einem Jahr, betrug der durchschnittliche Gewichtsverlust der Brachestreu 53.8% und derjenige der Magerwiesenstreu 61.0%.

5. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Brachlegung von mageren Mähwiesen im Schweizer Jura bewirkt eine Zunahme der oberirdischen Netto-Primärproduktion von ca. 35-40%. Die tatsächliche oberirdische Phytomassenproduktion dürfte allerdings etwas höher sein als die gemessenen Werte, weil der Gewichtsverlust durch Verlagerung von Assimilaten in unterirdische Organe unberücksichtigt blieb. Berücksichtigt man die Wegführung von Phytomasse durch die Mahd auf der Magerwiese, so zeigen unsere Ergebnisse, daß auf Brachen mit einem ungefähr drei mal größeren Anfall von oberirdischem totem Pflanzenmaterial gerechnet werden muß (450-500 g/m² gegenüber 160 g/m² auf der Magerwiese).

Die auf Brachen beobachtbare Streuakkumulation beruht jedoch auf mindestens zwei zusätzlichen Faktoren. Auf der Magerwiese wird ein beträchtlicher Anteil der anfallenden Streu noch in derselben Vegetationsperiode zersetzt. Die für Brachen typische Verzögerung der Vegetationsentwicklung bewirkt auch eine Verzögerung des Streuanfalls aufs Ende der Vegetationsperiode. Der Anteil der Streu, der demzufolge noch in derselben Vegetationsperiode zersetzt werden kann, ist deshalb gering im Vergleich mit Magerwiesen. Besonders ausgeprägt ist dieser Effekt auf der von *Brachypodium pinnatum* dominierten Brache,

während auf der südexponierten Brache mit einem hohen Anteil schnell zersetzbare Kräuter deren Streu im Herbst beträchtlich abgebaut wird. Trotzdem kommt es auch in dieser Brache zu einer ähnlich großen Streuakkumulation, bedingt durch eine durch Trockenheit verursachte Hemmung des Streuabbaus in den Sommermonaten. Je größer die Verschiebung des Artenspektrums durch die Brachlegung von schnell abbauhbaren Kräutern und Leguminosen zu Gräsern mit hohem Zellulose- und Ligninanteil ist, desto ausgeprägter ist die Akkumulation einer dichten Streuschicht. Insbesondere die Streu von *Brachypodium pinnatum* mit seinen breiten Blättern hat die Neigung, eine verklebte und kompakte Streudecke auszubilden.

Die durchgeföhrten Streuabbauversuche mit in Behältern eingeschlossener Streu entsprechen nur annähernd natürlichen Abbaubedingungen und können also nur als Annäherung an die Wirklichkeit betrachtet werden. Als Richtwerte und zum Vergleich verschiedener Streutypen sind sie jedoch brauchbar. Der Abbaubevoruch mit verschiedenen Gräsern und Kräutern im Spätsommer/Herbst belegt die großen Unterschiede in der Abbaugeschwindigkeit verschiedener Wiesenstreu. Im kurzen Zeitraum von nur 90 Tagen kann der Gewichtsverlust in einem Extrem bis zu 65% (für Blätter von *Angelica sylvestris*) oder im anderen Extrem nur ca. 25% (für *Hypericum perforatum*) oder ca. 30% (für *Luzula sylvatica*) betragen. Bestandesbildende Gräser wie *Brachypodium pinnatum* und *Bromus erectus* liegen mit ca. 50% Gewichtsverlust dazwischen.

Die Unterschiede dürften hauptsächlich auf unterschiedliche Gehalte an relativ langsam abbaubarer Zellulose und Lignin und schnell auswaschbaren und zersetzbaren Stoffen wie Zucker, Aminosäuren und Proteinen beruhen (SHIFT, HEAL & ANDERSON 1979). Mit der Verschiebung des Artenspektrums in Brachen zu Gunsten von Gräsern mit - im Vergleich zu Leguminosen und anderen Kräutern - höheren Gehalten an Zellulose und Lignin ist folglich auch ein langsamerer Abbau der Streu zu erwarten.

Die während 12 Monaten durchgeföhrten Abbaubevoruche mit Streu der Magerwiese und der Brache haben obige These bestätigt. Die Brachestreu wird auf allen vier Standorten signifikant langsamer abgebaut. Überraschend hingegen ist, daß zwischen den Standorten nur geringfügige Unterschiede in der Abbaugeschwindigkeit der beiden Streutypen gemessen werden konnten. Die von GISI & OERTLI (1981) beobachteten mikrobiellen Veränderungen auf Brachen, die von ZINKERNAGEL (1983) für unsere Standorte bestätigt wurden,

scheinen sich also nicht auf den übers Jahr gemessenen Streuabbau auszuwirken. Der Unterschied in der Abbaugeschwindigkeit von Streu auf verschiedenen Standorten ist demnach eher bedingt durch die unterschiedliche Qualität der Streu an diesen Standorten. Es darf deshalb nicht von einer durch die Brachlegung verursachten Hemmung des Streuabbaus gesprochen werden. Kann eine solche Hemmung beobachtet werden, ist sie auf klimatische Faktoren, in mittleren Jurahöhenlagen wohl vorwiegend auf Trockenheit zurückzuführen. Die dichte, vor allem durch *Brachypodium pinnatum* gebildete Streudecke, kann im Gegenteil in trockenen Sommern das Abtrocknen des Bodens verhindern und die Abbaubedingungen im Vergleich mit anderen Standorten verbessern. SCHINNER (1978) bestätigt unsere Schlußfolgerung, daß auf Standorten vergleichbarer Klimabedingungen und ähnlicher Bodencharakteristik die Abbauraten der Streu wesentlich vom Streutyp abhängen.

Im Verlauf der 12 Monate dauernden Abbauversuche wurden durchschnittlich 54% der Brachenstreu und 61% der Magerwiesenstreu zersetzt. Dieser Gewichtsverlust in einem Jahr ist verglichen mit den Gewichtsverlusten einzelner Arten im Verlauf von nur 90 Tagen relativ gering. Dies röhrt daher, daß wir beim Abbauversuch verschiedener Pflanzenarten grünes, im August gesammeltes Pflanzenmaterial exponierten, während für den 12-monatigen Abbauversuch Streu im November gesammelt wurde. Der Proteingehalt dieses Materials ist deutlich tiefer im Vergleich zu Blattmaterial vom Sommer (1.1% N-Gehalt für Streu von *Brachypodium pinnatum* im Vergleich mit Blättern vom Sommer mit 1.7% N-Gehalt). Im November dürften außerdem bereits etliche Stoffe ausgewaschen und Abbauprozesse bereits im Gange sein. Berücksichtigt man, daß die Streu anfänglich schneller zersetzt wird und daß beträchtliche Mengen Streu auf der Magerwiese sehr früh anfallen, bedeuten obige Zahlen, daß auf der Magerwiese die Streu vom Vorjahr in der folgenden Vegetationsperiode nahezu abgebaut wird. In Brachen hingegen wird sicher Grasstreu und Stengelmateriel von Kräutern wegen des verzögerten Anfalls und des langsameren Abbaus in der folgenden Vegetationsperiode nicht vollständig zersetzt. Ende Oktober konnten auf der nordexponierten Brache immerhin noch 131 g/m² Streu vom Vorjahr und auf der südexponierten Brache 231 g/m² gemessen werden, während auf der Magerwiese zu diesem Zeitpunkt keine Streu vom Vorjahr gefunden werden kann. Eine kontinuierliche Akkumulation von Streu über Jahre hinweg findet auch auf den Brachen nicht statt; die Abbautätigkeit und der Streuanfall halten sich die Waage. Dem entspricht auch, daß nach GISI & OERTLI (1981) und auch durch

eigene Messungen keine signifikante Erhöhung der Gehalte an organischem Material im Boden nachgewiesen werden konnte.

Unsere Ergebnisse machen deutlich, daß der Gewichtsverlust und die Zersetzung der Streu in den ersten Wochen nach ihrem Anfall am raschesten ist. Interessanterweise zeigen sich nun gerade für diese erste Phase des Abbaus Unterschiede zwischen den Standorten. Auf den Magerwiesen wird die Magerwiesenstreu im Vergleich mit der Brachestreu anfänglich auffällig rascher zersetzt, während ein ähnlich deutlicher Unterschied an den Brachestandorten nicht auftritt. Dieses Phänomen deutet darauf hin, daß in den Brachen das Potential für eine rasche Besiedlung und damit Zersetzung leicht abbaubarer Substanzen wie löslicher Kohlehydrate, Aminosäuren und Proteine geringer ist als in den Magerwiesen. Die bereits erwähnten mikroklimatischen Veränderungen auf Brachen könnten dafür eine Erklärung sein. In Magerwiesen wäre demnach ein rascherer Umsatz der Nährstoffe möglich als in Brachen. Die Streu fällt in mageren Wiesen teilweise schon so früh an, daß eine "haushälterische", mehrmalige Verwendung desselben Nährstoffpools in einer Vegetationsperiode denkbar ist. Dies erscheint als eine auf die Mangelsituation magerer Mähwiesen angepaßte Reaktion des Systems. Auf Brachen ist ein mehrmaliger Umsatz der Nährstoffe wegen der Verzögerung des Streuanfalls nicht möglich. Insofern als die schon im Herbst freigesetzten Nährstoffe nicht durch Zersetzer-Organismen immobilisiert werden, ist hier die Gefahr einer Auswaschung von Nährstoffen aus der Streu und ihr Verlust durch Sickerwasser besonders auf sauren Standorten bedeutend größer. Der Rückzug von Nährstoffen in unterirdische Speicherorgane, wie ihn WAGNER (1972, zitiert in ELLENBERG 1982) für *Brachypodium pinnatum* nachgewiesen hat, ist demnach auch als Schutz vor Nährstoffverlusten anzusehen. Weitere Untersuchungen, im speziellen auch Inhaltsanalysen der Streu, sollen die hier gemachten Hypothesen erhärten.

6. DANK

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Projekts Nr. 3.736 - 0.80 des Schweizerischen Nationalfonds mit dem Titel "Oekologische Untersuchungen zur Dynamik landwirtschaftlicher Brachen" durchgeführt. Sie ist Bestandteil der Dissertationarbeit von J. Stöcklin. Dem Nationalfonds sei an dieser Stelle für seine finanzielle Unterstützung gedankt.

7. ZUSAMMENFASSUNG

Die oberirdische Biomasse und der Streuanfall auf einer nordexponierten Brache (*Colchico-Brachypodium-trifolietosum medii*), einer südexponierten Brache (*Origanoo-Brachypodietum*) und einer südexponierten Magerwiese (*Teucrio-Mesobrometum*) in der unteren montanen Stufe des Schweizer Jura wurden gemessen und in Streuabbauversuchen der Gewichtsverlust verschiedener Pflanzenarten bestimmt. Auf den drei Standorten und zusätzlich auf einer nordexponierten Magerwiese (*Colchico-Mesobrometum*) wurde die Abbaugeschwindigkeit von Brachen- und Magerwiesenstreu miteinander verglichen.

Die Brachlegung magerer Mähwiesen bewirkt eine Zunahme der oberirdischen Nettoprimärproduktion von ca. 35-40%. Auf Brachen muß im Vergleich mit mageren Mähwiesen mit einem ca. drei mal größeren Anfall von oberirdischem totem Pflanzenmaterial gerechnet werden. Die Akkumulation einer dicken Streuschicht auf Brachen wird zusätzlich begünstigt durch die Verschiebung des Artenspektrums von leicht abbaubaren Leguminosen und anderen Kräutern in Magerwiesen zu Gräsern mit hohem Zellulose- und Ligningehalt in Brachen. Außerdem bewirkt die verzögerte Vegetationsentwicklung auf Brachen auch eine Verspätung des Streufalls aufs Ende der Vegetationsperiode hin. Auf allen vier Standorten wurde die Magerwiesenstreu deutlich schneller abgebaut als die Brachenstreu. Vergleicht man hingegen die Abbaugeschwindigkeit desselben Streutyps auf den verschiedenen Standorten, so können nur geringfügige Unterschiede gefunden werden. Die Ergebnisse legen nahe, daß in Magerwiesen das Potential für eine rasche Besiedlung der Streu durch Mikroorganismen größer ist und folglich leicht abbaubare Substanzen rascher zersetzt werden als in Brachen.

8. LITERATUR

- CHAPMAN, S.B., 1976: Production ecology and nutrient budgets. In: *Methods in plant ecology*, ed. S.B. Chapman. Oxford (Blackwell Sci. Publ.): 157-228.
- ELLENBERG, H., 1982: *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht*. 3. Aufl., Stuttgart (Ulmer): 989 S.
- GISI, U., OERTLI, J.J., 1981a-d: Oekologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen I. Physikalisch-chemische Veränderungen im Boden. *Oecol. Plant.* 16: 7-21; II. Veränderungen in der ober- und unterirdischen Pflanzenmasse. *Oecol. Plant.* 16: 79-86; III. Mikrobiologische Veränderungen im Boden. *Oecol. Plant.* 16: 165-175; IV. Veränderungen im Mikroklima. *Oecol. Plant.* 16: 233-249.
- KIENZLE, U., 1979: *Sukzessionen in brachliegenden Magerwiesen des Jura und des Napfgebietes*. Diss. Univ. Basel: 104 S.
- MASON, C.C., 1976: *Decomposition. Studies in Biology* no. 74. Southampton (Camelot Press Ltd.): 58 S.
- MILNER, C., HUGHES, R.E., 1968: *Methods for the measurement of the primary production of grassland*. IPB Handbook no. 6. Edinburgh, Oxford (Blackwell Sci. Publ.): 70 S.
- SCHIEFER, J., 1981: *Bracheversuche in Baden-Württemberg*. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege in Baden-Württemberg, Beih. 22, Karlsruhe: 328 S.
- SCHINNER, F., 1968: *Streuabbauuntersuchungen in der Almregion der oberen subalpinen Stufe*. In: *Oekol. Analyse von Almflächen im Gasteiner Tal*. Bd. 2, Innsbruck: 251-258.
- SURBER, E., AMIET, R., KOBERT, H., 1973: Das Brachlandproblem in der Schweiz. *Ber. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswesen* 112: 138 S.
- SWIFT, M.J., HEAL, O.W., ANDERSON, J.M., 1979: *Decomposition in Terrestrial Ecosystems. Studies in Ecology* Vol. 5. Oxford (Blackwell Sci. Publ.): 372 S.
- ZINKERNAGEL, C., 1983: *Einfluß der Brachlegung von Kulturwiesen auf Größe und Zusammensetzung der Boden-Mikroorganismen-Populationen*. Dipl. arb. Univ. Basel: 18 S.

Anschrift der Verfasser:

Jürg Stöcklin
Botanisches Institut
Universität Basel
Schönbeinstr. 6
CH-4056 Basel

Ulrich Gisi
Botanisches Institut
Universität Basel
Schönbeinstr. 6
CH-4056 Basel

SCHREIBER, Karl-Friedrich (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984.* Paderborn: Ferdinand Schöningh 1985, S. 111–153 (Münstersche Geographische Arbeiten 20)

Vegetations - und Stoffdynamik in Grünlandbrachen – 10 Jahre Bracheversuche in Baden - Württemberg *

Karl - Friedrich Schreiber und Jochen Schiefer †

KEYWORDS

Succession, fallow grassland, vegetation dynamics, "Saum" (skirt)-communities, grassland-communities, life forms, phaenology, above ground production, below ground production, organic matter, mulch cover, litter accumulation, litter decomposition, nutrient turn-over, biological activity, impoverishment.

SUMMARY

In the abandoned farmland-experiments conducted since 1975 considerable changes have occurred in parts. A short overview is given in table 3. Important basic characteristics of vegetational and substantial dynamics are mentioned briefly.

1. Succession parcels

Development of stands in sites of rich nutrient to nitrophile tall herb and skirt communities; moderately nutritional sites in ± fresh to moist areas tend to stable *Arrhenatherion*-communities; dry, nutritionally poor sites either tend to stable communities of mesoxerophytic meadows poor in characteristic species, or produce helio-thermophile skirt-communities of *Trifolion midii*; on very moist to wet sites development goes to tall-herb communities.

Decrease of diversity is partly considerable, occasionally after preliminary increase; under a con-

tinuous litter cover, even existing at high turn-over rates, tall-growing hemicryptophytes and rhizom-plants prove to be able to compete and to dominate, while stolon- and rosette-hemicryptophytes are suppressed strongly.

Decrease of vegetational period of the succession stands, later beginning of flowering, less colourful, predominantly white coloured flowers.

Reduction of litter cover considerably decelerated in comparison to parcels with resting cut of mulching twice a year.

A colourful, probably varying mosaic of different species dominances develops, which changes over the years; investigation areas loose their uniformity; permanent plots are no longer representative for the areas, which they were intentionally supposed to indicate.

Often macro-nutrients and organic substances increase in the soils unless there is already a high level of organic matter; no decrease of pH-values, more an increase, tendencies which indicate an improvement of the nutritional balance, often a low number of earth-worms, considerably lower than in mulch-parcels.

Numerous ant-hills, increasing with time of succession in moderately fresh to dry sites.

2. Parcels "mulching twice a year"

Development of stand to more typical communities of *Mesobromion* in dry sites, to *Arrhenatherion*-communities in fresh and damp sites by increase of characteristic and differential species.

* In Erinnerung an meinen früheren Mitarbeiter und Doktoranden Dr. Jochen Schiefer, der sich von der Staatl. Versuchsanstalt für Grünlandwirtschaft in Aulendorf aus sehr intensiv mit den Versuchen befaßte und im Mai 1984 durch einen tragischen Unfall ums Leben kam.

Increase of species connected with above-mentioned development; often increase of rosette- and stolon-hemicryptophytes, often weak promotion of low-growing rhizom-hemicryptophytes.

Prolongation of vegetational period, earlier optimum of flowering than at succession plots, colourful flowering aspects; more uniform stands than succession plots; partly increase of indicators of low level of nutrients.

Litter reduction so far considerable faster with only few amounts of remaining litter in the subsequent spring.

General decrease of microbiological activities of soils, lower nitrogen mineralization than in succession plots; causes partly to be found in soil compaction; however, considerably higher earthworm-abundances; probably a tendency to increase the amounts of remaining litter of previous year in spring because of decreasing biological activity.

Normally a lower increase of macro-nutrients in soil; partly a tendency of decreasing organic matter, partly - at a lower level - a tendency of increasing organic substances.

The assumption of impoverishment will be discussed; probably caused by nutrient losses at the partly strong litter mineralization and at the same time lower biomass of fine-roots; observation of lightness of green matter can be explained as N-deficiency; increase of indicators for a low level of nutrients.

3. General statements

In some areas strong gamebite respectively infestation of *Vaccinium myrtillus* with scale, evoking considerable influence of composition of species of stands concerned.

Accumulation of litter in high altitudes (short vegetation-period), on dry and very wet sites; speed of decrease depends on higher proportion of herbs and lower proportion of grass in the litter; this normally implies higher nutrient and raw-protein proportions in the group of herbs.

Root-phytomass considerably higher than above ground phytomass, strong seasonality with summer-maximum in increase of root-mass; for autumn in all succession stands probably considerable shift of N, P, K into basal shoot areas (wintering parts of shoot of hemicryptophytes), not proveable in roots.

Strong local dominance of species demand a combination of plant-relevées and -mapping particularly on succession parcels in order to record shifts, occurring annually or at greater intervals; probably application of photo-documentation, aerial photography, captive balloon is useful.

1. EINLEITUNG

Bis etwa zur Mitte der 70er Jahre erreichte der Anteil an nicht mehr bewirtschafteter landwirtschaftlicher Nutzfläche in Baden-Württemberg seinen höchsten Stand mit ca. 50 000 ha Brachland. 1982 umfaßte die Brachfläche immerhin noch über 37 000 ha (Statist. Landesamt Baden-Württemberg 1984). Um Fragen nach der Geschwindigkeit und Richtung der Vegetationsentwicklung, der Veränderung von Standorten durch das Brachfallen und nach sinnvollen Pflegemaßnahmen von Brachflächen zur Einbindung in die bäuerliche Kulturlandschaft beantworten zu können, begannen wir mit Unterstützung des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt, Baden-Württemberg, 1973 mit den Vorarbeiten zu einem Versuchsprogramm, das die Grundlage für die im Frühjahr 1975 begonnenen Bracheversuche bildete.

2. VERSUCHSPROGRAMM, VERSUCHSDURCHFÜHRUNG

Das ursprüngliche Versuchsprogramm (SCHREIBER 1977) ist im Laufe der Jahre durch einige weitere Varianten extensiver Bewirtschaftung von Brachflächen ergänzt worden, die sich bei Auswertung von Zwischenergebnissen als notwendig und sinnvoll erwiesen haben:

1. Natürliche Sukzession, bei der die Flächen sich selbst überlassen bleiben.
 - 1.1. ohne jeden menschlichen Eingriff
 - 1.2. gesteuert, d.h. beispielsweise gezielte Entfernung oder Begünstigung einzelner Arten in bestimmten Entwicklungsphasen der natürlichen Sukzession (bisher nur in einigen Anlagen durch Bekämpfung von Gebüsch- und Baumwuchs)
 - 1.3. unter Ausschaltung intensiveren Einflusses durch Wild (nur noch eine Versuchsanlage)

2. Extensive Weidenutzung

- 2.1. durch Rinder
- 2.2. durch Schafe
- 2.3. durch Ziegen

Tab. 1: Die Brachland-Versuchsflächen in Baden-Württemberg, Lageangaben, wichtige Standortsbedingungen und Ausgangsvegetation

Nr.	Versuchsfläche	Gemeinde	Landschaft	Höhe ü. NN ± NN	Jahres- mittel- temp. °C	Nieder- schläge ± mm	Geologie	vorberrsch. Böden	vorherrsch. Ausgangs- vegetation
Parzellenversuche I, mit ± vollständigem Versuchsprogramm									
1	Oberstetten	Nieder- stetten	Taubergebiet	380	8,5-9	700	ob. Muschel- kalk (mo)	kalkhal- tige Ter- ra fusca	Salbei-Glat- thaferwiesen
2	St. Johann	Eningen	mittl. Kuppenalb	760	6-6,5	1000	Weißjura (w 6)	Braunerde- Rendzina	Weide-Halb- trockenrasen
3	Hart	Rangen- dingen	südwestl. Keu- perstufenrand	460	7,5-8	750	Gipskeuper (km 1)	Pelosole	Wiesen-Halbtrok- kenrasen, Klee- Odermennig-Saum
4	Ettenheimünster Neuberg (bis 1977) Ostbach (ab 1976)	Etten- heim	westl. mittl. Schwarzwald	250 290	8-8,5	900	mittl. Bunt- sandstein (sm)	Braunerde- Pseudogley	feuchte, typ. Glatthaferwiesen
5	Bernau	Bernau	südl. Hoch- schwarzwald	1100	5,5-6	1800	mittl. Bunt- sandstein (sm)	Braunerden	Flügelginst- weiden
Parzellenversuche II, mit reduziertem Programm									
6	Hepsisau	Weilheim	mittlerer Albtrauf	560	7,5-8	900	ob. Braunjura (b γ + ε) + Kalkschutt	kalkhal- tiger Pe- risol	montan getönte typische Glat- thaferwiesen
7	Melchingen	Burla- dingen	mittlere Kuppenalb	810	5,5-6	900	Weißjura (w 6)	Terra fusca, Rendzina	montane (Salbei-) Glatthaferwiesen
8	Hochstetten	Liedols- heim	nördl. Ober- rhenniederation	100	8,5-9	700	Auensed- amente (a)	Ammorgley	Kohldistel-Glat- thaferwiesen
9	Fischweiher	Karlsbad	Albtal, Nordschwarzwald	220	8-8,5	950	Auensed- amente (a)	Gleye u. Niedermoor	Sumpfdotterblumen- wiese, Großseg- genried
10	Plättig	Baden- Baden	Nordschwarzwald	740	6-6,5	1900	Granite (G)	Hang-An- moorgleye	Kälberkropf-Quell- staudenflur
Großflächenversuche									
11	Schopfloch	Schopf- loch	mittlere Kuppenalb	730	6,5-7	1000	Weißjura (w 6)	Terra fusca	Rotschwingel- weiden
12	Schönau	Schönau	südlicher Schwarzwald	730	6,5-7	1600	Granite (G)	Braunerden	montane Glat- thaferwiesen
13	Fröhnd	Fröhnd	südlicher Schwarzwald	840	5,5-6	1800	Gneise (gn)	Braunerden	Flügelginst- weiden, Ginsterheiden
14	Mambach	Mambach	südwestl. Schwarzwald	550	7,5-8	1400	Granite (G)	Braunerden	Rotschwingel- weiden
15	Todtnoos	Todtnoos	südl. Hoch- schwarzwald	1060	5,5-6	1800	Gneise (gn)	Braunerden	Flügelginst- weiden

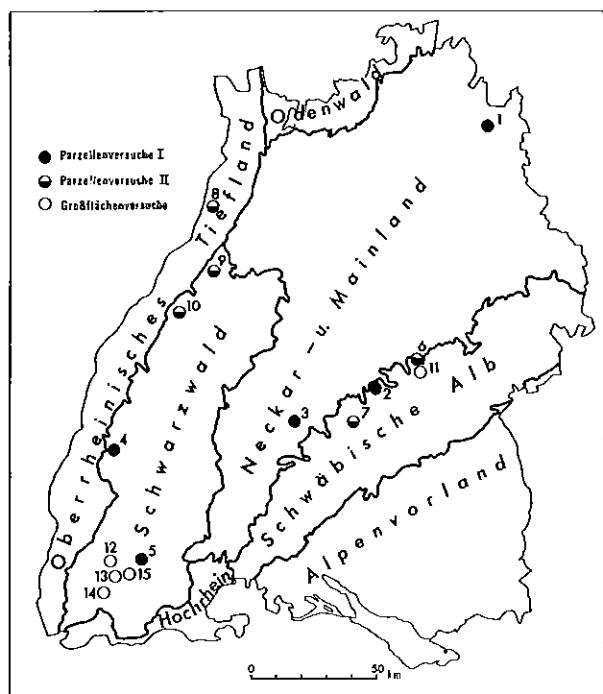


Abb. 1: Übersicht über die Lage der Brachland-Versuche in Baden-Württemberg. Tab. 2 gibt Auskunft über den jeweiligen Fächer an Versuchsvarianten.

3. Mulchen

- 3.1. einmal im Jahr zum Zeitpunkt des ersten Heuschnitts (Anfang bis Mitte Juni)
- 3.2. einmal im Jahr } zum Zeitpunkt des Ver-
- 3.3. jedes zweite Jahr } gilbens der Gräser
- 3.4. jedes dritte Jahr } (= zweiter Heuschnitt in der Regel Anfang August)
- 3.5. einmal im Jahr (3.2.) mit Entnahme der abgernteten Phytomasse

- 4. Kontrolliertes Brennen, mit dem Ziel einer möglichst vollständigen Beseitigung aller abgestorbenen, stehenden Halme und Stengel sowie einem schonenden, nur teilweise Abbrennen der Streuauflage
- 4.1. jedes Jahr
- 4.2. jedes zweite Jahr } außerhalb der Vegetationsperiode Spätherbst/Winteranfang oder Spätwinter

5. Chemische Behandlungsmaßnahmen

- 5.1. Herbizidanwendung, nur gezielt zur Verhinderung der Verbuschung und zur Einzelbuschbekämpfung (vgl. 1.2.)
- 5.2. Wuchshemmer (nur in einer Versuchsanlage)

Tab. 2: Übersicht über die Versuchsvarianten in den Brache-Versuchsanlagen (in Ettenheim-Münster und Bernau noch einige hier nicht aufgeführte Kombinationen)

Behandlungsmaßnahmen	Parzellenversuche I					Parzellenversuche II					Großflächenversuche				
	1. Oberstetten	2. St.-Johann	3. Rangendingen-Hart	4. Ettenheim-Münster	5. Bernau-Innenlehen	6. Heppisau	7. Melchingen	8. Hochstetten*	9. Fischweiler	10. Baden-Baden-Plättig	11. Schopfloch	12. Schönau	13. Fröhnd	14. Manbach	15. Todtnau
1. Natürliche Sukzession															
1.1. ungestört	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
1.2. gesteuert	x	.	(x)	(x)	(x)	x	(x)
1.3. ohne Wildkonkurrenz	x	.	x
2. Extensive Weidenutzung															
2.1. durch Rinder	x	.	:	x	.	x
2.2. durch Schafe	.	x	.	.	.	x	x	x	.	.	.
2.3. durch Ziegen	(x)	.	x	.
3. Mulchen															
3.1. einmal im Jahr, Juni	.	x	x	x	x	.					
3.2. einmal im Jahr, August	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
3.3. jedes 2. Jahr, August	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	.				
3.4. jedes 3. Jahr, August	x	x	x	x	x					
3.5. wie 3.2. + Entnahme	.	x	.	x	x						
4. Kontrolliertes Brennen															
4.1. jedes Jahr	x	x	x	x	x	.	.	.	x	.					
4.2. jedes 2. Jahr	x	x	x	x	x	.	.	.	x	.					
5. Chemische Behandlung															
5.1. Herbizide	x	.	x					
5.2. Wuchshemmer	.	.	.	x					
6. Mulchen 2xjährlich															
6.1. ohne Entnahme	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

* seit 1982 ausgeschieden

6. Mulchen zweimal jährlich als Bezugsparzelle und zum Vergleich mit jüngeren und älteren Grünlanduntersuchungen

6.1. ohne Entnahme von Phytomasse (in allen Parzellenversuchen)

In den Zentren der damaligen Verbrachung (vgl. Abb. 1) standen 15 Versuchsflächen zur Verfügung, von denen je 5 entweder als Parzellenversuche mit ± vollständigem Versuchsprogramm (I) oder - bei kleineren Versuchsflächen - mit reduziertem Maßnahmenkatalog (II) betrieben wurden. Die Versuchsparzellen wurden aus Gründen der Praktikabilität mit einer Mindestgröße von 200m² - meist jedoch erheblich größer - ohne Wiederholung streifenförmig nebeneinander angelegt. Die restlichen 5 Versuchsflächen auf der Schwäb. Alb und im Hochschwarzwald dienten als sog. Großflächenversuche, in denen auf mehreren ha großen Flächen extensive Weidebestoßung durch Rinder, Schafe oder Ziegen im Vergleich zu kleineren eingezäunten Sukzessionsflächen studiert werden sollten.

Über die unterschiedlichen Standortsbedingungen der einzelnen Versuchsflächen gibt Tab. 1 Auskunft. Mit ihnen sind die meisten Standorte und die wichtigsten

ökologischen Gradienten eingefangen - z. B. trocken → naß, kalk- bzw. basenreich → kalk- bzw. basenarm, flachgründig → tiefgründig, warm → kalt, niederschlagsarm → niederschlagsreich -, unter denen Brachflächen mit unterschiedlichen Pflanzengesellschaften bzw. -gemeinschaften in Baden-Württemberg vorkommen.

Die technische Versuchsdurchführung ist von den wissenschaftlichen Untersuchungen getrennt worden. Nur mit Hilfe der dem Ministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Umwelt nachgeordneten Behörden in Regierungspräsidien, Landwirtschaftsämtern und Weideinspektionen mit ihren im Feldversuchswesen erfahrenen Mitarbeitern war es ohne Aufbau einer eigenen Organisation möglich, die saisonal anfallenden Arbeiten mit Fachkräften durchzuführen: Mulchen zu verschiedenen Zeitpunkten; Kontrolliertes Brennen (nach Einweisung durch uns); routinemäßige Ertragsfeststellungen; Einzäunung; Zaunreparaturen etc.. Die Flächen befinden sich im öffentlichen Eigentum (u.a. Kommunen, Land) und sind, soweit erforderlich, langfristig angepachtet.

Eine Übersicht über die in den einzelnen Bracheversuchen eingerichteten Versuchsvarianten gibt Tab. 2.

Angaben über die Standorts- und Vegetationskartierungen zu Beginn der Versuchsanstellung, ihre jeweilige Vorgeschichte sowie Lageskizzen der einzelnen Versuchsflächen sind der Dissertation von SCHIEFER (1981a) zu entnehmen, die zugleich eine Zwischenbilanz über die ersten 4 Versuchsjahre mit ihren zum Teil sehr lebhaften Veränderungen aufstellt. Weitere Informationen finden sich bei SCHIEFER (1981a, b, 1982a, b, 1983a, b), SCHREIBER (1977, 1980a, b, 1981) und BROLL & SCHREIBER (1985).

3. VEGETATIONSDYNAMIK

Schon 4 Jahre nach Versuchsbeginn hatte sich in zahlreichen Parzellen der Versuchsanlagen eine deutliche Bestandsumschichtung vollzogen (SCHIEFER 1981a). Viele der damals bereits erkennbaren Trends haben sich inzwischen bei anhaltender Art der Bewirtschaftung verstärkt oder in Dauerstadien manifestiert.

Das zweimalige Mulchen im Jahr - stellvertretend für die frühere Wiesennutzung, aber ohne Herausnahme der gemulchten Phytomasse aus der Fläche - hat den Bestand der aus der Grünlandsoziologie bekannten Charakter- und Differenzialarten überall dort erhöht, wo er auf Grund extensiverer Bewirtschaftung vor der Versuchsanstellung zurückgegangen war. Je nach den Standortsverhältnissen sind die primär wasserhaus- hältlich abgestuften Gesellschaften der Glatthaferwiesen (*Arrhenatherion*) (z. B. Oberstetten, Ettenheim-Münster, Hepsisau, Melchingen u.a.) typischer geworden, Störungszeiger i.W.S. haben abgenommen. In gleichem Sinne ist die Entwicklung der Mesobrometen durch eine Abnahme der Arten der *Molinio-Arrhenatheretea* sowie eine Zunahme typischer Charakterarten gekennzeichnet (insbesondere Rangendingen-Hart, St.-Johann).

Hier sollen allerdings in erster Linie die wichtigsten Entwicklungstendenzen der Sukzessionsparzellen

Tab. 3: Vegetations- und Stoffdynamik von Sukzessionsparzellen auf verschiedenen Standorten in den Jahren 1975 bis 1983/84

Versuchsflächen 1)	Hepsisau Dauerquadrate (DQ)	Hochstetten DQ 1,5	Schopfloch DQ 6	Ettenheim- Münster DQ 1,2	Hochstetten DQ 5,6	Rangendingen DQ 3	Melchingen DQ 11	Schopfloch DQ 6	St.-Johann DQ 3
Sukzessionsrichtung									
Pflanzengesellschaften bei Versuchsbeginn 1975 (1976)	Alchemillo-Cynosuretum typicum (Alch.-Arrh.-typ.)	Angelico-Cirsietum oleacei	Alch.-Cynosuretum typicum	Dauco-Arrhenatheretum	Dauco-Arrhenatheretum cirsietosum	Mesobrometum arrhenatheretum brometosum	Alch.-Arrhenatheretum brometosum	Alch. Cynosuretum plantaginetosum	Gentiano-Koelerietum (Gentiana vernae-Brometum)
▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼
1978	Alchemillo-Arrhenatheretum typ.	Angelico-Cirsietum oleacei	Geranio-Tri-setetum typicum	Dauco-Arrhenatheretum typicum	Dauco-Arrhenatheretum cirsietosum olacei	Mesobrometum arrh.(fernali-naphase)	Brachypodium-Gallium verum-Stadium	Alch.-Arrhenatheretum brometosum	Gentiano-Koelerietum
▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼
1983/84	Galium aparinum-Heracleum spondylium-Stadium	Galium aparinum-Cirsium oleraceum-Stadium	Galium album-Geranium sylvaticum-Stadium	Arrhenatherum-Veronica chamaedrys-Stadium	Galium album-Poa pratensis-Stadium	Trifolium medium-Brachypodium pinnae-Stadium	Trifolium medium-Brachypodium pinnae-Stadium	Poa pratensis-Festuca rubra-Agrimonia eupatoria-Stad.	Gentiano vernae-Brometum
▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼
vermutliche Weiterentwicklung in Richtung:	Glechometalia-Stadien Stadien nitrophiler Saumgesellschaften	Arrhenatherion-Stadien arten- u. kennartenarme Glatthaferwiesen	Trifolion medii-Stadien Stadien licht- u. wärmeliebender Saumgesellschaften	Trifolion medii-Stadien Stadien licht- u. wärmeliebender Saumgesellschaften	Trifolion medii-Stadien Stadien licht- u. wärmeliebender Saumgesellschaften	Mesobromion/Trifolion medii-Dauerstadien			
Verbuschungsgeschwindigkeit von 1975-1984	rel. schnell bis mäßig			sehr langsam			± langsam		sehr langsam
Artenbilanz	± ausgewichene 9-16			sehr starke Verluste 17-34			mäßige Verluste 7-32		ausgewichene 7
- Artenverluste	9-16			2-4			7-11		8
- Artengewinne									
Standortsbedingungen	% nährstoffreiche Standorte gut			mäßig nährstoffversorgte Standorte mäßig			nährstoffarme Standorte gering		nährstoffarme Standorte gering
- Nährstoffhaushalt									3
- Mineralstoffversorgung									± trocken
- Stickstoff-Zahl 2)	6			4-5			3		
- Ökol. Feuchtegrad	mäßig frisch bis frisch bis feucht			± frisch bis wechselseitig			mäßig trocken bis wechseltrocken		
- Wärmebedingungen 3)	mäßig bis sehr warm			mäßig warm bis kühl			mäßig warm bis kalt		mäßig kalt
Streuproduktion u. -umsatz	± groß 50-80			± mittelmäßig 30-60			mäßig bis gering 20-40		± gering 10-20
- Phytomasse, oberird. abentbar 10 ³ kg(dt)/ha	2:1 bis 4:1			0,4:1 bis 0,8:1			0,8:1 bis 1,1:1		0,7:1
- Verhältnis Kräuter/Le-guminosen: Gräser									
- Rohfasergehalte (vgl. Tab. 8)	relativ niedrig			relativ sehr hoch			relativ hoch		relativ hoch
- Streuenge bei Vegetationsbeginn 10 ³ kg (dt)/ha	35-50			ca. 40			ca. 25		ca. 20
- Streuenge bei Vegetationsbeginn in % Vorjahresertrag	50-70			80-100			60-140		70-170
- Geschwindigkeit der Streuzersetzung	sehr schnell			langsam (bis mittel)			langsam		sehr langsam
- Streudecke	zum Sommer stark ausdünnend bis fehlend			permanente Streudecke			permanente Streudecke, leichte Akkumulation		Streuakkumulation

1) Versuchsflächen vgl. Abb. 1, Tab. 1; Dauerquadrate vgl. SCHIEFER (1981a)

2) relative Wärmestufen nach Wuchsclimatikarte Baden-Württemberg (ELLENBERG 1956)

3) Stickstoff-Zahlen nach ELLENBERG (1979)

im Vergleich zu den zweimal jährlich gemulchten Bezugsparzellen dargestellt werden. Eine detaillierte Aufarbeitung aller Versuchsvarianten kann aus Platzgründen gar nicht erfolgen und ist an anderer Stelle in Vorbereitung.

3.1. ENTWICKLUNG DER SUKZESSIONSFÄCHEN

Zwei Ursachen sind vor allem für die generelle Richtung der vom Menschen ungestört verlaufenden Sukzession auf Grünlandbrachen in Südwestdeutschland zu nennen: Die Standortsbedingungen, insbesondere Wärme-, Wasser- und Nährstoffhaushalt, sowie die davon abhängige Mächtigkeit der Streuauflage und die Geschwindigkeit ihres Umsatzes (vgl. Tab. 3; SCHREIBER 1980a; SCHIEFER 1981a, b).

Nährstoffreiche, frische bis feuchte, typische Glatthaferwiesen-Standorte führen in einer fast stetig erscheinenden, im allgemeinen durchaus nicht besonders lebhaft verlaufenden Entwicklung zu krautreichen Pflanzenbeständen, die den nitrophilen Saum- und Staudengesellschaften der *Glechometalia* sowohl von der Artenzusammensetzung als auch von der Struktur her sehr nahe stehen (vgl. MÜLLER in OBERDORFER 1983). Ein Paradebeispiel dafür ist die auf Jura gehängeschutt mit vermutlich nährstoffreichem Hangzuschußwasser stehende Versuchsanlage in Hepsisau (vgl. Abb. 2), deren aus einer montanen Glatthaferwiese hervorgegangene Sukzessionsparzelle in den letzten Jahren von großenteils noch lockerstehenden, über 2 m hohen Eschen (*Fraxinus excelsior*) und Ahornbäumen (*Acer pseudoplatanus*) überwachsen wurde - bei des im übrigen Arten mit höheren Stickstoffansprüchen (N 7 nach ELLENBERG 1979). (Die unterschiedliche Einstufung des Ausgangsbestandes durch die Autoren ist eine Ermessensfrage. SCHIEFER (1981a) beurteilt ihn als *Alchemillo-Cynosuretum* typ., SCHREIBER (1977) hingegen als überweidete Form des *Alchemillo-Arrhenatheretum* typ., in das sich der Bestand nach Aussetzung extensiver herbstlicher Überweidung (und sehr starken Rückgang der Weidezeiger (vgl. SCHIEFER 1981a) bereits ein Jahr später wieder zurückentwickelte).

Auf nährstoffärmeren, aber sonst ähnlichen Standorten nimmt zwar die Artenzahl deutlich ab, aber es bleiben vermutlich auch als Dauerstadien recht grasreiche, wenig gekennzeichnete Glatthaferwiesen bestehen, deren Stoffumsätze relativ träge verlaufen. In diesem Zusammenhang kann auch die in Tab. 3 nicht aufgeführte Sukzessionsparzelle in Oberstetten genannt werden, die als mäßig frische bis mäßig trockene salbereiche Glatthaferwiese bisher eine ähnliche Entwicklung gezeigt hat.

Auf mäßig trockenen bis starker wechseltrockenen, in aller Regel zugleich auch nährstoffarmen Standorten, auf denen der Streuabbau über längere Zeit stagnieren und deshalb eine Akkumulation herbeiführen kann, zeichnet sich eine Entwicklung zu Beständen ab, die größere Ähnlichkeit mit thermophilen Saumgesellschaften des *Trifolian medii* haben; sie sind jedoch ihrer Lage nach keine echten Säume, da sie großflächig vorkommen und nicht in Waldrandstrukturen eingebunden sind. Die Artengarnitur entspricht jedoch den *Trifolian medii*-Säumen. Man wird sich hier wohl in Zukunft darüber einig werden müssen, ob man die Säume, wie eigentlich der Name besagt, als strukturengesättigte "Übergangsgesellschaften" mit ± steilen Standortsfaktorengradienten ansieht (vgl. MÜLLER in OBERDORFER 1978), oder mit den von der Artenzusammensetzung her gleichen Brachflächenstadien zusammenfassen will. Daß es sich hier um Dauergesellschaften handelt, die vermutlich mehrere Jahrzehnte in diesem Stadium verharren können, zeigen neben jüngeren Stadien die inzwischen etwa 20 Jahre alten Brache- und Sukzessionsflächen in Rangendingen-Hart (vgl. SCHIEFER 1981a). Eine Verbuschung erfolgt sehr träge und fast ausschließlich ornithochor von den in der Versuchsfläche verbliebenen, vergreisten Apfelbäumen aus.

Wieder eine andere Entwicklung haben bisher die auf flachgründigen Rendzinen und Braunerde-Rendzinen stehenden Halbtrockenrasen gezeigt. Dort, wo keine besonderen Maßnahmen - wie z. B. kontrolliertes Brennen - zur Anwendung kamen, sind die Mesobrometen in den vergangenen 10 Jahren auf der Sukzessionsparzelle ziemlich unverändert bestehen geblieben. Allerdings ist in den allerletzten Jahren auf kleinen Flecken eine allgemeine Zunahme und eine herdenförmige Ausbreitung und lokale Dominanz von *Brachypodium pinnatum* zu beobachten. Als Pyrophyt hat er die Brennparzelle ziemlich erobert; aber als Rhizom-Geophyt besitzt *Brachypodium* darüber hinaus ganz allgemein gute Durchsetzungseigenschaften. Es bleibt jedoch abzuwarten, ob die Fiederzwenke mit ihren Polykormonen eine beständige Dominanz in den Sukzessionsparzellen aufbauen kann oder, wie JAKUCS (1969) die Polykormon-Sukzession beschrieb, nach längerer Zeit der Vorherrschaft in neue Gefilde eindringt und auf den bisherigen Dominanzflächen kollabiert. Möglicherweise entwickeln sich aber die Bestände bei vermutlich auch weiterhin geringer Artenbewegung, die bislang als recht ausgeglichen gelten muß, langsam in Richtung der *Trifolian medii*-Säume.



Abb. 2: Erst in den letzten Jahren ist die starke Verjüngung von *Fraxinus excelsior* und *Acer pseudoplatanus* durch das Überwachsen der Oberschicht von Kräutern und Gräsern in der ungestörten Sukzessionsparzelle Hepsisau besonders ins Auge gefallen. Ursprünglich schien nur eine Eschengeneration aus der Zeit des Nutzungswechsels eine Rolle zu spielen (vgl. SCHREIBER 1980a). Aber viele unbeobachtet gebliebene Keimplinge sind inzwischen zu zwar noch weitständigen aber 2-5 m hohen Bäumen herangewachsen und haben auch strukturell an dem Bilde einer nitrophilen Saumgesellschaft mitgezeichnet.

Auf den sehr feuchten bis nassen Niedermoor-Standorten der Alb-Niederung in der Versuchsanlage Fischweiher - in Tab. 3 nicht mehr dargestellt! - haben sich in den bei Versuchsbeginn bereits vornehmlich als Mädesüß-Hochstaudenfluren existierenden Sukzessionsstadien auch in den folgenden 10 Jahren keine nennenswerten Veränderungen ergeben, wenngleich lokal durchaus auch Dominanzverschiebungen beobachtet werden konnten. Hier handelt es sich ebenfalls um ein Dauerstadium, ohne daß bisher heranwachsende Baum- oder Strauchkeimplinge bemerkt wurden, die eine mögliche Veränderung einleiten könnten.

Ein besonderes Problem bietet die inzwischen auf vielen Flächen auftretende, mosaikartige Dominanz unterschiedlicher Arten. Zu Beginn der Versuchsanstellung waren die einzelnen Parzellen hinsichtlich der Artenkombination und ihrer Verteilung noch relativ einheitlich zusammengesetzt. Inzwischen haben viele der besonders an die Bedingungen einer - wenn vielfach auch nicht mächtigen, aber (fast) ständig vorhandenen - Streudecke angepaßten Arten (vgl. SCHIEFER 1981a) an zahlreichen Stellen der einzelnen Versuchsparzellen mehr oder weniger große Herden gebildet. Die Neigung zur Polykormonbildung begünstigt diese Entwicklung.

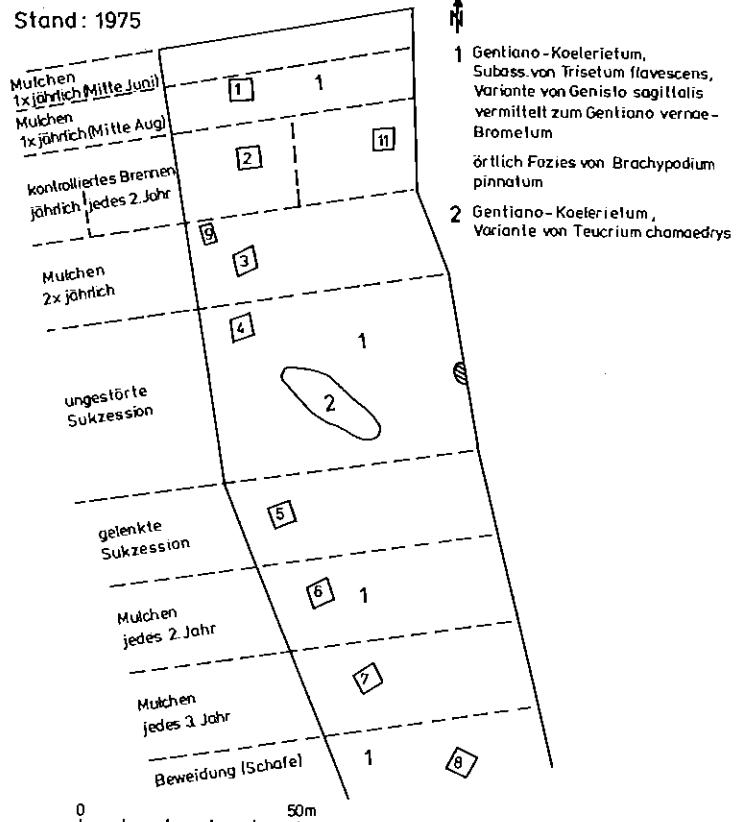
Ahnliches kann man bei Kleearten beobachten. Da in den Jahren zwischen 1975 und 1984 keine flächenhaft-

ten Kartierungen erfolgten, bleibt nur zu vermuten, daß sich auf gleichen Flächen im Laufe der Zeit deutliche Dominanzverschiebungen vollzogen haben, wie es z. B. KLAPP (1965) mit dem Kleezyklus beschrieben hat. Zumindest trifft dies für die Mittelklee-reichen Bestände der Versuchsflächen in Rangendifferenzen zu. In fast allen Dauerquadraten der Sukzessionsparzellen hat SCHIEFER bereits 1983 einen deutlichen Rückgang von *Trifolium medium* um etwa 20% beobachtet. So erreichte z. B. der Mittelklee im DQ 11 1980 einen Deckungsgrad von 75%, 1982 hingegen nur noch von 50%. Dieser Trend setzte sich fort; 1984 erzielte *Trifolium medium* nur noch einen Deckungsgrad von 10% (ungeachtet der Tatsache, daß die Schätzung nach dem Tode von Herrn Schiefer durch eine andere Person erfolgte, ist dieser starke Rückgang nicht durch einen Schätzfehler zu erklären!).

Das Auftreten von deutlichen Artendominanzen im Deckungsgrad sowie Verschiebungen bisheriger "Gleichgewichte" und damit auch der Konkurrenz und Standortsbedingungen für die davon betroffenen Arten zeigen nachdrücklich die Abb. 3 und 4. Ist es in St.-Johann (Abb. 3) in erster Linie das herdenförmige Ausbreiten von *Brachypodium pinnatum*, das ein buntes Mosaik auf ehemals ziemlich gleichförmig erscheinenden Flächen geschaffen hat - und wie die zweimal jährlich gemulchte oder die außerhalb befindliche Weideparzelle immer noch beschaffen

St. Johann

Stand: 1975



Stand: 1984

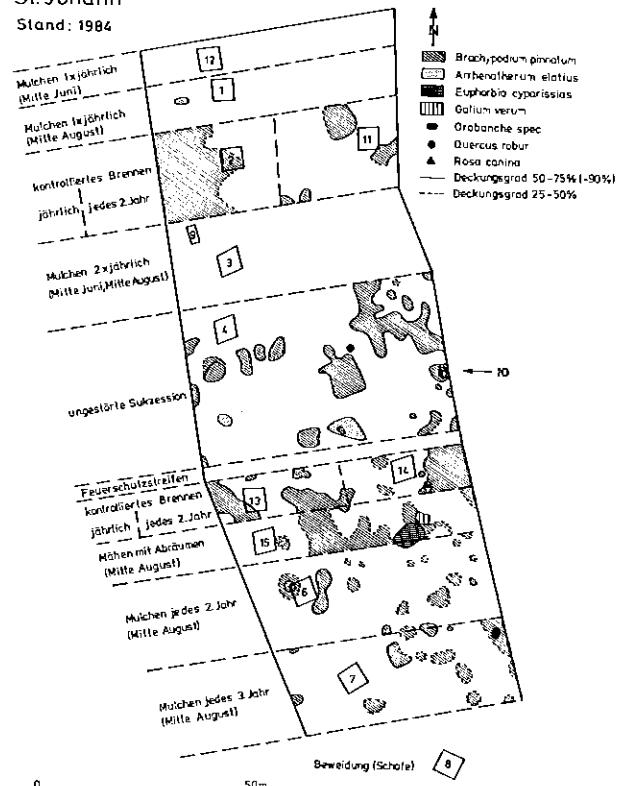


Abb. 3: Im Vergleich zu der Ausgangskartierung der gesamten relativ einheitlichen Versuchfläche in St.-Johann durch SCHIEFER (1981a) hat sich seit 1975 mit Ausnahme von "Mulchen 2x jährlich" sowie "Mulchen 1x jährlich im Juni" ein mehr oder weniger deutliches, teilweise fast flächendeckendes Mosaik unterschiedlicher Aspekte durch Herdenbildung und Dominanz weniger Arten ergeben. Einige der vor allem von *Brachypodium pinnatum* gebildeten Polykormone waren 1975 im Ansatz vorhanden (vgl. DQ 10 in der ungestörten Sukzessionsparzelle). Soweit keine Einzeichnungen vorgenommen worden sind, bezieht sich die Ausstattung der Parzelle auf die durch das jeweilige Dauerquadrat in den Pflanzenbestandsaufnahmen repräsentierten Artenzusammensetzung; alle Eintragungen sind Abweichungen der Dominanzverhältnisse davon. Es wird deutlich, daß einige der Dauerquadrate ihre Repräsentanz vor allem durch die Invasion von *Brachypodium pinnatum* zu verlieren beginnen.

sind -, so zeigt Abb. 4 besonders eindrucksvoll ein Problem, das die Interpretation von Entwicklungen nur aus der Veränderung von Pflanzenbestandsaufnahmen der Dauerquadrate (DQ) zweifelhaft erscheinen läßt, weil auf diese Weise nennenswerte Ausprägungen der jeweiligen Sukzessionsfläche verloren gehen. Im übrigen sind bestimmte Dauerquadrate durch die Invasion unterschiedlicher Arten von verschiedenen Seiten so uneinheitlich geworden, daß man sie zu diesem Zeitpunkt bestimmt nicht an der betreffenden Stelle ausgepflockt hätte. Starke Änderungen der Deckungsgrade innerhalb eines oder weniger Jahre sind die Folge (siehe oben). Daraus muß man die methodische Konsequenz ziehen, Brache- und Sukzessionsstudien künftig nicht nur mit Pflanzenbestandsaufnahmen zu belegen, sondern mit häufigen Kartierungen und/oder Fotodokumentationen, u.U. vom niedrig fliegenden Ballon aus, zu kombinieren.

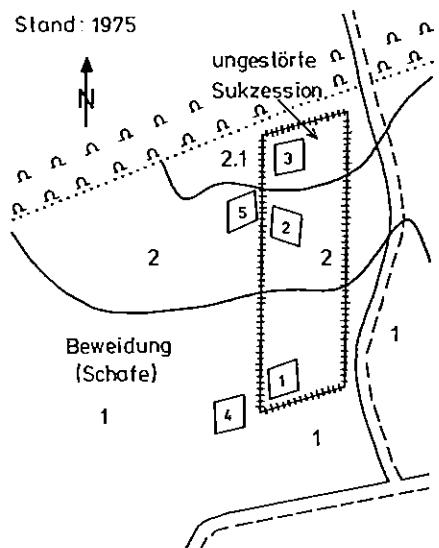
3.2. ARTENBEWEGUNG

Ohne hier auf das Kommen und Gehen verschiedener Arten oder Artengruppen im einzelnen eingehen zu können, soll in Ergänzung zu den Angaben zur Artenbilanz in Tab. 3 eine Übersicht über die Artenzahlentwicklung, Zunahmen und Verluste von Gefäßpflanzen der Parzellen mit den beiden wichtigsten Behandlungsmaßnahmen, nämlich Mulchen 2x jährlich und ungestörte Sukzession, in allen Versuchsanlagen gegeben werden (Tab. 4).

Generell kann man sagen, daß alle 2x jährlich gemulchten Parzellen eine fast stetige Artenzunahme zu verzeichnen haben (95% aller Dauerquadrate in den Parzellen "2x jährlich Mulchen"); auf den nährstoffärmeren, ± frischen bis trockenen Standorten (vgl. Tab. 4; Anhangstab. 1-3) sind die Zugänge teilweise

Schopfloch

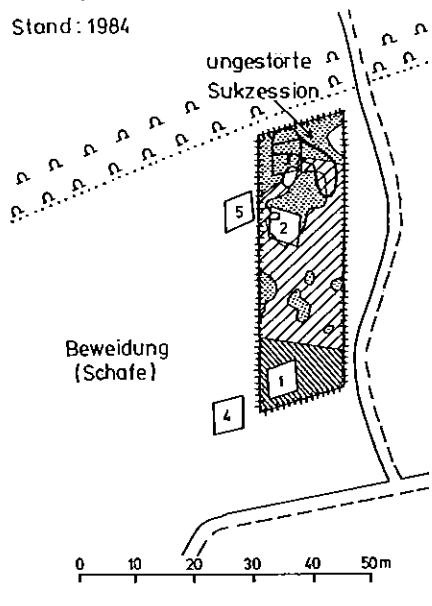
Stand: 1975



- 1 Alchemillo-Cynosuretum typicum
- 2 Alchemillo-Cynosuretum plantaginetosum
- 2.1 Fazies von Euphorbia cyparissias

Schopfloch

Stand: 1984



- ||||| Zoon Weg, Pfad
- ΩΩΩ Wald
- ▨▨▨ Geranium sylvaticum - Galium mollugo-Dominanz
- ▨▨▨ Galium album-Dominanz
- ▨▨▨ Galium verum
- ▨▨▨ Gramineen-Dominanz
(Festuca rubra, Poa pratensis, Agrostis tenuis)
- ▨▨▨ Hypericum perforatum

bemerkenswert hoch, die Gesamtartenzahlen erreichen Größenordnungen, wie wir sie aus der Zeit extensiver Grünlandnutzung der 50er und 60er Jahre her kennen (vgl. SCHREIBER 1962). Vielfach sind es Arten der Wirtschaftswiesen, die, wie bereits eingangs betont, im Verbands- und Gesellschaftsniveau die Glatthaferwiesen charakterisieren (Anhangstab. 4, 5); hingegen scheint das zweimalige Mulchen jährlich bei den Halbtrockenrasen von St.-Johann und Rangending-Hart einen Rückgang dieser Artengruppe zu bewirken, während Kenn- und Trennarten der Mesobrometen zugenommen haben (Anhangstab. 2, 3).

Eine gegenläufige Entwicklung verzeichnen die Sukzessionsparzellen (Tab. 4). Insbesondere St.-Johann und Schopfloch sowie Mambach und Todtmoos wiesen ganz bemerkenswerte Verluste auf, obgleich jeweils nur die beiden ersten und die beiden letzten durch standörtliche und gesellschaftliche Gemeinsamkeiten miteinander verbunden sind (vgl. Tab. 1). Aber auch fast alle übrigen Sukzessionsparzellen fallen, unter Umständen nach einer kurzfristigen Artenzunahme, schließlich nach 10 Jahren durch mehr oder weniger deutliche Verluste auf. Ca. 75% aller 46 untersuchten Dauerquadrate in ungestörten oder (meist un)gelebten Sukzessionsparzellen haben Arteneinbußen erlitten. Eine Brache führt wohl zwangsläufig mit zunehmendem Alter zu einer Artenverarmung (vgl. Anhangstab. 1-5).

Lediglich die Sukzessionsparzellen an ehemaligen Rebhängen in Oberstetten (Anhangstab. 1) bilden bis heute eine Ausnahme; sie zeichnen sich fast durchgängig durch starke Zunahmen aus, die im jeweils letzten Jahr der Bestandsaufnahme die höchsten Werte erreichen. Vermutlich darf man auch heute noch die von SCHIEFER (1981a) ausführlicher beschriebenen Einflüsse der beiden Trockenperioden von 1975 und besonders 1976 dafür verantwortlich machen, nach denen auf vielen sehr lückig gewordenen Flächen mit Artenzahlen um 20 und maximalen Deckungsgraden um 60-70% erst wieder geschlossene Bestände aufgebaut werden mußten. Keine der übrigen Versuchsanlagen war durch die anhaltende Dürre von 1976 derart in Mitleidenschaft gezogen worden. - Die Sukzessionsparzelle auf der am Fuße der ehemaligen Rebhänge entstandenen Ackerbrache (DQ 11; vgl. SCHIEFER 1981a) ist in Tab. 4 nicht aufgeführt worden. - Es ist aber damit zu rechnen, daß auch in Oberstetten die Artenzahlen in den Sukzessionsparzellen in den nächsten Jahren einen Rückgang verzeichnen werden, wenn die Folgen dieser ungewöhnlichen Dürre "ausgewachsen" sind.

Abb. 4: Die eingezäunte Sukzessionsparzelle in Schopfloch ist mit ihren Dauerquadraten 2 und 3 ein beredtes Zeugnis für den Aspektwandel und die Probleme ihrer Repräsentanz für die jeweils standörtlich-vegetationskundlich abgegrenzten Flächen nach der Kartierung von 1974. Ehemals waren sie nach den Kriterien von Einheitlichkeit und Repräsentanz ausgewählt und ausgepflockt worden.

Tab. 4: Entwicklung der Gesamtartenzahlen, der Zunahme und Artenverluste in den Bracheversuchen von 1975 bis 1983/84

Anlage	DQ	Gesamtartenzahl									Artenzunahme									Artenabnahme														
		75	76	77	78	79	80	81	82	83	76	77	78	79	80	81	82	83	84	76	77	78	79	80	81	82	83	84						
1. Oberstetten																																		
- 2x Mulchen jährlich	5	44	46	42	44	-	44	-	-	50	-	6	7	4	-	9	-	-	12	-	4	9	4	-	6	-	-	6	-					
- 2x Mulchen jährlich	10	21	18	38	31	-	39	-	-	39	-	7	25	21	-	32	-	-	33	-	10	8	11	-	14	-	-	15	-					
- Sukzession	7	33	27	31	38	34	31	-	-	42	-	4	7	11	8	7	-	-	19	-	10	9	6	7	9	-	-	9	-					
- Sukzession	8	22	23	39	31	-	43	-	-	-	-	5	21	14	-	24	-	-	-	-	3	3	4	-	3	-	-	3	-					
- Sukzession	9	41	32	42	45	-	44	-	-	42	-	4	8	11	-	13	-	-	16	-	13	7	7	-	10	-	-	15	-					
- Sukzession	13	-	19	23	24	-	26	-	-	38	-	-	9	10	-	12	-	-	23	-	-	3	2	-	5	-	-	4	-					
2. St.-Johann																																		
- 2x Mulchen jährlich	3	43	45	47	49	-	54	-	-	54	-	4	8	11	-	12	-	-	15	-	2	4	5	-	1	-	-	4	-					
- Sukzession	4	42	48	42	42	-	42	-	-	43	-	7	4	5	-	8	-	-	8	-	1	4	5	-	8	-	7	-	9	-				
- Sukzession	10	32	28	25	19	-	-	-	-	14	-	3	4	2	-	-	-	-	3	-	7	11	15	-	-	-	-	21	-					
3. Rangendingen-Hart																																		
- 2x Mulchen jährlich	3	53	47	53	54	-	55	-	-	59	-	3	5	7	-	6	-	-	11	-	9	5	6	-	4	-	-	5	-					
- Sukzession	7	50	44	43	45	-	37	-	-	38	-	1	3	-	3	-	4	-	6	-	6	8	8	-	16	-	-	16	-	9	-			
- Sukzession	11	-	47	44	45	-	41	-	-	36	-	37	-	4	7	-	5	-	5	-	8	-	7	9	-	11	-	-	16	-	7	-		
4. Ettenheim-Bünster-Ostbach																																		
- 2x Mulchen jährlich	1	-	38	38	40	-	42	-	-	48	-	. 4	5	-	7	-	-	11	-	. 4	3	-	3	-	-	1	-	1	-					
- Sukzession	5	-	39	36	31	28	27	-	-	30	25	-	1	2	3	2	-	4	3	-	. 4	10	14	14	-	-	13	17	-	-				
5. Bernau-Innerlehen																																		
- 2x Mulchen jährlich	9	29	31	32	32	-	34	-	-	34	-	2	2	2	-	6	-	-	6	-	. 2	2	-	1	-	-	1	-	1	-				
- Sukzession	1	22	21	22	23	-	21	-	-	17	-	2	2	2	-	2	-	-	-	-	3	1	-	3	-	-	5	-	-	-				
- Sukzession	2	29	26	27	25	-	-	-	-	22	-	. 2	1	-	-	-	-	-	-	-	3	1	3	-	-	7	-	-	-					
- Sukzession	3	26	24	29	-	-	-	-	-	24	-	1	7	-	-	-	-	-	2	-	2	2	-	-	-	-	-	4	-					
6. Hepsisau																																		
- 2x Mulchen jährlich	3	39	37	41	36	-	42	-	-	42	-	6	7	4	-	9	-	-	10	-	8	5	7	-	6	-	7	-	-					
- Sukzession	1	40	41	39	34	-	36	-	-	37	-	4	6	3	-	10	-	-	12	-	3	7	9	-	14	-	-	16	-	8	-			
- Sukzession (gelenkt)	4	36	-	35	36	-	33	-	-	26	-	30	-	7	8	-	9	-	8	-	5	8	8	-	12	-	-	18	-	1	-			
7. Melchingen																																		
- 2x Mulchen jährlich	3	39	41	48	49	-	51	-	-	44	-	5	11	12	-	14	-	-	8	-	3	2	2	-	2	-	-	3	-	-				
- Sukzession	1	31	21	31	31	-	31	-	-	29	-	1	5	6	-	7	-	-	3	-	11	5	6	-	7	-	-	12	-	-				
- Sukzession	7	26	-	32	31	-	30	-	-	29	-	. 6	7	-	7	-	-	7	-	. 2	2	-	3	-	-	4	-	-	-					
- Sukzession	4	37	40	44	-	-	-	-	-	29	-	8	10	-	-	-	-	-	4	-	5	3	-	-	-	-	-	19	-					
8. Hochstetten																																		
- 2x Mulchen jährlich	7	-	-	33	34	-	38	-	-	-	-	. 5	5	-	7	-	-	-	-	-	. 4	-	2	-	-	-	-	-	-	-				
- 2x Mulchen jährlich	8	-	-	35	36	-	36	-	-	-	-	. 4	4	-	4	-	-	-	-	-	. 3	-	3	-	-	-	-	-	-	-				
- Sukzession	3	39	32	29	27	-	24	-	-	-	-	1	2	4	-	3	-	-	-	-	8	12	14	-	18	-	-	-	-	-	-			
- Sukzession	6	28	22	27	28	-	28	-	-	-	-	3	6	7	-	9	-	-	-	-	9	7	7	-	9	-	-	-	-	-	-			
9. Fischweiher																																		
- 2x Mulchen jährlich	4	42	-	49	47	-	48	-	-	45	-	-	12	12	-	12	-	9	-	-	-	5	7	-	8	-	6	-	-	-				
- 2x Mulchen jährlich	9	37	37	39	37	-	39	-	-	41	-	8	10	9	-	8	-	11	-	-	8	8	9	-	6	-	7	-	-	-				
- Sukzession	1	50	47	50	48	-	4	-	-	42	-	4	3	4	-	7	-	6	-	-	7	3	6	-	12	-	14	-	-	-				
- Sukzession	6	40	35	42	40	-	34	-	-	38	-	5	7	7	-	9	-	12	-	-	10	5	7	-	15	-	14	-	-	-				
- Sukzession	11	31	20	34	28	-	20	-	-	18	-	1	7	6	-	3	-	3	-	-	12	4	9	-	14	-	16	-	-	-				
10. Plättig																																		
- 2x Mulchen jährlich	3	27	27	30	32	-	33	-	-	29	-	2	4	6	-	8	-	-	6	-	2	1	1	-	2	-	-	4	-	-				
- Sukzession	2	24	22	29	28	26	24	-	-	20	-	2	6	7	6	5	-	-	4	-	4	1	3	4	5	-	-	8	-	-				
- Sukzession	5	-	30	32	34	-	28	-	-	-	-	. 4	6	-	3	-	-	-	-	-	. 2	2	-	5	-	-	-	-	-	-				
- Sukzession	7	-	-	-	-	33	28	-	-	28	-	-	-	-	-	2	-	-	3	-	-	-	-	-	. 7	-	-	8	-	-				
11. Schönau																																		
- Sukzession	1	46	40	32	31	-	36	-	-	37	-	3	3	5	-	6	-	-	9	-	9	17	20	-	16	-	-	18	-	-				
- Sukzession	3	48	46	50	51	-	50	-	-	46	-	2	6	7	-	7	-	-	7	-	4	4	4	-	5	-	-	9	-	-				
13. Fröhnd																																		
- Sukzession	1	26	27	29	32	-	28	-	-	28	-	2	5	7	-	4	-	-	6	-	1	2	1	-	2	-	-	6	-	-				
- Sukzession	3	20	18	18	-	-	18	-	-	16	-	. 2	-	-	1	-	-	2	-	-	2	4	-	-	3	-	-	6	-	-				
14. Hambach																					2	9	9	-	6	-	-	4	5	6	-	13	-	-
- Sukzession	2	44	42	48	47	-	37	-	-	30	-	7	6	-	-	8	-	-	-	-	13	16	-	-	22	-	-	-	-	-	-			
- Sukzession	3	44	38	34	-	-	-	-	-	30	-	. 3	1	-	-	1	-	-	1	-	5	3	5	-	8	-	-	9	-	-	-			
15. Todtnoos																																		
- Sukzession	1	34	30	32	29	-	28	-	-	20	-	2	1	-	2	-	-	1	-	1	6	3	5	-	8	-	-	15	-	-	-			
- Sukzession	3																																	

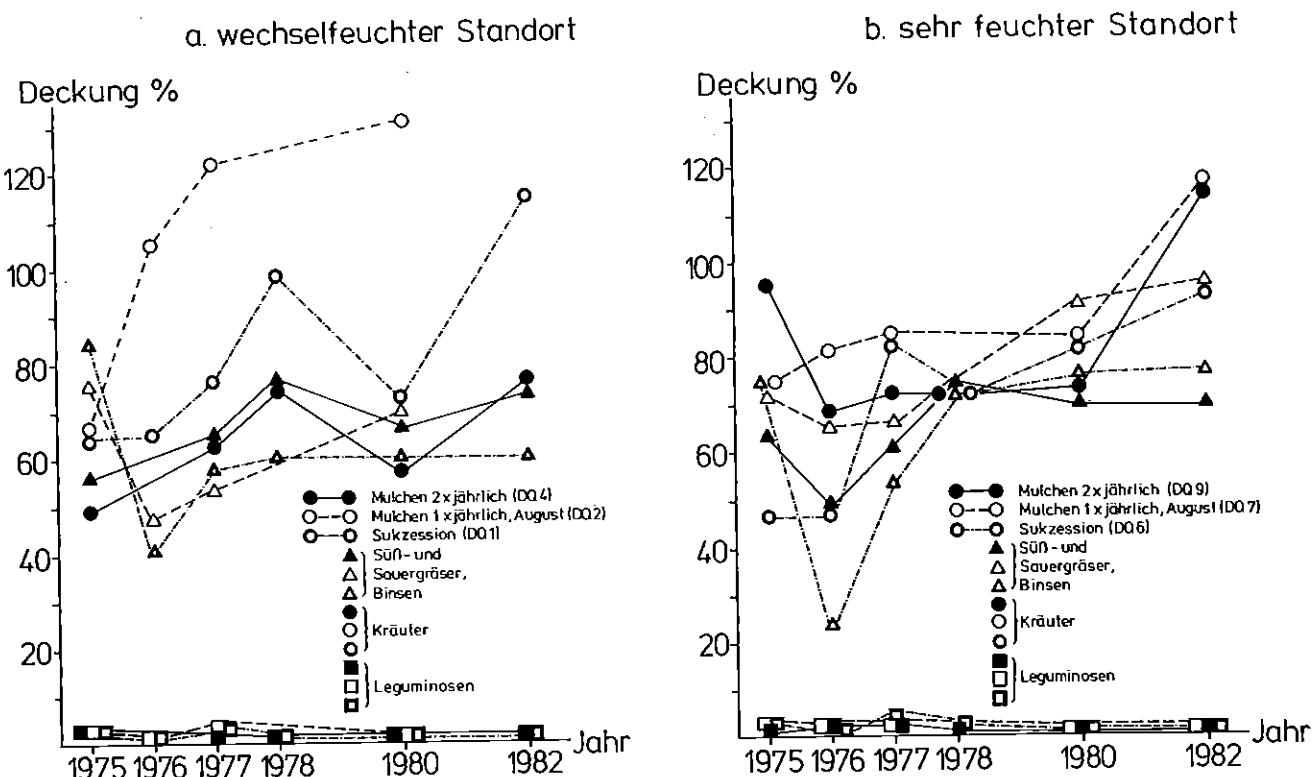


Abb. 5: Veränderungen der Deckungsgrade von bestandsbildenden Pflanzengruppen (Süß- und Sauergräser, Binsen/Kräuter/Leguminosen) in den Parzellen ("Mulchen 2x jährlich", "Mulchen 1x jährlich, August" und "Sukzession" auf zwei verschiedenen Standorten in Fischweiher. Bei dem wechselfeuchten Standort (a) handelt es sich um einen flußnahen Braunerde-Oxygley auf sandig-lehmigem Uferwall, bei dem sehr feuchten Standort (b) um einen Gley aus tonreicherem Flußablagerungen. Aus der wechselfeuchten, teilweise relativ grasreichen Glatthaferwiese haben sich in der nur 1x jährlich gemulchten Parzelle und der Sukzessionsfläche besonders krautreiche Bestände entwickelt; auch die teilweise bereits an Hochstauden reichen Wiesenknöterich-Sumpfdotterblumenwiesen zeigen einen stetigen Anstieg der Gruppe Kräuter. Aufgrund des geringeren Rohfasergehaltes der Streu geht der Abbau trotz längerer Überfeuchteter Stillstandsphase zügig voran, so daß in der Hauptzeit der Vegetationsperiode nur geringmächtige Streuauflagen durch alle Jahre hindurch beobachtet werden konnten.

3.3. VERÄNDERUNGEN DER LEBENS- UND WUCHSFORMENspektren

Die von SCHIEFER (1981a) bereits herausgearbeiteten Tendenzen in der Zunahme oder Abnahme von Arten mit besonderen Lebens- und Wuchsformen, die ihnen je nach dem herrschenden Milieu Vorteile oder Behinderungen im Konkurrenzkampf und schließlich im Kampf um das Überleben verleihen, sind durch die inzwischen 10-jährige Untersuchungszeit in vollem Umfang bestätigt und in ihrer Richtung meist deutlich verstärkt worden. Deswegen sollen die nun vorliegenden Ergebnisse nur in einem Beispieldpaar der 2x jährlich gemulchten und einer Sukzessionsparzelle aus Hepsisau demonstriert (Abb. 6, 7), im übrigen aber nur knapp kommentiert werden. Bezüglich der an ELLENBERG & MUELLER-DOMBOIS (1967) ausgerichteten, aber verfeinerten Einstufung der Lebens- und Wuchsformen und der entsprechenden Artengruppierungen muß aus Platzgründen auf SCHIEFER (1981a, Tab. 45 u. 46) verwiesen werden.

3.3.1. SUKZESSIONSPARZELLEN

Generell kann man feststellen, daß hochwüchsige Hemikryptophyten mit längeren Rhizomen eine z. T. ungewöhnlich starke Vermehrung ihres Deckungsanteils in den Sukzessionsflächen erfahren haben (Abb. 6). Dies betrifft im übrigen weniger die Zahl der Arten, die häufig sogar auch in dieser Gruppe eher rückläufig ist; vielmehr konnten die gleichen oder weniger Arten ihre Deckungsanteile deutlich erhöhen. Es sind selten mehr als 3 bis 5 bestandsbildende Arten dieser Gruppe. Eine Ausnahme bilden hierbei die Sukzessionsflächen von Fischweiher auf den feuchten bis nassen Gley- und Niedermoorböden, die überwiegend von *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia vulgaris*, *Polygonum bistorta* u. a. beherrscht werden und Ihre Artenzahl von 7 auf 13 steigern konnten.

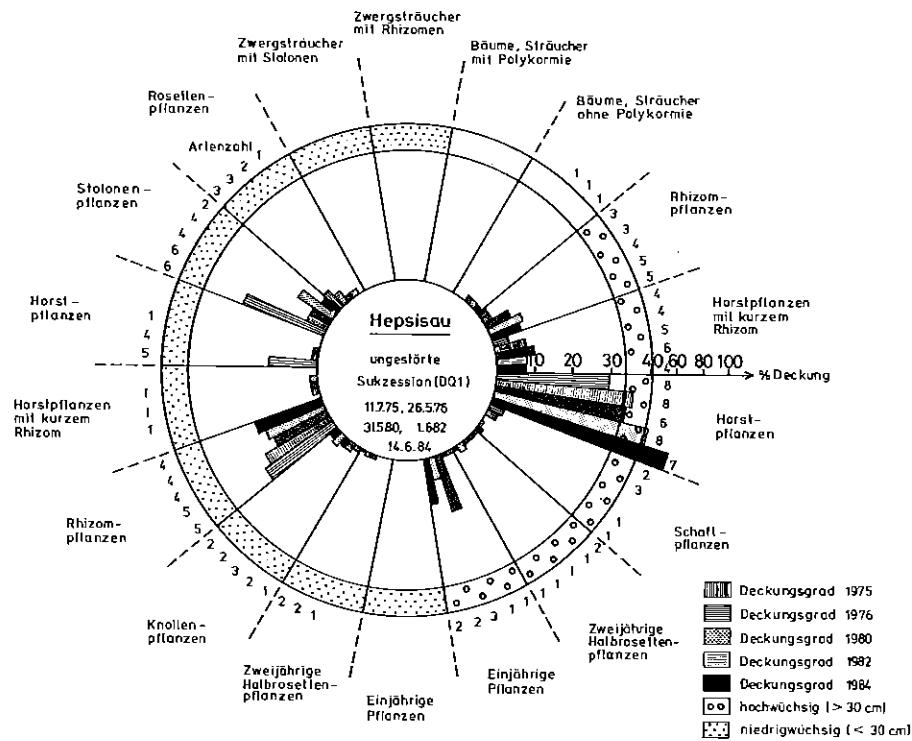


Abb. 6: Wandel der Lebensformen im Dauerquadrat 1 "ungestörte Sukzession" in Hepsisau nach Bestandsaufnahmen aus den Jahren 1975, 1976, 1980, 1982 und 1984.

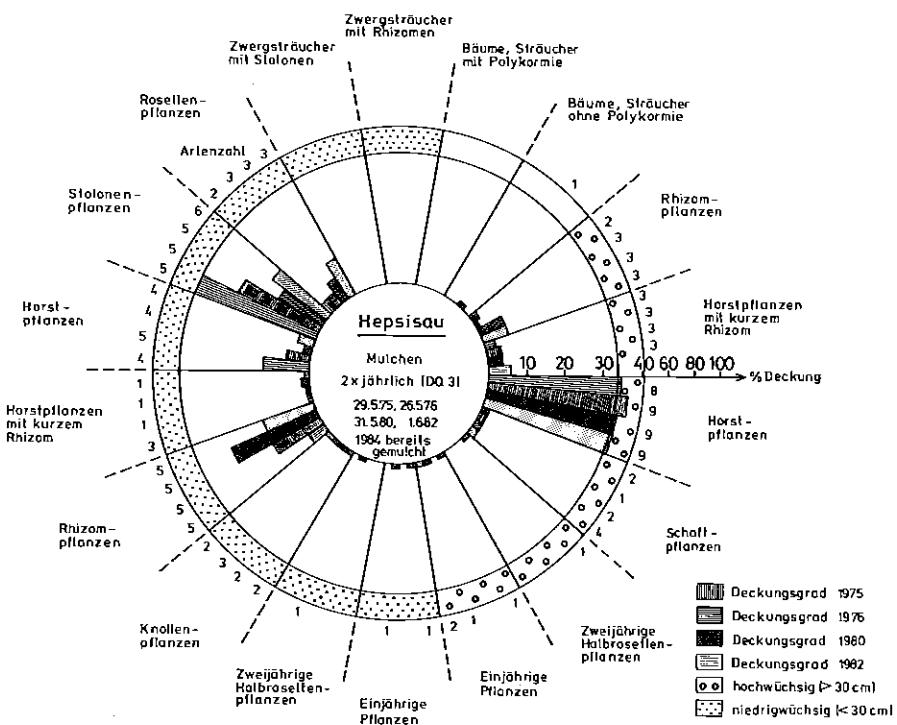


Abb. 7: Wandel der Lebensformen im Dauerquadrat 3 "Mulchen 2x jährlich" in Hepsisau nach Bestandsaufnahmen aus den Jahren 1975, 1976, 1980 und 1982. 1984 war zur Zeit der Aufnahme die Parzelle bereits gemäht worden.

Lediglich in Melchingen läßt sich ein starker Rückgang der hochwüchsigen Rhizom-Pflanzen feststellen, der aber von einem mindestens ebenbürtigen Anstieg der niedrigwüchsigen Vertreter dieser Gruppe begleitet ist. Diese scheint überhaupt auf allen ± trockenen, weniger leistungsfähigen Flächen den größeren Zuwachs zu haben als auf frischen bis feuchten oder gar nassen Standorten. Auf den ammorigen Hangleyen des Plättig haben die niedrigwüchsigen Rhizom-Pflanzen ihren früheren Deckungsanteil von etwa 30% bis auf knapp 5% eingebüßt. Auch in Hepsisau ist ihr Anteil an Arten und Deckung rückläufig.

Der insgesamt stärkste Zuwachs an Rhizom-Pflanzen schlechthin (Rhizom-Hemikryptophyten, Rhizom-Geophyten) auf mehr als 50% Deckung ist in den Entwicklungs- serien zu beobachten, die zu den *Trifolion medii-* und *Arrhenatherion*-Stadien (vgl. Tab. 3) tendieren.

Die hochwüchsigen Horsthemikryptophyten nehmen mit Ausnahme von Fischweiher einen teils ständig gestiegenen, teils stetig hohen Anteil am Bestand ein, vielfach stellen sie die beherrschende Artengruppe dar. Hingegen sinkt der meist ohnehin nicht bedeutende Anteil der niedrigwüchsigen Horsthemikryptophyten ab oder hält sich bei Deckungsgraden um 5-10%, spielt also in den Sukzessionsparzellen in aller Regel keine nennenswerte Rolle.

Alle Stolonen-Hemikryptophyten, insbesondere aber die Rosetten-Hemikryptophyten sind deutlich dezimiert worden, wobei letztere in aller Regel ohnehin nur unbedeutende Deckungsgrade besessen hatten und inzwischen aus vielen Sukzessionsparzellen zumindest in den entsprechenden Dauerquadraten vollständig verschwunden sind. Aber auch hier gibt es eine Ausnahme: In St.-Johann, in den lichtständigen Halbtrockenrasen, haben sie teilweise trotz einer ständig vorhandenen, akkumulierten Streudecke nach anfänglicher Abnahme ihren zwischen 5 und 10% deckenden Bestand halten oder gar etwas erhöhen können (Anhangstab. 2). Besonders deutlich wird dies in den extensiv gemulchten Parzellen. Bei einmal Mulchen im August haben die Rosettenpflanzen ihren Anteil auf fast 15% erhöhen können, obgleich sich von der Grundtendenz her die extensiven Mulchparzellen (1x jährlich im August, jedes 2. bzw. 3. Jahr) ähnlich wie die Sukzessionsflächen verhalten.

Geophyten spielen in den Sukzessionsparzellen keine nennenswerte Rolle; ihre Anteile sind gering (< 5%) und zeigen einmal leicht steigende, ein andermal leicht fallende oder variierende Tendenz. Andere Lebens- und Wuchsformen-Gruppierungen besitzen nur

in wenigen Anlagen eine nennenswerte Bedeutung und werden an dieser Stelle nicht weiter diskutiert.

3.3.2. ZWEIMAL JÄHRLICH GEMULCHTE PARZELLEN

Entsprechend den bereits erfolgten Hinweisen, daß die Pflanzenbestände durch das "Mulchen 2x jährlich" vielfach "typischer" im Sinne früher Wiesengesellschaften geworden sind als die meist extensiver genutzten Flächen vor der Versuchsanstellung, verhalten sich auch die Lebensformenspektren. Generelle Tendenzen wie bei den Sukzessionsflächen sind aus der Entwicklung der Bestände nur bedingt herauszulesen: Z. B. eine leichte Förderung der Rosettenpflanzen, soweit sie, wie in Rangenden, durch die vorherige Nutzung mit nur einmaliger Mahd bereits eine gewisse Verdrängung erfahren haben; meist schwache Förderung niedrigwüchsiger Rhizom-Hemikryptophyten; in den Anteilen steigende oder, in den meisten Fällen, gleich bleibend stark vertretene hochwüchsige Horstpflanzen (vgl. Abb. 7). Pflanzen mit oberirdischen Ausläufern (Stolonen-Hemikryptophyten) zeigen zwar in Hepsisau eine deutliche Abnahme ihrer Deckungsgrade, aber u.a. in Fischweiher und Melchingen eine Zunahme. Im Übrigen scheinen die Pflanzenbestandsaufnahmen der letzten Jahre eher ein Spiegelbild der jährlich und von Jahr zu Jahr innerhalb von Mähwiesen gleichbleibender Bewirtschaftungsintensität ablaufenden Arten- dynamik zu sein.

3.4. PHÄNOLOGISCHE DYNAMIK

Während der Vegetationsperiode 1983 (April bis November) sind in 10 von 15 Versuchsanlagen phänologische Beobachtungen durchgeführt worden, um die sich jahreszeitlich verschiebenden Aspekte der standörtlich und in der Artenzusammensetzung unterschiedlichen Pflanzengemeinschaften zu erfassen und miteinander vergleichen zu können (KALMUND 1985). Ein Ziel dieser Arbeit war unter anderem, eine reproduzierbare Grundlage für die Bewertung der ästhetischen Qualität der verschiedenen Brachflächentypen im Landschaftsbild zu schaffen. Ohne diese Problematik weiter zu vertiefen, sollen dieser Studie zwei Beispiele entnommen werden, die den starken Aspektwandel im Laufe der Vegetationsperiode im Vergleich zwischen den Parzellen "Mulchen 2 x jährlich" und "natürliche Sukzession" darstellen sollen. Dafür ist die Versuchsanlage in Hepsisau (Abb. 8) gewählt worden, weil sie aus Platzgründen stellvertretend für andere Versuchsfächer auch in anderem Kontext nur als einziges Beispiel herausgegriffen werden konnte. Bei der Darstel-

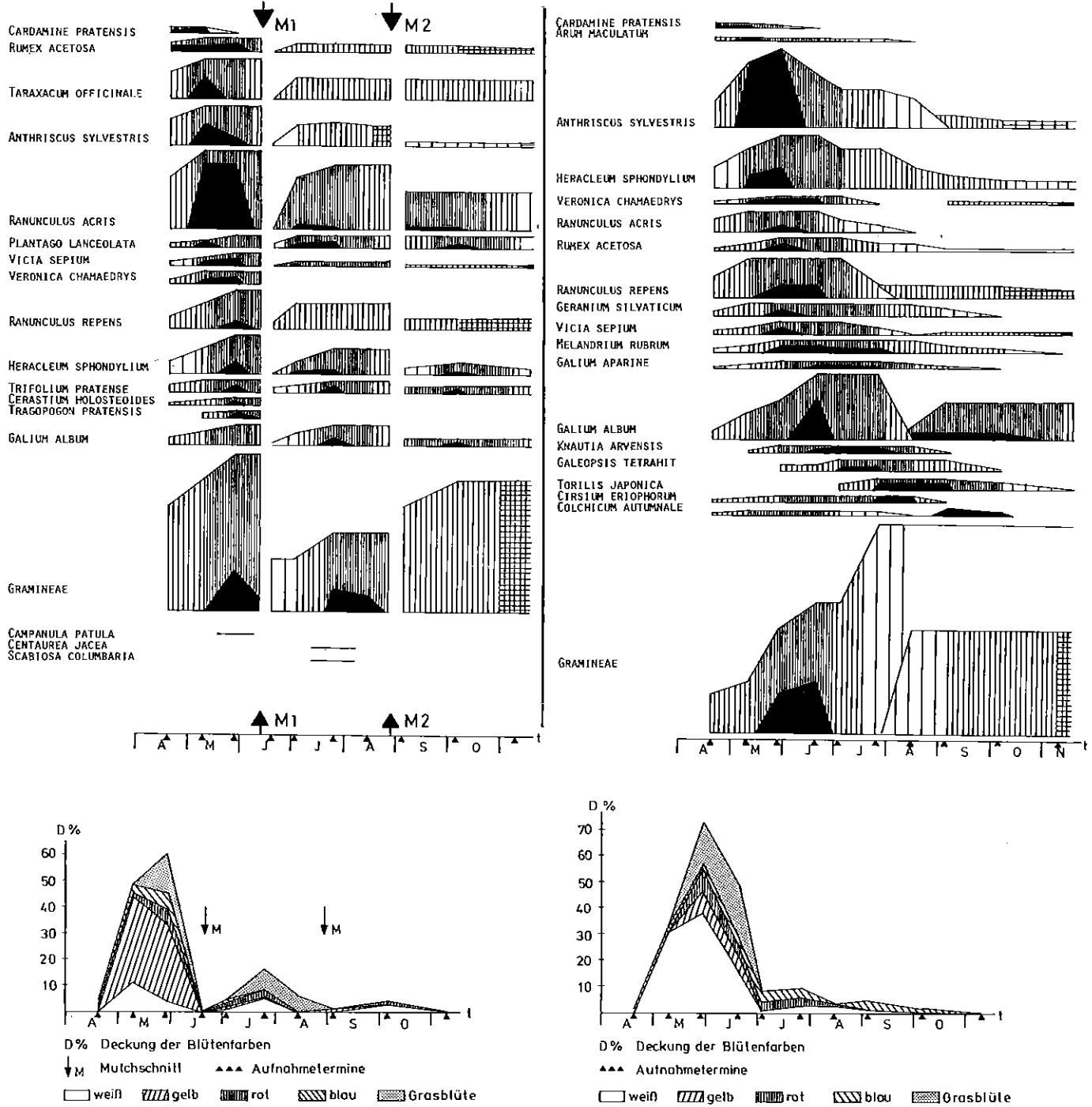


Abb. 8: Quantitatives symphänologisches Gesamtdiagramm von Dauerquadrat und Parzelle "Mulchen 2x jährlich" (DQ 3) und "ungestörte Sukzession" (DQ 1) in Hepsisau. Darunter befinden sich die jeweils entsprechenden Blütenfarbendiagramme. Die Beobachtungen stammen aus dem witterungsmäßig etwas ungewöhnlichen Jahr 1983 und wurden von KALMUND (1985) erhoben und ausgewertet.

lung der symphänologischen quantitativen Gesamtdiagramme erfolgte eine enge Anlehnung an DIERSCHKE (1972).

Auffällig ist neben den Einflüssen der 2-maligen Mahd in der Parzelle "Mulchen 2x jährlich" ein deutlich verfrühter Blühbeginn von *Ranunculus acris* gegenüber der

Sukzessionsparzelle (ca. 3 Wochen), deren Hauptblühpunkt in dieser Zeit durch *Anthriscus sylvestris* repräsentiert wird (Abb. 8); beide Arten weisen jeweils gegenläufige Deckungsgrade in den Parzellen auf. *Heracleum sphondylium*, auf gemähten Wiesen bekanntermaßen im allgemeinen nach dem ersten Schnitt in die eigentliche Blüte kommend, beginnt in der Sukzessionsparzelle

nur etwa 1 Woche später im Frühjahr aufzublühen als *Anthriscus sylvestris*. Es folgt auch keine Nachblüte zu der Zeit, in der der Bärenklau in der zweimal gemulchten Parzelle die zweite, weitaus längere Blühphase erreicht. Auch der Rhizom-Hemikryptophyt *Galium album* (Abb. 7) beginnt in der Sukzessionsparzelle Anfang Mai zu blühen und setzt dies nach etwa 1,5 Monaten Unterbrechung bis fast zum Ende der Vegetationsperiode fort, während – ebenfalls aus der Grünlandssoziologie bekannt – das weiße Labkraut in der Mulchparzelle erst nach den jeweiligen Schnitten eine kurze Blühphase einschiebt. Zahlreiche Gräser, hier nur zusammengefaßt dargestellt, erreichen vor und nach dem ersten Mulchschnitt Blühreife, während in der Sukzessionsparzelle die Gräserblüte, nicht durch einen Schnitt unterbrochen, länger andauert, aber keine Nachblüte zu verzeichnen ist. Im Übrigen beginnt dort im Juli bereits die Vergilbung und schreitet – im allgemeinen sehr auffällig durch den immer brauner werdenden Farbaspekt – unaufhaltsam fort, begleitet von einem weniger auffälligen erneuten Blattaustrieb; die zweimal gemulchte Parzelle hingegen erreicht eine ähnliche Phase erst am Ende der Vegetationsperiode im November.

Wie der jeweils zeitgleiche Blühaspekt auf beiden Parzellen in der Regel durch verschiedene Pflanzenarten gebildet wird, sind auch Farbtöne und Farbabfolgen im Laufe der Vegetationsperiode unterschiedlich (vgl. untere Diagramme der Abb. B).

Insgesamt führen zweimaliger Mulchschnitt und extensive Beweidung im Gegensatz zu Sukzessions- und Brandparzellen zu einer Verlängerung der Vegetationsperiode (KALMUND 1985), wenn man sie an dem Heranwachsen und Verbleiben photosynthetisch aktiver Sproßteile mißt. Wie bereits SCHIEFER (1981a, 1983b) durch Messungen der Bodentemperatur belegen konnte, erwärmen sich die Oberböden unter der ± dichten Streuschicht der Sukzessionsparzellen z. T. erheblich langsamer als auf den zweimal gemulchten Flächen, die jenen gegenüber Übertemperaturen von 2-5°C in 5 cm Bodentiefe aufweisen können. Mulchparzellen haben stets ein früheres Blühoptimum als die Sukzessionen in den gleichen Versuchsanlagen. Sie sind farbenprächtiger, während sich die Sukzessionsparzellen durch einen hohen Anteil an ± weißen Blütenfarben auszeichnen. Die verschiedenen Pflanzengemeinschaften haben eine jeweils sehr markante, zeitlich versetzte Blührhythmisik: Das Blühoptimum der Glatthaferwiesen (vgl. Tab. 3) liegt im Mai/Juni, Halbtrockenrasen erreichen erst in der Zeit von Ende Juni bis Ende Juli die Hauptblühphase. Flügelginsterweiden und ähnliche Stadien im Südschwarzwald blühen, je nach Höhenlage, in der Zeit von Mit-

te/Ende Juni bis weit in den Juli hinein, während die ebenfalls dort beheimateten Zwergschrauchheiden von Bernau, Fröhnd und Todtmoos großenteils durch eine lang andauernde Blühperiode von Mai bis September auffallen (KALMUND 1985).

Wie bereits bei den Lebens- und Wuchsformen gezeigt, führen die verschiedenen Behandlungsmethoden mit den ihnen eigenen Veränderungen der Standortsbedingungen – zumindest für einige Zeit nach dem jeweiligen Eingriff, wie z. B. das kontrollierte Brennen mit Verringerung der Streudecke und verstärkter Strahlungsabsorption vor und zu Beginn der Vegetationsperiode – auch zu einschneidenden Verschiebungen und Veränderungen des phänologischen Verhaltens der betroffenen Pflanzenbestände und ihrer Arten.

3.5. EINFLUSS VON TIEREN AUF DIE VEGETATIONS-DYNAMIK

Die Arbeit von LEUTERT (1983) hat eindrücksvoll nachgewiesen, welchen Einfluß Kleinsäuger auf die Dynamik von Wiesengesellschaften ausüben. Viele der im Detail ungeklärt bleibenden Veränderungen in unseren Versuchen mögen auch auf die Aktivitäten von Mäusen zurückzuführen sein, die sich nicht nur in den Sukzessionsflächen, sondern auch in den zweimal jährlich gemulchten Parzellen z. T. in größerer Zahl aufhalten. Wir wollen hier jedoch nur über stärker ins Auge fallende Phänomene berichten, die stetige oder auch epidemisch-einmalige Beeinflussungen eines Teils unserer Versuchsfelder verursacht haben.

Nach Abschluß der Zwischenbilanz von SCHIEFER (1981a) fiel uns der immer stärker werdende Weidedruck durch Rotwild auf die Versuchsparzellen in Plättig auf. Wir ließen die Hälfte der langgestreckten Parzellen einzäunen, um die verschiedenen Pflegevarianten auch ohne den in seinen Ausmaßen sonst nicht abzuschätzenden Einfluß der Wildweide betreiben zu können. Neue Dauerquadrate erlaubten, den bereits im Jahr nach der Einzäunung sichtbar werdenden Unterschied weiter zu verfolgen. Neben weiteren, aber nicht so deutlichen Bestandsumschichtungen war es vor allem eine gewaltige Vermehrung von *Ranunculus aconitifolius*, der seine Dekungsanteile im Schutz des Zaunes innerhalb von zwei Jahren vervielfachte (Tab. 5). Offensichtlich tat sich das Rotwild, das neben den Versuchsparzellen in den häufig überfeuchten Hangleyen eine Suhle anlegte, besonders an den Blüten des Eisenhutblättrigen Hahnenfußes gütlich, denn bei jedem Besuch der Fläche zur Blütezeit waren nur wenige blühende Exemplare außerhalb des Zaunes zu sehen, während innerhalb ein dichtes,



Abb. 9: Wie weiße Tücher liegen die im vollen weißen Blütenflor von *Ranunculus aconitifolius* leuchtenden, noch nicht oder überhaupt nie gemulchten Parzellen der Versuchsanlage Plättig innerhalb der Umzäunung - mit Ausnahme der bereits zum ersten Mal gemulchten Parzelle "Mulchen 2x jährlich" -, während außerhalb das Rotwild auf dieser nassen Waldwiese einen Teil der Blütenstände abgefressen hat und durch den viele Jahre währenden Verbiß den Hahnenfuß nie hat zur Vorherrschaft kommen lassen (Aufnahme Juni 1984).

weißes Blütenmeer wogte (Abb. 9). Die Zahlen der kleinen Tab. 5 bedürfen keines weiteren Kommentars als nur der Feststellung, daß auch vorher die einzelnen Parzellen etwas unterschiedliche Deckungsgrade von *Ranunculus aconitifolius* aufwiesen und der Schnitt in der Blütezeit dem Hahnenfuß offenbar nichts von seiner zwischen entfalteten Vitalität genommen hat. Ähnlich, wenn auch nicht so extrem, verhält sich *Polygonum bistorta* (Tab. 5), der vor allem in der Sukzessionsparzelle von der Schutzmaßnahme profitiert hat.

Größere Beeinflussungen der Vegetationsdynamik sind auch durch Ameisen zu verzeichnen (SCHREIBER 1969). Vor allem auf den Sukzessionsparzellen der mäßig trockenen bis trockenen Standorte können sie ungestört ihre Erdnester zur Aufrechterhaltung des sozialen Wärmehaushaltes aufbauen, fehlen aber auch, mit Ausnahme von Plättig, auf keiner der anderen Sukzessionsflächen in unseren Versuchen und sind auch zunehmend in den kontrolliert gebrannten Parzellen zu finden. Vornehmlich handelt es sich um *Lasius flavus*, *Lasius niger* und *Formica pratensis* (HANDKE 1985), die zum Teil bereits an "Buckelwiesen" erinnernde Oberflächenformen geschaffen haben. Es sind bestimmte Pflanzen, die eine Förderung erfahren, wie z. B. *Thymus pulegioides*, *Agrostis tenuis* oder *Festuca rubra* (vgl. SCHREIBER 1969); näheres ist z. Zt. in Bearbeitung und soll daher noch nicht mitgeteilt werden (NEITZKE, in Vorbereitung). Jedenfalls entstehen hier eutrophierte Sonderstandorte, die zahlreichen Pflanzenarten Gele-

genheit zum Existieren geben, die sich andernorts gar nicht durchsetzen könnten (vgl. auch KING 1977a, b, c). Durch ihre Grab- und Bautätigkeit tragen diese und andere Ameisenarten (vgl. HANDKE 1985) teilweise kräftig zur Durchmischung und Lockerung der Böden bei und führen, zumindest vorübergehend, zu wirksamen Standortsveränderungen.

Tab. 5: Veränderung des Deckungsanteils der wichtigen Bestandsbildner *Ranunculus aconitifolius* und *Polygonum bistorta* in den verschiedenen Parzellen des Versuchs in Plättig nach der Einzäunung 1979 gegen Rotwildverbiß

alte, ab 1979 eingezäunte Dauerquadrate				
Behandlung	Mulchen 2xjährl.	Mulchen 1xjährl.	Mulchen jedes 2. Jahr	ungestörte Sukzession
Dauerquadrat	3	1	4	2
Jahr	78 80 83	78 79 80 83	78 79 83	78 79 80 83
Ran. acon.	25 40 75	5 8 5 40	50 40 90	15 20 40 60
Pol. bist.	15 15 5	10 10 20 30	30 40 40	15 30 50 90

neu angelegte Dauerquadrate außerhalb des Zauns				
Behandlung	Mulchen 2xjährl.	Mulchen 1xjährl.	Mulchen jedes 2. Jahr	ungestörte Sukzession
Dauerquadrat	—	6	8	7
Jahr		79 80	79 83	79 80 83
Ran. acon.	—	5 3	8 20	3 3 1
Pol. bist.	—	20 20	20 40	5 8 5

Schließlich soll auf ein Phänomen verwiesen werden, daß vermutlich ebenfalls kräftig das Konkurrenzverhalten in einem unserer Versuche, nämlich in Bernau-Innerlehen, beeinflussen wird. *Vaccinium myrtillus* hatte sich in bemerkenswertem Maße in der Sukzessionsparzelle ausgebreitet und war dabei, eines unserer Dauerquadrate (DQ 1) vollständig zu erobern; 1973, in der Vorbereitungsphase der Versuche, hatte die Heidelbeere dort einen Deckungsgrad von knapp 20 %, erhöhte diesen aber stetig bis 1978 auf 80 %, die sie bis 1983 beibehielt. Im Spätfrühjahr starb jedoch fast der gesamte Bestand - auch außerhalb des Dauerquadrats - infolge eines recht massiven Schildlausbefalls ab. Die Verjüngung im Jahre 1984 war nur spärlich. *Deschampsia flexuosa* und *Agrostis tenuis*, die häufigsten Arten neben der Heidelbeere, bislang nur mit 30% bzw. 8% vertreten, schienen sich in diesem Jahr auszubreiten. Wie sich die Fläche mit bisheriger *Vaccinium*-Dominanz weiter entwickeln wird, müssen wir abwarten.

Wie ihrerseits die Fauna auf Veränderungen der Pflanzenartengarnitur, auf das Ausbleiben oder Neuhintritt von Nahrungspflanzen, Strukturveränderungen oder solchen der Bodenverhältnisse reagiert, wird im folgenden Beitrag (HANDKE & SCHREIBER 1985) beispielhaft dargestellt.

4. STOFFDYNAMIK

Mit dem durch die einzelnen Bewirtschaftungsmaßnahmen ausgelösten Wandel in der Artenzusammensetzung, in Stoffproduktion und Struktur sind auch eine ganze Reihe von Veränderungen in den Standortsbedingungen vollzogen worden. Erklärungsversuche der Bestandsveränderungen müssen unvollkommen bleiben, wenn sie nicht die im gesamten System erfolgten Verschiebungen im Wirkungsgefüge der einzelnen, zumindest der jeweils wichtigen Kompartimente zu berücksichtigen suchen. Denn in der Tat haben Sukzessionsabläufe innerhalb der Vegetationsdecke in den vergangenen 10 Jahren teilweise gravierende und für biologische Prozesse wichtige Veränderungen nicht nur an der Vegetationsstruktur, sondern auch an abiotischen Kompartimenten verursacht. Das Bild eines Spinnennetzes, in dem durch das Ziehen an einem Faden Belastungen und Spannungen bis zum Zerreissen in den übrigen Fäden und ihren Knotenpunkten auftreten, die vorher nicht vorhanden waren, wird den vielfältigen Folgen der Vegetations- und Stoffdynamik bei unterschiedlicher Behandlung von Brachen sicher gerecht. Das Wirkungsgefüge ist aber keineswegs immer klar erkennbar, zumal wir nur in bescheidenem Maße weitergehende Untersuchungen anstellen konnten.

Tab. 6: Gleitendes Mittel der Erträge der Parzellen "Mulchen 2x jährlich" in Hepsisau (DQ 3) und Fischweiher (DQ 9) von 1975 bis 1984. Ertragsangaben als Trockensubstanz in 10^2 kg (dt)/ha

Jahr	75/77	76/78	77/79	78/80	79/81	80/82	81/83	82/84
DQ 3	90,6	96,2	100,6	84,9	68,3	65,0	68,8	64,9
DQ 9	61,9	61,5	59,1	57,8	45,9	42,7	34,0	38,0

Tab. 7: Nährstoffgehalte der Wurzeln in verschiedenen Bodentiefen der Sukzessionsparzelle in Hepsisau während der Vegetationsperiode 1979 und Februar 1980 in % der Trockensubstanz

Nähr-element	Boden-tiefe cm	8.5.79	24.7.79	26.9.79	28.2.80
*P%	0- 5	0,09	0,12	0,12	0,11
	5-10	0,11	0,11	0,12	0,12
	10-20	0,09	0,10	0,10	0,10
	20-30	0,08	0,08	0,08	0,10
*K%	0- 5	0,06	0,11	0,07	0,06
	5-10	0,13	0,08	0,10	0,08
	10-20	0,14	0,12	0,10	0,09
	20-30	0,17	0,14	0,12	0,09
Ca%	0- 5	2,50	1,85	1,34	1,36
	5-10	1,89	1,95	1,68	1,53
	10-20	2,29	3,05	2,66	2,27
	20-30	3,67	3,40	2,94	3,07
Mg%	0- 5	0,19	0,22	0,22	0,08
	5-10	0,30	0,22	0,24	0,12
	10-20	0,31	0,32	0,27	0,23
	20-30	0,40	0,37	0,30	0,23

*Vor allem die Werte von Kalium, aber auch die von Phosphat sind vermutlich zu niedrig, da Verluste beim Auswaschen der Wurzeln befürchtet werden müssen.

4.1. DIE PRODUKTION ORGANISCHER SUBSTANZ

Die Produktion organischer Substanz scheint auf den ersten Blick sehr unterschiedlich und stark von den Standortsverhältnissen abhängig zu sein. Jedoch soll hier im Hinblick auf die gesamte Sproß- und Wurzelproduktion in einer bestimmten Zeit, die sog. Produktivität, auf die Arbeit von MÖHRING (1984) verwiesen werden, die einen Vergleich bisheriger Produktivitätsstudien von Waldökosystemen der ± humiden nördlichen Breiten versucht hat; das Ergebnis scheint eher auf ähnliche, nur in ihren Anteilen am Sproß- oder Wurzelsystem unterschiedliche Größenordnungen hinzuweisen als auf eine, wie bislang häufig vermutete starke Abhängigkeit der gesamten Produktionsleistung vom Standort.

Tab. 8: Inhaltsstoffe in der bereits absterbenden oberirdischen Phytomasse von Sukzessionsparzellen im August 1982 und 1983

Versuchsanlage	Roh-faser	in % der Trockensubstanz					
		P	K	Ca	Mg	Na	N
Rangendingen-Hart							
30.8.1982 Gräser ¹⁾	32,3	0,18	1,16	0,43	0,16	0,02	1,43
Kräuter + Leguminosen ²⁾	21,4	0,18	1,91	2,02	0,35	0,02	2,43
23.8.1983 Gräser	34,1	0,09	0,80	0,58	0,16	0,02	1,14
Kräuter + Leguminosen ³⁾	27,6	0,11	1,32	1,73	0,35	0,01	1,52
Ettenheim-Münster							
25.8.1983 Gräser	35,3	0,16	1,15	0,54	0,16	0,02	1,41
Kräuter ⁴⁾	24,4	0,30	1,06	1,46	0,20	0,03	1,64
Bernau							
24.8.1983 Gräser	34,5	0,10	0,75	0,24	0,10	0,02	1,19
Kräuter ⁴⁾	18,1	0,13	1,52	0,93	0,28	0,04	1,86

1) hauptsächlich *Bromus erectus*, *Brachypodium pinnatum*

2) hauptsächlich *Ononis repens*, *Trifolium medium*, *Salvia pratensis*

3) zusätzlich *Achillea millefolium*, *Senecio erucifolius*

4) unbedeutender Leguminosenanteil im Bestand

Tab. 9: Stoffgehalte in der Streuauflage der Sukzessionsparzellen aller Bracheversuche in Baden-Württemberg; Probennahme Mitte Mai 1983 und aus anderen Jahren

	CAL mg/100g	bei 400°C verascht mg/100g					% Gesamt-		C/N	% Roh- protein
		P ₂ O ₅ ⁵	K ₂ O	Ca	Mg	Na	H	C		
1983 (Mai)										
1. Oberstetten	89,9	259,1	192,5	494,0	84,3	2,64	1,12	42,3	38	7,0
2. St.-Johann	41,9	159,2	107,8	293,0	51,5	3,17	1,21	44,3	37	7,6
3. Rangendingen-Hart	61,4	187,9	220,8	543,5	186,0	4,26*	1,08	40,9	38	6,8
4. Ettenheim-Münster	114,3	319,1	249,9	460,5	140,5	4,69*	1,41	42,2	30	8,8
5. Bernau	124,9	253,6	275,1	303,8	124,8	5,98	1,58	44,9	28	9,9
6. Hepsisau	91,7	342,9	488,4	854,8	306,2	3,93	1,74	39,1	22	10,9
7. Melchingen	103,8	313,8	346,1	613,8	146,5	0,98*	1,60	44,3	28	10,0
9. Fischweiher	61,5	169,1	159,0	518,8	176,8	4,68	1,49	42,0	28	9,3
10. Plättig	123,5	350,6	361,9	353,3	163,5	6,53*	1,68	44,1	26	10,5
11. Schopfloch	105,0	280,1	233,6	453,3	103,0	5,42	1,58	44,0	28	9,9
12. Schönau	116,0	347,1	197,9	552,5	112,5	5,47	1,75	45,0	26	10,9
13. Fröhnd	102,1*	295,0*	166,3*	488,8	136,0	4,92*	1,42*	42,6	30	8,9
14. Mambach	107,8	315,8	194,5	462,5	147,3	4,47*	1,87	43,6	23	11,7
15. Todtnoos	132,0	350,7	309,6	375,8	168,0	2,57	1,73	42,5	25	10,8
1982										
6. Hepsisau (April)	107,9	241,4	175,0	657,0	80,8	5,40	1,36	44,2	33	
" (September)	265,9	363,1	2002,4	1329,0	429,0	6,18	1,59	42,8	27	
1980 (April)										
1. Oberstetten	56,3	193,6	172,9	418,5	8,2	8,01	1,16	50,2	43	
2. St.-Johann	55,3	148,2	182,0	446,4	8,8	7,33	1,51	54,7	36	
3. Rangendingen-Hart	56,5	121,9	152,6	460,2	10,5	6,67	1,04	48,1	46	
4. Ettenheim-Münster	149,8	301,7	500,9	576,0	25,8	9,58	1,63	51,5	32	
5. Bernau	149,8	278,6	477,9	265,2	20,0	8,71	1,57	48,8	31	
9. Fischweiher	83,7	306,7	242,3	443,7	19,8	11,15	1,27	49,3	39	
1979 (März)										
6. Hepsisau	127,1	242,9	720,6	507,5	56,2	5,2	1,41	41,3	29	

* sehr starke Streuung der Werte

Die Numerierung der Versuchsflächen ist entsprechend ihrer laufenden Nummern in Abb. 1 und Tab. 1 erfolgt.

4.1.1. ERTRAGSFESTSTELLUNGEN AUF DEN JÄHRLICH GEMULCHTEN PARZELLEN

In Übereinstimmung mit den von MÖHRING verarbeiteten Ergebnissen aus Wäldern ist die jährlich produzierte, aberntbare oberirdische Phytomasse der zweimal jährlich gemulchten Parzellen in starkem Maße von Böden und Klima abhängig (Abb. 10, vgl. dazu die Standortsangaben in Tab. 1). Es zeigt sich jedoch nicht nur eine Standorts- und Klimaabhängigkeit der Erträge, die sich, beeinflußt von den jährlichen Witterungsbedingungen, in starken Schwankungen äußert. Es wird auch eine gewisse Dynamik vor allem bei den Versuchsflächen mit hohen Mengen oberirdischer Phytomasse deutlich, die nach Versuchsbeginn einen teilweise bemerkenswerten Anstieg verzeichnen, der nach kurzer Zeit wieder rückläufig ist. Dies betrifft vor allem Hepsisau, während die vorzeitig aus der Versuchsanstellung ausgeschiedene Anlage in Hochstetten den Abfall nur noch vermuten läßt. In Tab. 6 ist dieser Trend als gleitendes Mittel in einer Zahlenreihe für Hepsisau und Fischweiher dargestellt.

Es hat den Anschein, als ob etwa mit dem Jahre 1980 in Hepsisau eine Einregulierung auf einen mittleren Ertrag um 6500 kg Trockensubstanz erfolgt wäre. Dieser Zeitraum spielt auch für spätere Überlegungen nochmals eine Rolle. Auf niedrigerem Niveau hat sich das gleiche zum gleichen Zeitpunkt in der 2x jährlich gemulchten Parzelle mit feuchten Gleyböden in Fischweiher abgespielt (vgl. Kurve des DQ 9 in Abb. 10). In beiden Anlagen befinden sich im übrigen auch die Sukzessionsflächen, die sich zu nitrophilen Stauden- und Saumgesellschaften hin entwickeln (vgl. u. a. Tab. 3). - Die Erträge der 2x jährlich gemulchten Parzelle von Fischweiher in Abb. 11 stammen aus einem anderen Parzellenabschnitt (DQ 4) mit wechselfeuchten Braunerde-Oxygleyen -. Auch in Bernau-Innerlehen, der höchstgelegenen Versuchsanlage (um 1100 m ü.NN), zeigt sich das gleiche Phänomen wie in Hepsisau und Fischweiher.

Die übrigen 2x jährlich gemulchten Parzellen schwanken insgesamt auf mittlerem bis niedrigen Ertragsniveau, wobei keineswegs gleichgerichtete Einflüsse der Jahreswitterung erkennbar sind. So hat das Trockenjahr 1976 zwar in den meisten Versuchsflächen eine Ertragsdepression hervorgerufen, Bernau hingegen durch die warme Witterung jenseits der Grenzlage einer ökonomischen zweischürigen Wiesennutzung die höchsten in dem Untersuchungszeitraum erreichten Erträge erzielt. Das niederschlagsreiche Jahr 1983 begünstigte hingegen keineswegs alle trockenen Standorte wie Oberstetten, St.-Johann oder Rangendingen.

Mit permanenten Ertragsfeststellungen auf den Sukzessionsparzellen können wir leider nicht aufwarten. Wie bei vielen Untersuchungen mußte auch hier der Grundsatz gelten, daß die zwar relativ groß bemessenen Sukzessionsflächen in den Parzellenversuchen im Sinne der Versuchsanstellung ungestört bleiben sollten.

Schon die Pflanzenbestandsaufnahme stellt eine Störung dar, erst recht ein Eingriff wie das Abmähen zur Erntefeststellung. Die von SCHIEFER (1983a) veröffentlichten Daten stellen das Maximum an gerade noch vertretbarem Eingriff in den Randbereich der Parzellen dar.

Deshalb können wir auch nur einen längerfristigen Vergleich mit den einmal im Herbst gemulchten Parzellen vornehmen (Abb. 11); alle übrigen Mulchparzellen sind, mit Ausnahmen, jeweils im Jahr des Mulchschnitts, also jedes zweite oder dritte Jahr, ertragskundlich untersucht worden. Im Gegensatz zu dem oben diskutierten Trend einiger 2x jährlich gemulchter Parzellen scheint der Ertragsverlauf mancher Parzellen "Mulchen 1x jährlich" (Abb. 11) häufig gegenläufig zu sein. Jedenfalls darf im Endeffekt zumindest eine allmäßliche Angleichung der mittleren Erträge unterstellt werden. Da die nur einmal gemulchten Parzellen, erst recht die noch extensiver behandelten, in Erträgen, Umstellung der Lebensformspektren und anderen Parametern eher den Sukzessionsflächen als den 2x jährlich gemulchten Parzellen ähneln, dürfen wir - unterstützt durch die von SCHIEFER (1983a) erhobenen Ertragsmengen von einigen Sukzessionsparzellen in den Jahren von 1979 bis 1982 - davon ausgehen, daß deren Erträge an aberntbarer oberirdischer Phytomasse eher höher als niedriger anzusetzen sind. Das hat für die Produktion an späterer Streu große Bedeutung.

4.1.2. JAHRESZEITLICHER VERLAUF DER PHYTOMASSENPRODUKTION UND STREUAKKUMULATION IN DER VERSUCHSANLAGE HEPSISAU

Im Jahre 1979 versuchten wir, den jahreszeitlichen Verlauf der Phytomassenproduktion in der Sukzessionsparzelle in Hepsisau zu erfassen. Dabei unterstützte uns das Institut für Grünlandwirtschaft in Hohenheim (JACOB & SCHULZ) mit der Anlage eines Kleinversuchs mit jeweils 10 Parzellen (50x50 cm) für jede Probenahme, der Ernte der oberirdischen Phytomasse und deren Laboranalyse. Diese Ergebnisse wurden bereits veröffentlicht (SCHREIBER 1980b). Auf jeweils 6 der 10 Wiederholungen entnahmen wir 1-2 Tage nach der Ernte mit Stechzyllindern von 15 cm Durchmesser bis zu einer Tiefe von 30 cm Bodenmonolithen, die im Labor in Schichten von 0-5, 5-10, 10-20 und 20-30 cm Bodentie-

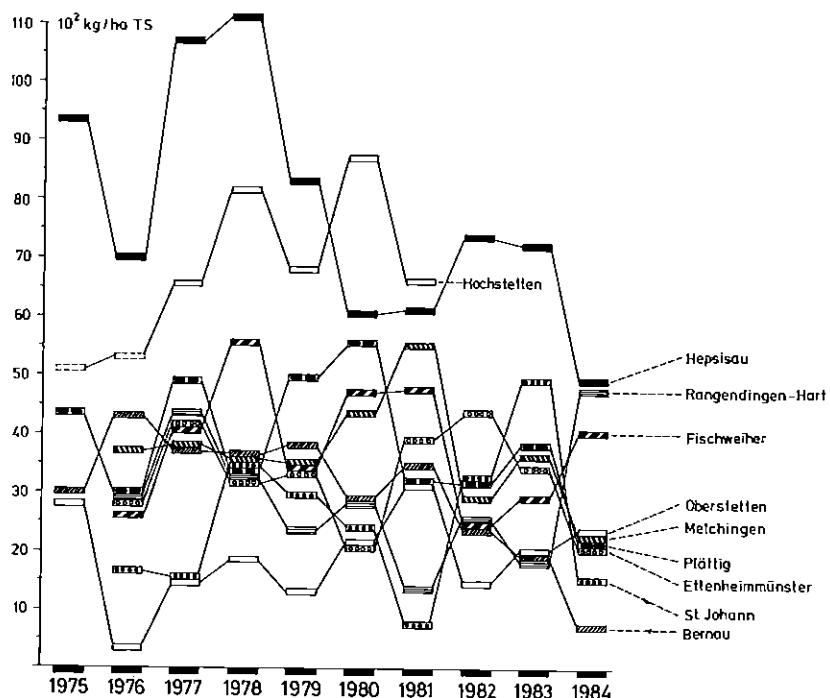


Abb. 10: Trockensubstanzerträge und Ertragsverläufe der Parzellen "Mulchen 2x jährlich" von allen Parzellenversuchen. Die anfänglich steigenden und sehr hohen Erträge an aberntbarer oberirdischer Phytomasse in Hepsisau und Hochstetten sind in den Folgejahren, ähnlich wie in Bernau, wieder rückläufig und pendeln sich auf ein mittleres Ertragsniveau ein, das andere Versuchsanlagen von Anfang an aufwiesen. Fast alle Flächen, auf denen sich keine großen Veränderungen vollzogen haben oder relativ langsam vorstatten gehen, weisen bei zwar jährlich schwankenden Leistungen ein höchstens mittleres bis niedriges Ertragsniveau auf.

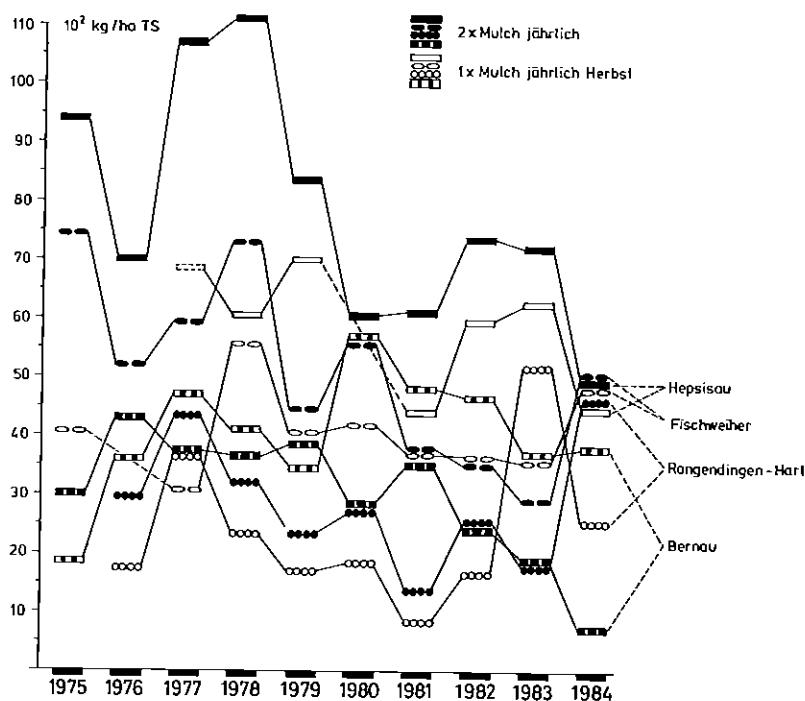


Abb. 11: Da mit Rücksicht auf die Ungestörtheit der Sukzessionsflächen dort nur wenige Ertragserhebungen vorliegen, ist stellvertretend für sie die in groben Zügen ähnlich reagierende Parzelle "Mulchen 1x jährlich im August" in einigen Anlagen zu den 2x gemulchten Parzellen in Beziehung gesetzt worden. Der jeweilige Ertragsverlauf zeigt teilweise Gegenläufigkeiten, vor allem aber eine allmähliche Angleichung der mittleren Ertragsleistung. Anstelle der Ertragserhebungen für das Dauerquadrat 4 in Fischweiler sind die Werte für das 2x jährlich gemulchte Dauerquadrat 9 auf sehr feuchtem Gley herangezogen worden, um einen Vergleich auf ± identischem Standort zu haben.

fe unterteilt wurden. Durch Auswaschen erhielten wir verschiedene Wurzelfraktionen, die jedoch in Abb. 12 nicht weiter unterteilt sind. Außerdem erhielten wir nach dem Fraktionieren einen Bodensatz von organischem Material, das teils durch die Probennahme mit den Rändern des Zylinders, teils durch Bioturbation aus der Streuauflage in den Bodenmonolithen gelangt war; außerdem enthielt dieses Material auch Wurzelrindenstücke und abgebrochene Feinstwurzeln, die wir nur mit großer Mühe unter der Stereoloupe hätten heraussortieren können. Deshalb ließen wir alles beieinander und fügten die Trockensubstanzgewichte dieser undifferenzierten Fraktion den Wurzelmengen der teilweise zusammengefaßten Horizonte gesondert an; in Abb. 12 ist diese organische Substanz enger schraffiert dargestellt.

Auf der Parzelle "Mulchen 2x jährlich" wurde nur eine Vergleichsprobe genommen, die wir dennoch, entsprechend gekennzeichnet, in die Abbildung einfügten. Aus technischen Gründen mußte die letzte, Ende November genommene Probenserie der Bodenmonolithe im Spätwinter (Februar 1980) wiederholt werden.

Die Bestimmung der Streuauflage aus den mit den Stoppeln entnommenen Bodenmonolithen erwies sich als unzureichend, deshalb mußten wir eine entsprechende Serie aus einem späteren Jahr (1983) als Vergleich hinzunehmen. Auch auf die Berechnung der als Stoppeln verbleibenden oberirdischen Phytomasse mußten wir verzichten, da die Stechzylinernterwerte zu stark streuten. Eine Stoppelernterntung von größeren Flächen kam jedoch nicht in Frage, da wir die zwar im Randbereich, aber dennoch innerhalb der Sukzessionsparzelle liegenden Probennahmeflächen nicht zerstören wollten. Die Löcher der Stechzylinernternahmen wurden mit Bodenmaterial aufgefüllt und schließlich mit einem aus den benachbarten Weideflächen herausgestochenen Grassoden verschlossen, um die Eingriffsfolgen zu minimieren. Schon zwei Jahre später war es schwierig, diese Flächen im Sukzessionsbestand überhaupt noch auszumachen; heute erinnern nur noch die verbliebenen Markierungen an die ausgemessenen, aber inzwischen völlig dem umgebenden Pflanzenbestand angeglichenen Probenentnahmestellen.

Der Unterschied zwischen beiden "Behandlungen" ist markant (Abb. 12). Auf der 2x gemulchten Parzelle der bekannte, rasche Aufwuchs, bei zweimaliger Ernte 8300 kg Trockensubstanz. Die Zersetzung des liegenbleibenden, frischen und noch relativ eiweißreichen Mulchmaterials geht sehr rasch vorstatten; innerhalb eines Monats sind ca. 5000 kg beinahe "aufgearbeitet" (vgl. dazu auch Tab. 10). Der Abbau des zweiten Schnittes

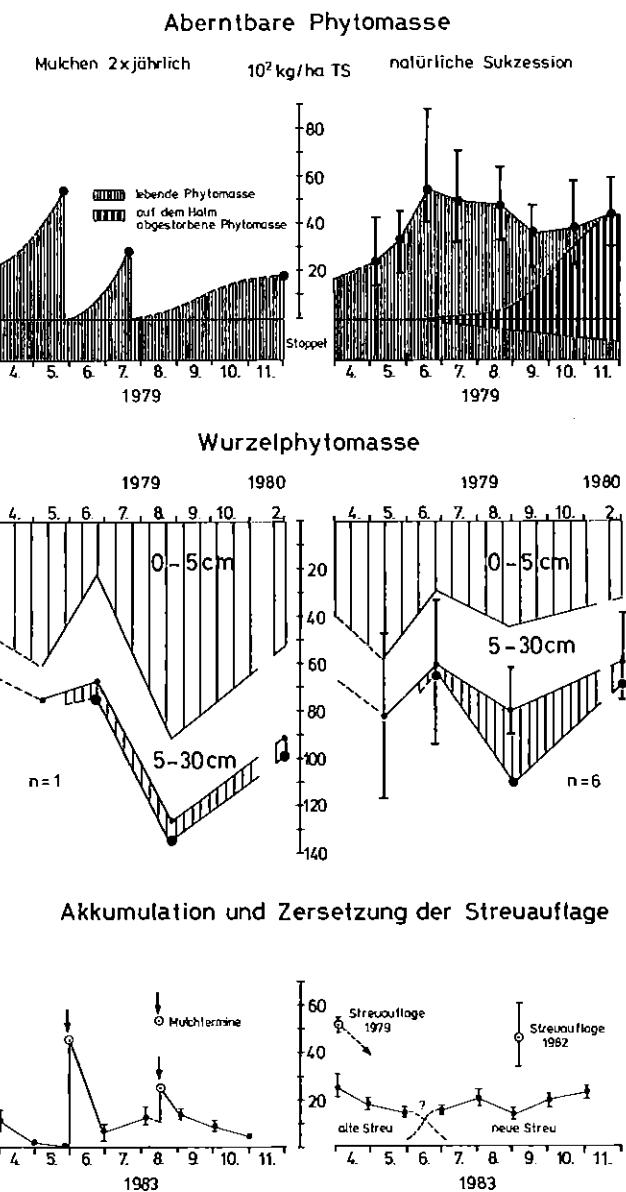


Abb. 12: Oberirdische (aberntbare) und unterirdische Phytomassenproduktion im Jahre 1979 auf den Parzellen "Mulchen 2x jährlich" und "natürliche Sukzession" in Hepsisau. Die Daten der oberirdischen Ertragsleistung der Sukzessionsparzelle stammen von JACOB & SCHULZ (unveröff.). Hinzugefügt wurden die Messungen über Akkumulation und Abbau der Streuauflage in beiden Parzellen aus dem Jahre 1983, das allerdings mit 7200 kg Ertragsleistung der Mulchparzelle über Akkumulation und Abbau niedrigere Werte aufweist als das Jahr 1979 mit 8300 kg Trockensubstanzproduktion. Vergleiche dazu die Einzeldaten der Streuauflage in der Sukzessionsparzelle aus anderen Jahren, die höhere Anfangs- und Endwerte der Streudecke innerhalb der Vegetationsperiode signalisieren.

erfolgt bei abnehmenden Temperaturen erheblich langsamer, aber gegen Ende der Vegetationsperiode ist auch hier nur noch eine kleine Reststreuemenge übrig.

Tab. 10: Trockensubstanzgehalte in % der Grünmas-senerträge als Ausdruck der jeweils ent-sprechenden Wassergehalte in den Mulch-parzellen der Bracheversuche in Baden-Württemberg in den Jahren 1983 und 1984

Anlage	Jahr	Mulchen		Mulchen jedes	Mulchen jedes	
		2xjährlich	1xjährl.	August	2. Jahr	3. Jahr
Hepsisau	83	20,5	30,9	48,1	49,7	-
	84	14,7	17,6	31,3	-	-
Plättig	83	27,9	21,3	41,6	-	-
	84	17,4	11,2	27,1	-	-
Bernau	83	24,1	24,6	52,0	-	-
	84	29,0	28,0	28,2	-	-
Fischweiher	83	21,2	39,5	57,6	-	-
	84	27,2	23,7	31,1	38,6	-
Ettenheim-münster	83	34,1	35,0	55,8	-	-
	84	23,5	30,6	42,2	-	-
Oberstetten	83	31,4	46,0	57,6	73,1	-
	84	34,6	32,9	47,7	-	68,3
St.-Johann	83	29,0	32,4	38,7	56,5	-
	84	33,7	-	43,6	-	58,1
Rangendingen-Hart	83	35,0	-	65,8	65,5	-
	84	33,0	42,7	38,9	-	79,3
Welchingen	83	28,6	53,6	52,8	83,1	-
	84	30,3	32,8	43,0	-	-

Die Phytomassenbildung in der Sukzessionsparzelle geht langsamer vonstatten; es sei an die phänologische Verzögerung (Abb. 8) sowie die tieferen Bodentemperaturen erinnert. Die höchsten Trockensubstanzmengen werden im Juni erreicht. Im Juli beginnen die ersten Blätter zu vergilben, die oberirdische Phytomasse nimmt ab. Die Streuauflage, von Vegetationsbeginn an zwar nicht lebhaft, aber stetig bis in den Juni abgebaut - in bestimmten Jahren sogar fast vollständig verschwunden -, beginnt mit dem Blattfall wieder anzusteigen. Nun verhält sich der Bestand allerdings in verschiedenen Jahren unterschiedlich. Meist bleibt der größte Teil der absterbenden oberirdischen Phytomasse - zumindest in Hepsisau - auf dem Halm stehen, bis der erste Schnee oder starke Herbst- und Winterregen im Verein mit Stürmen ihn zu Boden drücken. Gelegentlich beobachteten wir aber auch ein stärkeres Auseinanderfallen des Bestandes im August/September, so daß die relativ hohe Streumenge von 1982, als Einzelwert erfaßt und eingezeichnet, verständlich wird. Der hohe Frühjahrsbetrag an Streuauflage 1979, ebenfalls als Einzelwert, ist auf die höchste Produktion, die die Anlage in Hepsisau im Jahr 1978 aufwies, zurückzuführen (Abb. 10, 11). Wie bereits betont, sind die Erträge der letzten Jahre rückläufig, deshalb im Jahr 1983 die relativ geringen Streumengen im Jahresverlauf.

Mit Sicherheit hat auch vor Anfang April bereits eine nicht unerhebliche Streuzersetzung stattgefunden, denn die verschiedentlich im März ermittelten Werte der Streuauflage waren grundsätzlich und deutlich höher (vgl. u. a. SCHREIBER 1980a, b). In Tab. 3 sind von

uns 50 bis 70% der jeweiligen Vorjahresproduktion an oberirdischer Phytomasse angegeben, die zu Beginn der folgenden Vegetationsperiode noch als Streuauflage vorhanden waren.

Die Produktion an Wurzelphytomasse ist in beiden Parzellen um mindestens 50% höher als der oberirdische Aufwuchs (Abb. 12), obwohl wir nur Proben bis zu einer Tiefe von 30 cm genommen und damit zwar den größten Teil, aber nicht die gesamte Wurzelmenge erfaßt haben. Da sich die einmaligen Werte der Mulchparzelle etwa in den Grenzen halten, die von einigen Proben der Sukzessionsparzelle auch erreicht wurden, darf man wohl, mit aller Vorsicht, nicht unbedingt nennenswert höhere Wurzelmengen unterstellen, wie sie sich aus dem Abbildungsvergleich fast zwangsläufig ergeben. Keinesfalls ist aber die ursprünglich von SCHREIBER (u. a. 1980a) geäußerte Vermutung bestätigt worden, daß - in Anlehnung an entsprechende Untersuchungen aus dem Solling (SPEIDEL & WEISS 1971, 1972, 1973) und die Untersuchungsergebnisse von KLAPP (1943, 1971) über den Einfluß von Schnitt- und Weidehäufigkeit auf die Menge und Verteilung der Wurzelmenge - die Sukzessionsparzelle den höheren Anteil an unterirdischer Phytomassenproduktion aufweisen müßte.

Die Saisonalität der Feinwurzelbildung und die relativ kurze Lebensdauer der Saugwurzeln sind bekannt (vgl. u. a. KLAPP 1971; BÖHM et al. 1983; MÖHRING 1984). SPEIDEL & WEISS (1971, 1972, 1973) stellten auf den Solling-Wiesen fest, daß zur Zeit des größten oberirdischen Zuwachses im Juni die Wurzelmenge am geringsten war und zum Herbst oder dem zeitigen Frühjahr wieder anstieg. In Hepsisau finden wir das gleiche Verteilungsbild - wobei leider im April noch keine Wurzeluntersuchung stattfand und die gestrichelt eingezeichnete Linie des Verlaufs des Wurzelzuwachses bis zur ersten Probennahme Mitte Mai möglicherweise eine falsche Annahme ist, obwohl NILSSON (1970) auch einen Frühsommergipfel bei seinen südschwedischen Wiesen fand. Die von uns gefundenen Werte um 8000 kg/ha sind keineswegs einmalig; ähnliche Angaben stammen von SPEIDEL & WEISS, während NILSSON sogar von 11000-13000 kg/ha berichtet. Tatsächlich sind die von uns ermittelten Größenordnungen aber nur ein Minimalbetrag, weil der permanent und zwischenzeitlich z. T. sehr schnell stattfindende erhebliche Umsatz an Feinwurzeln, der mehr als 50% der gemessenen Wurzelmenge ausmacht (vgl. u. a. NILSSON 1970; STEEN 1983), gar nicht miterfaßt worden ist.

4.1.3. JAHRESZEITLICHE VERÄNDERUNGEN IN DEN STOFFGEHALTEN DER OBERIRDISCHEN UND UNTERIRDISCHEN PHYTOMASSE IN HEPSISAU

Die Analysen der Stoffgehalte der oberirdischen Phytomasse in der Sukzessionsparzelle zeigen eine deutliche Abnahme der Rohproteingehalte von April bis Juni 1979 um etwa 50% (Abb. 13; Analysen von JACOB & SCHULZ); danach fallen die Werte nur noch geringfügig. Dabei muß hinzugefügt werden, daß es sich um einen vorwiegend krautigen, mehrschichtigen Bestand mit etwa 100% Deckung von Kräutern, aber nur knapp 50% Anteil an Gräsern gehandelt hat (vgl. Tab. 3, Anhangstab. 4). Deutlich ist auch der Verlust an Kalium, das von ursprünglich 4% der Trockensubstanz auf unter 1% abnimmt. Auch Phosphor läßt einen leichten Rückgang erkennen, während Kalzium und Magnesium annähernd gleiche Konzentrationen über die gesamte Vegetationsperiode bis zum völligen Absterben der oberirdischen Phytomasse aufweisen. Die relativ hohen Gehalte an Kalium und Phosphor sind dem entschiedenen Vorherrschen der Kräuter über den Gräseranteil zuzuschreiben (vgl. Tab. 8); Leguminosen spielen hingegen praktisch keine Rolle. Im übrigen entsprechen die angegebenen Werte in der Größenordnung durchaus den Literaturangaben (z. B. KLAPP 1965, 1971).

Offensichtlich werden Stickstoff, Kalium und Phosphat, deren Gehalte nicht mit der steigenden Phytomassenproduktion zunehmen, mit zunehmender Vergilbung aus diesen Sproßteilen rückverlagert. Vermutlich findet eine entsprechende Anreicherung in den überwinternden basalen Sproßteilen der Hemikryptophyten statt, die wir aber nicht nachgewiesen haben, denn die Stoppeln bis zum Wurzelhals wurden, wie bereits erwähnt, nicht abgeerntet und untersucht. KLAPP (1937) hat dies aber z. B. für *Dactylis glomerata* belegt, die immerhin mit 15-20% in der Sukzessionsparzelle in Hepsisau vorkommt (Anhangstab. 4).

Eine zeitlich entsprechende Zunahme in den Wurzeln (Tab. 7) konnte nicht festgestellt werden, wenngleich gerade Kalium und Phosphor durch das Auswaschen der Wurzeln vermutlich nicht kalkulierbare Verluste erlitten haben; andererseits sind jedoch die Gehalte beider Elemente zu den verschiedenen Zeitpunkten zwar relativ niedrig, aber so ähnlich, daß man zum Herbst hin kaum eine Erhöhung durch Einlagerung annehmen kann. Diese mit aller Vorsicht geäußerte Meinung findet eine Stütze durch die gerade beim Kalium mit zunehmender Tiefe erfaßte Steigerung der Gehalte in den Wurzeln vor allem bei der ersten Probennahme 1979, während die winterliche Probe von Februar 1980 dies bestenfalls nur noch andeutet. Es sind also trotz der

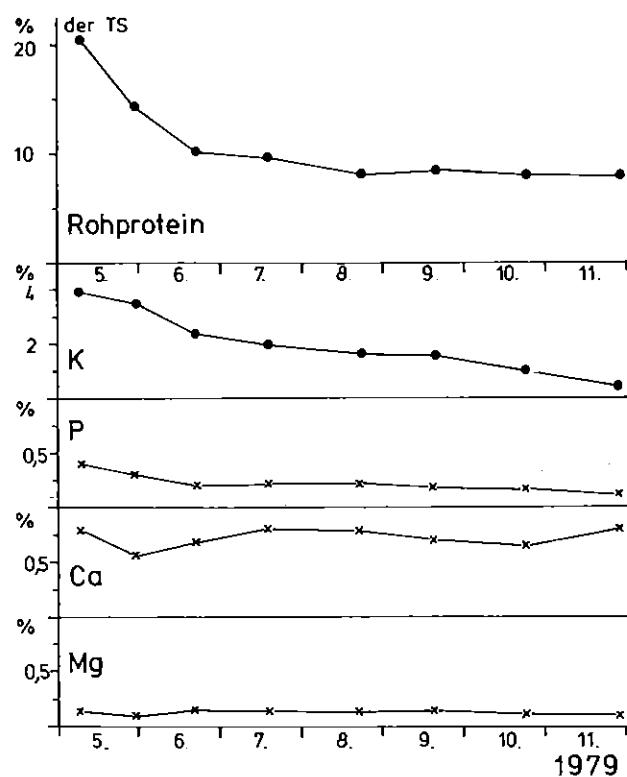


Abb. 13: Konzentration und Konzentrationsverlauf verschiedener Inhaltsstoffe in der oberirdischen Phytomasse der Sukzessionsparzelle in Hepsisau in der Vegetationsperiode 1979 (nach Daten von JACOB & SCHULZ; vgl. SCHREIBER 1980b). Die Prozentanteile von Phosphor und Kalium sind, verglichen mit den Werten der Tab. 8, relativ hoch und weisen auf den starken Einfluß des hohen Kräuteranteils am Bestand hin (Über 100% Deckung gegenüber knapp 50% Grasanteil); Leguminosen sind daran kaum beteiligt. Vermutlich werden Stickstoff, Kalium und Phosphor vor dem Vergilben von Blättern und Halmen bzw. Stengeln in die überwinternden basalen Sproßteile der Hemikryptophyten verlagert.

vermuteten Auswaschungsverluste keine vollständigen Nivellierungen, sondern durchaus deutliche Konzentrationsunterschiede festzustellen. Auch bei Kalzium und Magnesium zeigt sich die Tendenz zunehmender Gehalte in den tieferen Wurzelhorizonten bei insgesamt sehr ähnlichen Größenordnungen wie in dem Sproßsystem (Abb. 13; vgl. auch Tab. 8).

4.2. UMSATZ DER ORGANISCHEN SUBSTANZ

Schon frühzeitig fiel uns die Koinzidenz zwischen dem Wasserhaushalt der Versuchsstandorte und dem Umsatz der in einer häufig mächtigen Streuauflage akkumulierten, abgestorbenen oberirdischen Phytomasse auf (SCHREIBER 1977, 1978, 1980a, b). SCHIEFER (1981a) sammelte einiges Material und veröffentlichte 1983 (a) weitere Ergebnisse über die Menge an Streu zu verschiedenen Jahreszeiten. In Tab. 3 sind bereits die

wichtigsten Resultate über Streuproduktion und Umsatz in Beziehung gesetzt worden zu den großenteils dadurch - und dem Nährstoffhaushalt der Standorte - gesteuerten Sukzessionsabläufe in den Pflanzenbeständen.

4.2.1. STOFFGEHALTE DER STREU

In Abb. 13 sowie in Tab. 7 sind bereits einige Werte über die wichtigsten (Nähr)Stoffgehalte der Phytomasse vor, während und nach der Vergilbungsphase mitgeteilt worden. Tab. 8 enthält weitere Angaben, die nach den grundlegenden Untersuchungen von KÖNIG (1950) zwar bekannte und zu vermutende Ergebnisse vermitteln, jedoch die wichtige Rolle einzelner Arten bzw. Artengruppen wie Gräser, Kräuter und Leguminosen im Hinblick auf Nährstoffgehalte und Abbau organischer Substanz unterstreichen (vgl. KLAPP 1971). Dabei fallen Unterschiede zwischen den einzelnen Jahren auf.

Es wird deutlich, daß die Grasfraktion ziemlich einheitlich einen Rohfasergehalt um 35% enthält, während der Anteil der Rohfaser bei Kräutern und Leguminosen erheblich, in Bernau fast um die Hälfte niedriger liegt. Die Unterschiede bei den Gräsern sind trotz unterschiedlicher Artenzusammensetzung - in Rangendingen-Hart vor allem *Bromus erectus* und *Brachypodium pinnatum*, in Ettenheim-Münster hingegen vor allem *Arrhenatherum elatius*, *Festuca rubra commutata*, *Holcus mollis*, in Bernau aber *Deschampsia flexuosa*, *Agrostis tenuis* und *Nardus stricta* - auffallend gering.

Vielfach weniger deutlich, aber in der Regel vorhanden, sind die Differenzen zwischen Gras- und Kräuter/Leguminosenfraktion bei den Hauptnährelementen Stickstoff, Phosphor und Kalium, aber auch bei Kalzium und Magnesium. So nimmt es denn nicht wunder, wenn die Streuzersetzung auf nährstoffreicherem Standorten mit hohem Kräuteranteil an der oberirdischen Pflanzenmasse rascher vorstatten geht als auf den ärmeren Standorten mit für die Mineralisation ungünstigen hohen Gehalten an rohfaserreichem und nährstoffärmerem Grasmaterial (vgl. Tab. 3).

Besonders deutlich wird dies beim Vergleich der Zersetzungsgeschwindigkeit, die in Tab. 3 für einige Anlagen angegeben ist, mit der Datensammlung von Tab. 9, die vergleichbare Werte der ungestörten natürlichen Sukzessionsparzelle aus allen Versuchsflächen - mit Ausnahme der seit 1982 ausgeschiedenen Anlage Hochstetten - um Mitte Mai 1983, aber auch aus anderen Jahren enthält. Abgesehen von den nach Konvention

pflanzenverfügbaren CAL-Phosphatgehalten zur Zeit der Streuentnahme, die nur zur Orientierung mitgeteilt werden, erreicht nur die Sukzessionsfläche in Hepsisau mit der am stürmischsten verlaufenden Streuzersetzung einen relativ hohen Gesamt-Phosphat- und -Kaliumspiegel bei hohen bis höchsten Gehalten aller übrigen Elemente, während der größere Teil der Anlagen das Mittelfeld beherrscht. Nur die Versuchsflächen St.-Johann, Rangendingen und Fischweiher erreichen gerade etwa die Hälfte dieser Mengen bei Phosphat und Kalium, während sie sich vielleicht noch beim Gesamtstickstoff, aber nicht mehr bei den übrigen Elementgehalten wesentlich von den anderen Anlagen unterscheiden. Das verwundert zwar nicht bei den beiden relativ nährstoffarmen Halbtrockenrasenstandorten, jedoch bei den wechselfeuchten bis feuchten Gleyböden von Fischweiher. Die dort zu beobachtende relativ gute Streuzersetzung - die sicher nicht nur auf die warme Lage und längere Vegetationsperiode zurückzuführen ist (vgl. Tab. 1 und SCHIEFER 1981a), denn dies trübe gleichermaßen für Rangendingen zu - leitet sich vermutlich neben den dafür zumindest nicht ungünstigen Wasserhaushaltsbedingungen während der Vegetationsperiode auch von dem recht günstigen C/N-Verhältnis der Streu ab, das mit den Rohproteingehalten in enger Korrelation steht. Alle Anlagen mit trüger Umsatzrate für die Streuauflage oder gar von uns beobachteter Akkumulation in Gebieten mit ausreichend langer Vegetationsperiode haben C/N-Verhältnisse um und über 30, vor allem die ersten 3 Anlagen mit mäßig trockenen bis (wechsel)trockenen Standorten; dort beträgt das C/N-Verhältnis um 38, in einzelnen Jahren, wie 1980, sogar weit über 40! Überhaupt zeigt Tab. 9 recht deutliche Unterschiede in Stoffgehalten und C/N-Verhältnis auf der gleichen Versuchsfläche in verschiedenen Jahren. Dies fiel bereits bei Tab. 8 auf. Damit wird durchaus verständlich, daß im Zusammenwirken mit anderen Faktoren nicht nur die Geschwindigkeit, sondern auch die Vollständigkeit der Zersetzung nicht in jedem Jahr die gleiche Größenordnung aufweisen können.

Nimmt man die unterschiedlichen Wassergehalte hinzu, welche die als Streu auf den Boden gelangte oberirdische Phytomasse, weitgehend an Standort und Artenzusammensetzung gebunden, haben kann (Tab. 10) - vor allem bei der Zersetzung der Mulchmengen zu verschiedenen Mulchterminen -, so mag auch hierin neben günstigen Temperatur- und Durchfeuchtungsbedingungen in den Oberböden ein weiterer Einfluß auf die rasche biologische Aufarbeitung der abgemulchten Pflanzensubstanz in Hepsisau (Abb. 11) oder deren träge Zersetzung an anderen Standorten liegen. Dabei bedeuten niedrige Trockensubstanzgehalte entsprechend hohe Wasserge-

halte der Mulchmasse - bis zu 85% beim ersten Schnitt in Hepsisau 1984! -, die beim späteren Schnittermin des zweimaligen Mulchens in der Regel bereits deutlich niedriger liegen; erst recht ist dies der Fall bei immer größer werdenden Intervallen des Mulschnitts, vor allem wenn dieser im August oder gar im September - wie er häufiger entgegen dem Versuchsanplan in einzelnen Anlagen stattfand -, erfolgt. Bei dem nur alle 3 Jahre stattfindenden Mulchen, vermutlich auch schon beim Mulchen jedes 2. Jahr, ist der ausgesprochen hohe Trockensubstanzgehalt der Mulchmasse sicher auch durch unzersetzte Streureste der Vorjahre verursacht.

4.2.2. JAHRESZEITLICHE VERÄNDERUNGEN DER STOFFGEHALTE DER STREUDECKE AM BEISPIEL VON HEPSISAU

Ergänzend zu den Ermittlungen der Streumengen in den Parzellen "Mulchen 2x jährlich" und "natürliche Sukzession" in Hepsisau im Jahre 1983 (vgl. Abb. 12) sind auch Analysen der Stoffgehalte in den Proben der einzelnen Entnahmetermine angefertigt worden (Tab. 11). Diese zeigen teilweise deutliche Gradienten. So scheinen Kalium und Magnesium, vielleicht auch das Phosphat ein Optimum an Gehalten in der Streuauflage der 2x jährlich gemulchten Parzelle während der Sommermonate aufzuweisen, das von einem gleichzeitigen Anstieg des C/N-Verhältnisses, einer entsprechenden

Depression im Rohproteingehalt und einem stetigen Anstieg im Kohlenstoffgehalt bis zum Ende der Vegetationsperiode begleitet ist. Tiefstwerte Anfang Juli, zur Zeit oder vermutlich besser nach der stärksten Mineralisation oder - etwas vorsichtiger - der Abbaurate der Streuauflage unterbrechen diesen Trend mit Ausnahme des zu diesem Zeitpunkt ungünstigen C/N-Verhältnisses in der Reststreu!

Dieser Trend ist bei sonst ähnlichem Verhalten der Elemente in der Streuauflage der Sukzessionsparzelle nicht zu erkennen; vielfach finden wir an den beiden Probennahmeterminen Anfang Juli und August die höchsten Werte. Das C/N-Verhältnis wird nach kurzer Erholung im Mai ständig ungünstiger, gegenläufig ist die stetige Abnahme des Rohproteingehaltes der Streu in der Sukzessionsparzelle.

4.2.3. ZUSAMMENFASENDE ÜBERLEGUNGEN ZUM ABBAU DER STREUDECKEN IN DEN BRACHEVERSUCHEN

Ein entscheidender Faktor für die Möglichkeiten des vollständigen Abbaus der abgestorbenen oberirdischen Phytomasse unabhängig von der produzierten Menge innerhalb eines Jahres (vom Juli bis Juni des nächsten Jahres!) ist die Länge der Vegetationsperiode. Nach unseren Beobachtungen ist dies ziemlich regelmäßig nur dort der Fall, wo sie etwa 180 bis 190 Tage an-

Tab. 11: Stoffgehalt der Streuauflage in der Vegetationsperiode 1983 in den Parzellen "Mulchen 2x jährlich" und "natürliche Sukzession" in Hepsisau (Daten zu den Streumengen in Abb. 12)

	mg/100g CAL- P ₂ O ₅	bei 400°C verascht mg/100g					% Gesamt- N	C/N	% Roh- protein
		P ₂ O ₅	K ₂ O	CA	Mg	Na			
Mulchen 2xjährlich									
Termin	4. 4.83	129,2	309,3	374,4	1144,4	235,6	4,28	1,68	40,7
	30. 4.83	103,2	285,6	398,4	1151,5	361,9	6,95	1,43	37,9
	26. 5.83	107,7*	371,6*	853,2*	824,0*	531,0	9,63*	1,46*	30,8*
	2. 7.83	84,1	214,6	708,0	781,5	325,0	4,13	1,14	38,6
	2. 8.83	113,9	395,4	1128,0*	980,9	501,8	8,9,5	1,51	38,8
	4. 9.83	136,6	344,7	579,6	1082,8	270,4	7,83	1,71	41,9
	3.10.83	136,3	382,6	749,7	888,7	290,6	7,27	1,91	40,6
	1.11.83	121,6	379,3	367,5	944,0	193,1	7,06	1,54	42,6
Natürliche Sukzession									
Termin	4. 4.83	94,8	328,3	203,2	836,0	163,8	0,87*	1,73	42,5
	30. 4.83	91,5	286,8	752,4	993,2	207,0	3,75	1,63	43,6
	26. 5.83	91,7	342,9	488,4	854,8	306,2	3,93	1,74	39,1
	2. 7.83	81,6	301,5	625,2	947,4	328,9	6,50	1,49	39,1
	2. 8.83	147,3	270,0	996,9	1038,6	438,5	7,70	1,23	38,8
	4. 9.83	168,6	310,4	494,4	930,1	244,8	9,75	1,28	42,6
	3.10.83	91,7	236,1	583,8	597,1	175,8	4,21	1,17	44,0
	1.11.83	90,1	258,8	226,2	693,2	144,1	6,99	1,20	43,8
								37	7,5

*Keine Wiederholungsproben

*Starke Streuung der Einzelwerte

dauert (Zahl der Tage mit mindestens 7,5° C im Frühjahr und Sommer, 5° C im Herbst; entspricht etwa der Wärmestufe mäßig kühl (kühl) mit $\pm 7^{\circ}$ C Jahresmitteltemperatur bei ELLENBERG (1956, 1974) oder ziemlich kühl/kühl bei SCHREIBER et al. (1977; vgl. auch SCHREIBER 1980a, b).

Das nächste entscheidende Kriterium ist eine optimale Wasserversorgung, in der Sprache der Standortskundler Standorte mit den ökologischen Feuchtegraden \pm frisch bis feucht zumindest im Oberboden. Auf trockenen Standorten tritt bei jeder Austrocknungsphase eine Hemmung auf, was zu vorübergehender oder ständiger Akkumulation von Streu führen kann. Allerdings findet unter einer mächtigeren Streudecke eine Dämpfung dieser periodisch-episodischen Austrocknung statt, so daß nach einer gewissen Anhäufung ein Gleichgewichtszustand zwischen Abbau und Nachlieferung entsteht, z. B. in Rangendingen und St.-Johann. Auch auf feuchteren bis nassen Standorten kommt es durch vorübergehenden oder auch länger anhaltenden Sauerstoffmangel zum Stillstand des Streuabbaus und zur Akkumulation (vgl. die Ammoxyle und Niedermoore in unseren Versuchen, z. B. in Fischweiher). Allerdings gehören schon lange Naßphasen dazu, um eine spürbare Anreicherung nur unvollständig zersetzter Streu herbeizuführen. Auf den Gleystandorten in Fischweiher jedenfalls kommt es nur zur meist winterlichen Hemmung, eine Akkumulation mehrjähriger Streulagen ist praktisch nicht zu beobachten.

Schließlich entscheidet, wie die vorstehenden Unter-Kapitel zeigen sollten, der Nährstoffgehalt, vor allem an den Makronährstoffen Stickstoff, Kalium und Phosphor, über das Schicksal der Streu, insbesondere über die Geschwindigkeit des Abbaus auch großer, jährlich anfallender Mengen, wie z. B. in Hepsisau. Einen wichtigen Beitrag dazu liefert die von den Standortsbedingungen abhängige Artenzusammensetzung und deren jeweilige Gehalte an Rohfaser, Rohprotein und anderen Nährstoffen, wie wir allerdings grob, an dem Beispiel der Anteile der Hauptgruppen Gräser bzw. Grasartige (Gramineae, Cyperaceae, Juncaceae), Kräuter und Leguminosen, die auf ihre Art durch Luftstickstoffbindung zur Standortsverbesserung beitragen, gesehen haben.

So zeigt sich hier ein - nur grob skizziertes - vielschichtiges Wirkungsgefüge, das die Streuproduktion und den Streuabbau steuert, wobei wir auf die spezifischen Bedingungen und Abhängigkeiten des Abbaus von Oberbodeneigenschaften, vor allem in Hinblick auf die biologische Aktivität, noch gar nicht eingegangen sind.

4.3. ERGEBNISSE VON NÄHRSTOFFUNTERSUCHUNGEN DER BÖDEN IN DEN BRACHEVERSUCHEN

Seit 1975 ist im dreijährigen Turnus aus der unmittelbaren Nachbarschaft des größten Teils aller Dauerquadrat-Mischprobe aus den verschiedenen Bodentiefen von 0-4 cm, 4-8 cm, 8-12 cm, 12-20 cm sowie 20-40 cm entnommen worden, soweit dies bei anstehendem Gesteinsuntergrund überhaupt möglich war. Die Analysen des pH-Wertes sowie der Gehalt von P₂O₅ und K₂O übernahmen die LUFA's in Karlsruhe-Durlach (1975, 1978) und Stuttgart-Hohenheim (1981, 1984) nach den allgemein üblichen und gängigen Methoden, mit der Umstellung von der DL- auf die CAL-Methode beim Phosphat. Die Bestimmungen von Gesamt-N wurden in Münster zunächst im Azotomaten (Hereus), Gesamt-C nach HARRE durchgeführt, seit 1980 im C-N-Elementaranalysator (Carlo-Erba).

Aus der Fülle der Daten wurden wiederum nur die Parzellen "Mulchen 2x jährlich" und "natürliche Sukzession" herausgegriffen und für die Versuchsanlagen St.-Johann und Rangendingen-Hart (Abb. 14) sowie Hepsisau und Fischweiher (nur wechselfeuchter Braunerde-Oxygley, Abb. 15) dargestellt.

In allen Anlagen können wir zwar leichte Schwankungen des pH-Wertes feststellen, aber nirgends, auch in den hier nicht herangezogenen restlichen Anlagen, ist ein nennenswerter Abfall bemerkbar - was wir eigentlich bei der derzeitigen Situation in vielen Wäldern und den dort gefundenen pH-Absenkungen erwartet hätten. Es ist hingegen in den obersten Bodenschichten vielfach ein leichter Anstieg zu verzeichnen; besonders betrifft dies die natürliche Sukzession in Hepsisau mit einer Zunahme um fast einen ganzen pH-Wert. Es ist schwer zu entscheiden, ob dies nur mit der auf der Fläche verbleibenden Streu zusammenhängt, die ja durchaus respektable Kalziummengen aus den Böden aufgenommen und mit dem Abbau wieder in die Oberböden eingebracht hat, aber es bleibt zu vermuten.

In den Anlagen St.-Johann und Rangendingen (Abb. 14) läßt sich beim Phosphat kaum eine Änderung erkennen, jedoch deutliche Zunahmen beim Kalium; es ist jedesmal fast eine Verdoppelung, die beide Behandlungsparzellen zwischenzeitlich erfahren haben. In Hepsisau und Fischweiher ist ein leicht ansteigender Trend beim Phosphat zu verzeichnen, deutliche Zunahmen ebenfalls beim Kalium. Den größten Zuwachs weist die Sukzessionsparzelle in Hepsisau auf mit einer Steigerung des Anteils von 16 bis über 60 bzw. über 50 mg/100 g Boden. Dies liegt ganz auf der Linie der bisherigen Ergebnisse bezüglich der Nährstoffgehalte, des Umsatz-

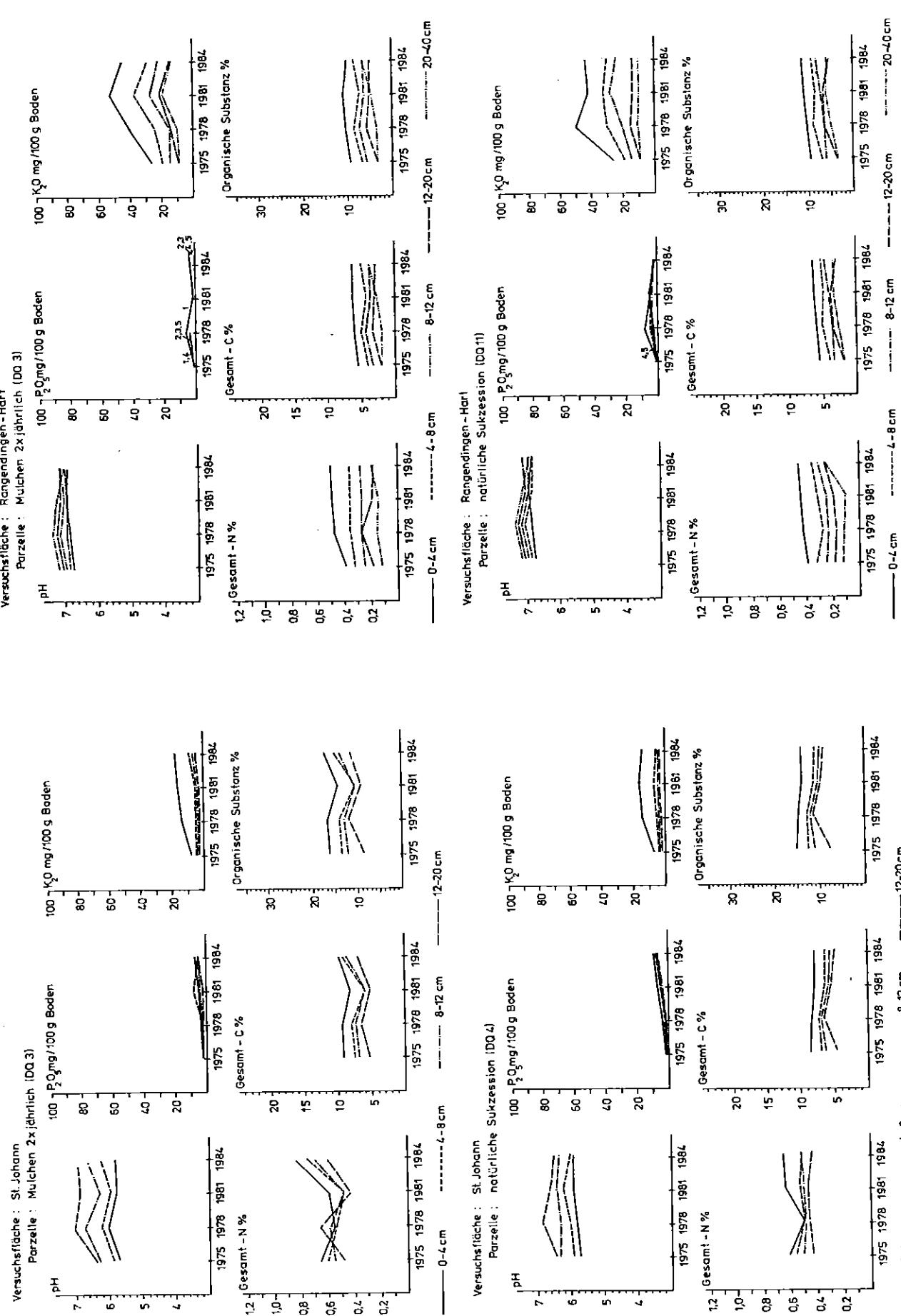


Abb. 14: Wichtige Nährstoff-, Gesamtstickstoff- und -kohlenstoffgehalte sowie organische Substanz in den Parzellen "Mulchen 2x jährlich" und "natürliche Sukzession" in den Versuchsanlagen St.-Johann und Rangendingen-Hart.

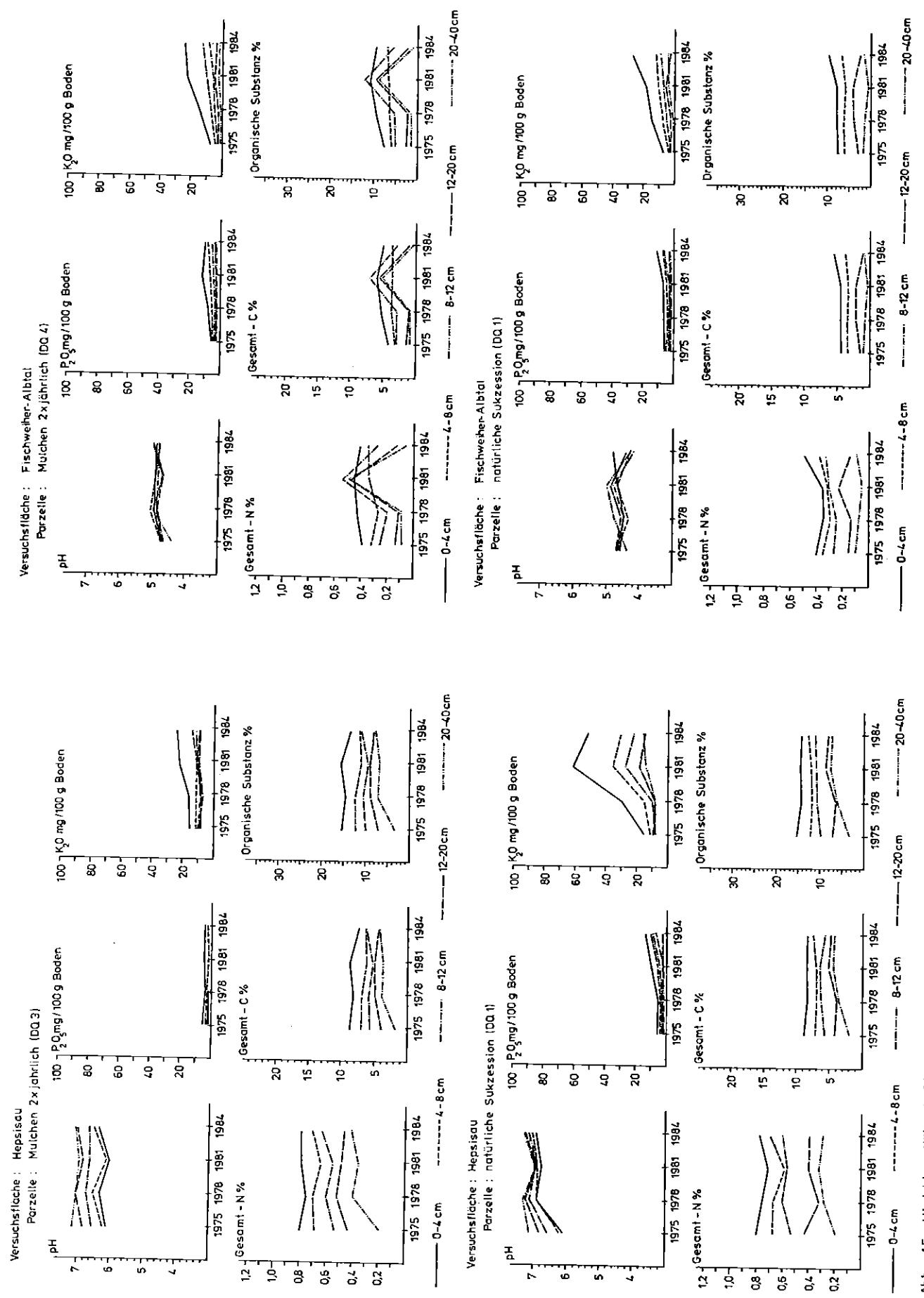


Abb. 15: Wichtige Nährstoff-, Gesamtstickstoff- und -kohlenstoffgehalte sowie organische Substanz in den Parzellen "Mulchen 2x jährlich" und "natürliche Sukzession" in den Versuchsanlagen Hepsisau und Fischweiler.

zes und der Ausbildung nitrophiler Stauden- und Saumgesellschaften.

Auch die Gesamt-N-Gehalte beider Parzellen in Hepsisau sind zwar deutlich mit der Tiefe gestaffelt, liegen aber eindeutig am höchsten von allen hier demonstrierten Anlagen. Erreicht werden diese Werte nur noch von den Anlagen in Melchingen, den tiefgründigen Humusbraunerden des südlichen Hochschwarzwaldes (Bernau, Todtmoos), verständlicherweise übertroffen nur von den Ammoorgleyen in Hochstetten und Plättig. Nahezu alle übrigen Versuchsflächen wiesen fast um die Hälfte geringere Gesamt-N-Werte auf; nur wenige der hier nicht vorgestellten Anlagen liegen dazwischen.

Die organische Substanz, üblicherweise mit dem Faktor 1,72 aus dem Kohlenstoffgehalt berechnet, erreicht mit etwa 15% in den oberen 4 cm der Böden der Sukzessionsparzelle von Hepsisau eine für Mineralböden bemerkenswerte Höhe (bei einem Pelosol!), die darauf hinweist, daß sich hier der optimale Humusspiegel nach KÖHNLEIN (1964) und KLAPP (1971) eingestellt hat. Nur die Braunerde-Rendzinen in St.-Johann erreichen ähnliche oder noch etwas höhere Humusgehalte.

Insgesamt weisen diese - wie die übrigen, nicht beigegebenen - Analysenwerte darauf hin, daß wir eher eine ansteigende als abfallende Tendenz im Verlauf von 10 Jahren finden und dies in der Regel deutlicher in den Sukzessionsflächen als auf den zweimal jährlich gemulchten Parzellen, die in den letzten Untersuchungsergebnissen durchaus häufiger Verluste zeigen. Am deutlichsten ist dies in Hepsisau ausgeprägt; erinnert sei in diesem Zusammenhang an die nach kurzem, kräftigen Anstieg ganz offensichtlich abfallenden Erträge der 2x gemulchten Parzelle in den letzten 5 Jahren (Abb. 10, Tab. 6).

4.4. ERGEBNISSE VON UNTERSUCHUNGEN ÜBER DIE MIKROBIELLE AKTIVITÄT DER PARZELLEN "MULCHEN 2X JÄHRLICH" UND "NATÜRLICHE SUKZESSION" IN HEPSISAU

Schon früher haben wir begonnen, mit einer einfachen Labormethode die Atmungsaktivität unterschiedlich bewirtschafteter Flächen zu untersuchen (SCHREIBER 1980a; BROLL 1981). Diese Ergebnisse warfen manche Fragen auf, die 1982 und 1983 mit größerem experimentellen Aufwand in Hepsisau überprüft wurden (BROLL & SCHREIBER 1985). Dabei zeigte sich, daß bei allen angewendeten Verfahren - Freilandmessung mit Infrarotsorptionsschreiber; Messung der Dehydrogenaseaktivität; Bestimmung der Atmungsaktivität mit Lungenabsorption; Stickstoffnettomineralisation - die Sukzessionsfläche zwar keineswegs die höchsten Werte von allen Varianten erreichte, aber immer um 1/4 bis 1/3 höhere Mengen aufwies als die zweimal jährlich gemulchte Parzelle (Tab. 12). Obgleich letztere durch stärkere Temperaturschwankungen gegenüber der Sukzessionsfläche die Mineralisationstätigkeit der Mikroorganismen in hohem Maße anregen und - wie z. B. die extensiv beweidete Parzelle -, höhere Atmungs- und Mineralisationsaktivitäten erreichen sollte, bleibt sie trotz geringer Streuauflage und leicht zersetzblicher Streu weit hinter den Erwartungen zurück.

Dies ist vermutlich auf Bodenverdichtungen zurückzuführen. Sowohl herbstliche hohe Ammoniumgehalte als auch mikromorphologische Untersuchungen an Kubien-Tränklingen (LINKE 1983; KRAUSE mündl.) weisen darauf hin. Außerdem scheint die Mächtigkeit der herbstlich-winterlichen Streudecke auf der zweimal jährlich gemulchten Fläche zuzunehmen; denn im März 1978 hat SCHIEFER (1982a) nur 6% des Vorjahresertrags auf der Fläche gefunden, im März 1983 waren es aber 17%. Dies mag zwar an den Zufälligkeiten der Jahreswitterung

Tab. 12: Mikrobiologische Aktivität in verschiedenen behandelten Bracheparzellen in Hepsisau in den Jahren 1982 und 1983 (nach BROLL & SCHREIBER 1985)

	Angaben in ppm				
	extensive Weide	Mulchen 1xjährlich	natürl. Sukzession	Mulchen jedes 2. Jahr	Mulchen 2xjährlich
Atmungsaktivität Juli 1982 (Infrarotschreiber) Juli 1983 $\text{CO}_2/500 \text{ cm}^2/\text{min}$	360 337	347 332	303 310	312 265	222 144
Dehydrogenaseaktivität 1982* Verbrauch an Triphenyl-formazan (TPF)	279	269	217	215	161
Stickstoffmineralisation					
$\text{NO}_3\text{-N}$	1982 [†] 1983	103,3 106,7	97,3 92,4	82,4 93,3	90,7 103,6
$\text{NH}_4\text{-N}$	1982 1983	7,9 8,6	9,3 8,4	9,1 8,8	7,3 6,2
					61,6 55,7
					6,2 4,6

* Janressmittelwerte aus 8 Bestimmungen

† Jahressummenwerte (nach GERLACH)

und anderen Ursachen liegen, die ja auch für stärkere Schwankungen bei der Streudecke der Sukzessionsparzellen gesorgt haben; dennoch ist es ein Mosaiksteinchen zu einer Vorstellung, die im folgenden Kapitel diskutiert werden soll.

Eigentümlicherweise zeigen die Regenwurmabundanzen, nicht nur nach älteren Erhebungen (SCHREIBER 1980 a, b), sondern auch bei einer Wiederholung der Untersuchungen des Regenwurmbesatzes im Jahr 1984 in der Regel eine entgegengesetzte Tendenz zu den mikrobiologischen Befunden: Deutlich höhere Zahlen an Regenwürmern in den 2x jährlich gemulchten Parzellen - die allerdings selten die von KLAPP (1971) für Wiesen und Weiden angegebenen Größenordnungen erreichen, auch nicht auf den Weideparzellen! -, andererseits teilweise ganz erheblich niedrigere Regenwurmabundanzen in den Sukzessionsparzellen. Da die Regenwürmer, zusammen mit anderen Bodentieren, in bedeutendem Maße an der Streuzersetzung und ihrer biogenen Einarbeitung in die Böden beteiligt sind, darf dies nicht unerwähnt bleiben, kann jedoch an dieser Stelle nicht weiter vertieft werden.

5. FINDET BEI DEN PARZELLEN "MULCHEN 2X JÄHRLICH" EIN AUSHAGERUNGSPROZESS, IN DEN SUKZESIONEN HINGEGEN EINE ANREICHERUNG STATT?

Im Jahre 1980 zeigte sich anlässlich einer Rundfahrt durch alle Anlagen im Frühjahr vor dem ersten Mulchschnitt in vielen Mulchparzellen eine Aufhellung der grünen Farbe gegenüber den benachbarten, extensiver behandelten Flächen. Insbesondere die Mulchparzelle in Hepsisau fiel durch ein etwas chlorotisch wirkendes, normalerweise als Stickstoffmangel gedeutetes helles Grün auf. Eine Erklärung schien nicht möglich. Jedoch setzte mit diesem Jahr nicht nur in Hepsisau, sondern auch, wie bereits gezeigt, in anderen leistungsfähigen Anlagen ein Rückgang der jährlich erfaßten Erträge der Mulchparzellen ein (vgl. Abb. 10, 11). Darüber hinaus nahmen die Armutzeiger - von SCHIEFER (1981a) in allen Tabellen als ökologische Gruppe gesondert ausgewiesen (vgl. auch die als Beispiel angeführten Anhangs-Tab. 1-5, die allerdings aus Platzgründen stark verkürzt sind und nicht alle standörtlich unterschiedlichen Varianten von "Mulchen 2x jährlich" und "Sukzession" enthalten) - als Hinweis auf den Stickstoffmangel in den letzten Jahren zu, während sie in den Sukzessionsflächen rückläufig oder vielfach bereits verschwunden sind und stellenweise durch Stickstoffzeiger ersetzt wurden.

Überdies könnte man aus einigen Diagrammen über die Gehalte an organischer Substanz eine gewisse Humuszehrung herauslesen. Sicher scheinen die geringeren Phosphor- und besonders Kaliumwerte in der Mulchparzelle in Hepsisau gegenüber den Sukzessionsflächen zu sein. Die vorstehend mitgeteilten Angaben über die geringe Atmungsaktivität und Stickstoffnettomineralisation zeigen deutlich die Benachteiligung der Mulchparzelle. Schon die Werte von SCHIEFER (1981a) lassen mit Ausnahme der höchstgelegenen Fläche in Bernau auch in anderen Anlagen ähnliche Tendenzen erkennen.

Wenn man davon ausgeht, daß die mehr oder weniger rasche Zersetzung der liegengebliebenen Mulchmasse sowohl des ersten wie erst recht des zweiten Schnitts nach den Wurzeluntersuchungen in Hepsisau (vgl. Abb. 12) in eine Phase geringer oder abnehmender Wurzelmengen fällt, die die mineralisierten Nährstoffe aufnehmen könnten, so ist durchaus ein Auswaschungsverlust erkennbar; dies könnte vor allem die zweite Hälfte der Vegetationsperiode mit zahlreich absterbenden Saugwurzeln betreffen.

Hingegen ist die Mineralisierungsrate auf den Sukzessionsflächen infolge der bereits verholzt auf den Boden gelangenden Streu relativ gering und paßt sich mehr an den natürlichen Rhythmus der Wurzelbildung an! Die Auswaschungsverluste wären geringer. Überdies wird ein vermutlich nicht geringer Anteil der Nährstoffe in einem internen, verlustlosen Kreislauf umgelagert, so daß dieser Vorrat, über den die Mulchparzelle gar nicht verfügt, keinesfalls verloren geht. Auf diesem Wege könnte es zu einer allmäßlichen Anreicherung kommen, die ihren Ausdruck bereits in einer Zunahme von Stickstoffzeigern bzw. im Verschwinden der konkurrenzschwachen Stickstoffmangelzeiger findet.

Diese sich in der zweiten Hälfte der Versuchsdauer von erst 10 Jahren andeutenden Vorgänge betreffen zunächst die leistungsfähigsten Flächen, weil bei ihnen am meisten umgesetzt wird und dem ganzen System auch am meisten verloren gehen kann. Bei Standorten mit schlechterem Nährstoffstatus verlaufen diese Prozesse langsamer.

Es wird sich zeigen müssen, ob die beobachteten Phänomene und die daraus abgeleitete Hypothese Bestand haben. Im Übrigen sei auf die Ausführungen von SCHIEFER (1984) zu diesem Problem verwiesen, die sich allerdings auf nicht gedüngte, zweimal gemähte Wiesen mit Herausnahme des Ertrages in anderen Grünlandversuchen in Baden-Württemberg beziehen.

6. DANKSAGUNG

Die erfolgreiche Durchführung eines solchen Versuchsprogramms kann nicht das Werk eines einzelnen sein. Deshalb habe ich allen Grund, für die von vielen Seiten erbrachte Unterstützung und Hilfeleistung im Laufe der vergangenen 10 Jahre zu danken.

Dieser Dank gilt zunächst dem Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten in Baden-Württemberg für die finanzielle Förderung dieses umfangreichen Projektes, vor allem dem großen Interesse und der stetigen Unterstützung durch die Herren Ministerialrat TOUSSAINT und Dr. SCHULZE; ferner den Vertretern der Regierungspräsidien in Freiburg, Karlsruhe, Stuttgart und Tübingen, die sich im Verein mit den zuständigen Landwirtschaftsämtern und deren Versuchstechnikern sowie der Weideinspektion Schönau um die ordnungsgemäße Versuchsdurchführung und die Pflege der Versuche mit großem Engagement bemüht haben. Auch die Staatl. Versuchsanstalt für Grünlandwirtschaft und Futterbau in Aulendorf - deren Mitarbeiter Dr. SCHIEFER seit vielen Jahren war - mit ihrem Leiter, Dr. SCHÖLLHORN, der die Entwicklung der Versuchsanlagen mit großem Interesse verfolgte und die personellen und technischen Möglichkeiten der Anstalt für die Fortführung der wissenschaftlichen Untersuchungen einsetzte, ist in diesen Dank eingeschlossen.

Gleichermassen habe ich auch meinen Technischen Assistentinnen, Frau GÖSSLING, Frau KRÖGER und Frau FUCHS in Münster für ihre zuverlässigen und vielfach sehr zeitaufwendigen Gelände- und Laborarbeiten zu danken. Nach dem tragischen Tod von Herrn SCHIEFER haben mir spontan Frau BERNING und die Herren STELZIG und NEITZKE bei der Erledigung der wichtigsten vegetationskundlichen Arbeiten in den Versuchen geholfen; ich weiß diese Hilfe zu schätzen und bin herzlich dankbar dafür.

Neben vielen, die überdies an Geländeerhebungen, Auswertungen und Zeichnungen beteiligt gewesen sind, hat meine Sekretärin Frau LEPPIG die Arbeit seit meinem Beginn in Münster begleitet, Texte und umfangreiche Tabellen geschrieben; für diese Mitarbeit meinen aufrichtigen Dank.

7. ZUSAMMENFASSUNG

In den seit 1975 laufenden Bracheversuchen haben sich zum Teil erhebliche Veränderungen ergeben. Einen komprimierten, auszugsweisen Überblick bietet Tab. 3. Wichtige Grundzüge der Vegetations- und Stoffdynamik seien in Stichworten angegeben:

1. Sukzessionsparzellen:

- Bestandsentwicklung auf nährstoff(N)reichen Standorten in Richtung nitrophiler Stauden- und Saumgesellschaften; mäßig nährstoffversorgte Standorte im ± frischen bis feuchten Bereich neigen zu artenarmen *Arrhenatherion*-Dauerstadien; trockene, nährstoffarme Standorte tendieren entweder zu kennartensarmen Halbtrockenrasen-Dauerstadien oder bilden helio-thermophile Saumgesellschaften des *Trifolion medii*; sehr feuchte bis nasse Standorte entwickeln sich zu Hochstaudenfluren als Dauergesellschaften;
- Artenabnahme zum Teil erheblich, u. U. nach vorübergehendem Anstieg; unter einer selbst bei raschen Umsatz ± ständig vorhandenen Streudecke zeigen sich hochwüchsige Hemikryptophyten und Rhizompflanzen als konkurrenzkräftig und bestandsbildend, während Stolonen- und Rosetten-Hemikryptophyten stark unterdrückt werden;
- Verringerung der Vegetationsperiode der Sukzessionsbestände, späterer Blühbeginn, weniger bunte, vorherrschend weiße Blütfarben;
- Abbau der Streudecke deutlich verlangsamt gegenüber Flächen mit liegenbleibendem 2-maligen Mulchschnitt;
- in zunehmendem Maße entwickelt sich ein buntes, vermutlich im Laufe der Jahre wechselndes Mosaik an unterschiedlichen Artdominanzen; Flächen wirken uneinheitlich; Dauerquadrate sind häufig nicht mehr repräsentativ für die Flächen, die sie eigentlich kennzeichnen sollten;
- in den Böden häufig eine Zunahme von Makronährstoffen und organischer Substanz, soweit nicht bereits hoher Humusspiegel vorhanden; keine Abnahme der pH-Werte, eher eine Zunahme, Tendenzen, die auf Verbesserung des Nährstoffhaushaltes hindeuten; meist geringe Regenwurmzahlen, deutlich geringer als in Mulchparzellen;
- zahlreiche Ameisenbauten, zunehmend mit Sukzessionsdauer, in mäßig frischen bis trockenen Entwicklungsreihen.

2. Parzellen "Mulchen 2x jährlich":

- Bestandsentwicklung zu typischeren Gesellschaften des *Mesobromion* bei trockenen Standorten, zu *Arrhenatherion*-Gesellschaften bei frischeren und feuchten Standorten durch Zunahme von Kenn- und Trennarten, sofern nicht bereits von Anfang an in diesem Zustand;
- Artenzunahme mit vorstehender Entwicklung verbunden; häufig Zunahme von Rosetten- und Stolonen-Hemikryptophyten, meist schwache Förderung von niedrigwüchsigen Rhizom-Hemikryptophyten;
- Verlängerung der Vegetationsperiode, früheres Blühoptimum als bei Sukzession, farbenreichere Blühaspekte; einheitlichere Bestände als bei Sukzession; teilweise Zunahme von Armutssiegern;

- Streuabbau bisher deutlich schneller mit nur geringen Reststremengen im folgenden Frühjahr;
- allgemeine Verringerung der mikrobiologischen Aktivitäten der Böden, geringere Stickstoffmineralisationsraten als in Sukzessionsflächen; Ursachen z. T. in Bodenverdichtungen; jedoch deutlich höhere bis höchste Regenwurmabundanzen; möglicherweise allgemeiner Trend zur Zunahme von Reststremengen des Vorjahres im Frühjahr auf Grund nachlassender biologischer Aktivität;
- in der Regel geringere Zunahme an Makronährstoffen im Boden; teilweise Tendenz zu Humusabbau, teilweise aber auch, bei niedrigem Niveau, Zunahme der organischen Substanz;
- es wird die Vermutung einer Aushagerung diskutiert; möglicherweise verursacht durch Nährstoffverluste bei der z. T. sehr heftigen Streumineralisierung und gleichzeitig geringeren Mengen an Feinwurzelmasse; als N-Mangelsymptome gedeutete Aufhellungen des Aufwuchses und Zunahme von Armutszeigern beobachtet.

3. Allgemeine Feststellungen:

- in einzelnen Anlagen starker Wildverbiss bzw. Befall von *Vaccinium myrtillus* mit Schildläusen, dadurch erhebliche Beeinflussung der Artenzusammensetzung betroffener Bestände;
- Akkumulation von Streu in Hochlagen (kurze Vegetationsperiode), auf trockenen und sehr nassen Standorten; Geschwindigkeit des Abbaus abhängig von höherem Kräuteranteil und geringerem Gräseranteil an der Streu; damit verbunden in der Regel höhere Nährstoff- und Rohprotein gehalte in Kräutergruppen;
- Wurzelphytomasse erheblich größer als Sproßphytomasse, starke Saisonalität mit Sommermaximum in Zunahme der Wurzelmasse; zum Herbst vor allem in Sukzessionsbeständen vermutlich nicht unbeträchtliche Verlagerung von N, P, K in basale Sproßbereiche (überwinternde Sproßteile der Hemikryptophyten), in Wurzeln nicht nachweisbar;
- starke lokale Artendominanzen zwingen vor allem in Sukzessionsflächen zu einer Kombination von Pflanzenbestandsaufnahme und flächenhafter Kartierung, um jährliche oder in größeren Intervallen auftretende Verschiebungen zu erfassen; ev. Hilfe durch Fotodokumentation, Luftbild, Fesselballon o.ä.

8. LITERATUR

- BÖHM, W., L. KUTSCHERA & E. LICHTENEGGER (Hg), 1983: Wurzelökologie und ihre Nutzanwendung. Int. Symp. Gumpenstein 1982, Irnding, Österreich: 774 S.
- BROLL, G., 1981: Jahresgang der biologischen Aktivität auf verschiedenen Standorten unterschiedlicher Bewirtschaftung in Südwestdeutschland. Staatsexamensarb., Inst. Geogr., Univ. Münster: 87 S.

- BROLL, G. & K.-F. SCHREIBER, 1985: Die mikrobielle Aktivität von Brachflächen unterschiedlicher Bewirtschaftung. Landw. Forsch. 38: 28-34.
- DIERSCHKE, H., 1972: Zur Aufnahme und Darstellung phänologischer Erscheinungen in Pflanzengesellschaften. Grundfragen und Methoden in der Pflanzensoziologie. Int. Symp. Int. Verein. Vegetationskunde Rinteln 1970. Den Haag: 291-311.
- ELLENBERG, H., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 9 (1974), 2. Aufl., Göttingen: 122 S.
- ELLENBERG, H., unter Mitwirkung von Ch. ELLENBERG, M. KOHLMAYER & O. ZELLER u.a., 1956: Wuchs- und Klimakarte von Südwest-Deutschland 1:200 000, nördl. u. südl. Teil, Stuttgart (Reise- u. Verkehrsverlag).
- ELLENBERG, H. & D. MUELLER-DOMBOIS, 1967: A key to Raunkiaer plant life forms with revised subdivisions. Ber. geobot. Inst. ETH, Stiftg. Rübel, Zürich, 37: 56-73.
- ELLENBERG, H. & Ch. ELLENBERG, 1974: Wuchs- und Klimakarte von Hessen 1:200 000 auf pflanzengesetzlicher Grundlage. Hess. Minister für Landw. u. Umwelt (Hg.), Wiesbaden.
- HANDKE, K., 1985: Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Brachen in Baden-Württemberg. Dipl.arb. Inst. Geogr., Univ. Münster: 339 S.
- HANDKE, K. & K.-F. SCHREIBER, 1985: Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf unterschiedlich gepflegten Parzellen einer Brachfläche im Taubergebiet. Münstersche Geogr. Arb. 20: 155-186.
- JAKUCS, P., 1969: Die Sproßkolonien und ihre Bedeutung in der dynamischen Vegetationsentwicklung (Polycormonsukzession). Act. Bot. Croatica 28, Zagreb: 161-170.
- KALMUND, P., 1985: Phänologische Entwicklung von Pflanzenbeständen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. Dipl.arb. Inst. Geogr., Univ. Münster: 151 S. + Anhang.
- KING, T.J., 1977a: The plant ecology of Ant-Hills in calcareous grasslands. I. Patterns of species in relation to Ant-Hills in southern England. J. Ecology 65: 235-256.
- KING, T.J., 1977b: The plant ecology of Ant-Hills in calcareous grasslands. II. Succession on the Mounds. J. Ecology 65: 257-278.
- KING, T.J., 1977c: The plant ecology of Ant-Hills in calcareous grasslands. III. Factors affecting the population sizes of selected species. J. Ecology 65: 279-315.
- KLAPP, E., 1937: Über einige Wachstumsregeln mehrjähriger Pflanzen unter der Nachwirkung verschiedener Nutzungsweise. Pflanzenbau 14: 209-224.
- KLAPP, E., 1943: Über die Wurzelverbreitung der Grasnarbe bei verschiedener Nutzungsweise und Pflanzengesellschaft. Pflanzenbau 19: 221-236.
- KLAPP, E., 1965: Grünlandvegetation und Standort. Berlin: 384 S.
- KLAPP, E., 1971: Wiesen und Weiden. 4. Aufl., Berlin (Parey): 620 S.
- KÖHNLEIN, J., 1964: Über die Beziehungen zwischen Ertragsbildung, Bodenfruchtbarkeit und Humus und die Beeinflussbarkeit des Faktors "Humus" auf landwirtschaftlich genutzten Böden. Schr.r. Landw. Fak. Univ. Kiel 37: 5-40.
- KÖNIG, F., 1950: Die Rolle der Nährstoffversorgung bei der Leistungssteigerung der Wiese. Landw. Jb. Bayern, 27, München: 209 S.

- LEUTERT, A., 1983: Einfluss der Feldmaus, *Microtus arvalis* (Pall.), auf die floristische Zusammensetzung von Wiesen-Oekosystemen. Veröff. geobot. Inst. ETH, Stiftg. Rübel, Zürich, 79: 126 S.
- LINKE, H., 1983: Humuskromorphologische Untersuchungen an Böden von Brachflächen in Baden-Württemberg. Dipl.arb. Inst. Geogr., Univ. Münster: 87 S.
- MÖHRING, C., 1984: Die Netto-Primärproduktivität - ein Indikator für die Standortqualität? Ein Beitrag zur Diskussion über das Biotische Ertragspotential. Diss. Univ. Münster: 232 S.
- NILSSON, J., 1970: Notes on the Biomass and Productivity of Belowground Organs of a South-Swedish Hay-Meadow. *Botaniska Notiser* 123: 183-194
- OBERDORFER, E. (Hg.), 1978: Süddeutsche Pflanzengesellschaften, II: Sand- und Trockenrasen, Heide- und Borstgrasgesellschaften, alpine Mägerrasen, Saumgesellschaften, Schlag- und Hochstaudenfluren. 2. Aufl., Stuttgart (Fischer): 355 S.
- OBERDORFER, E. (Hg.), 1983: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. III: Wirtschaftswiesen und unkrautgesellschaften. 2. Aufl. Stuttgart (Fischer): 455 S.
- SCHIEFER, J., 1981a: Bracheversuche in Baden-Württemberg. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 22, Karlsruhe: 325 S.
- SCHIEFER, J., 1981b: Vegetationsentwicklung und Pflegemaßnahmen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. *Natur u. Landschaft* 56: 263-268.
- SCHIEFER, J., 1982a: Einfluß der Streuzersetzung auf die Vegetationsentwicklung brachliegender Rasengesellschaften. *Tuexenia* 2, Göttingen: 209-218.
- SCHIEFER, J., 1982b: Kontrolliertes Brennen als Landschaftspflegemaßnahme? *Natur u. Landschaft* 57: 264-268.
- SCHIEFER, J., 1983a: Ergebnisse der Landschaftspfleversuche in Baden-Württemberg: Wirkungen des Mulchens auf Pflanzenbestand und Streuzersetzung. *Natur u. Landschaft* 58: 295-300.
- SCHIEFER, J., 1983b: Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf Vegetation und Standort auf verschiedenen Brache-Versuchsflächen. *Freiburger Waldschutz-Abh.* 4: 259-276.
- SCHIEFER, J., 1984: Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ. 57/58, Karlsruhe: 33-62.
- SCHREIBER, K.-F., 1962: Über die standortsbedingte und geographische Variabilität der Glatthaferwiesen in Südwestdeutschland. Ber. geobot. Inst. ETH, Stiftg. Rübel, Zürich 33: 65-128.
- SCHREIBER, K.-F., 1969: Beobachtungen über die Entstehung von "Buckelweiden" auf den Hochflächen des Schweizer Jura. *Erdkunde* 23: 280-290.
- SCHREIBER, K.-F., 1977: Zur Sukzession und Flächenfreihaltung auf Brachland in Baden-Württemberg. Verh. Ges. Ökol., Göttingen 1976. Den Haag (Junk): 251-263.
- SCHREIBER, K.-F., 1978: Kontrolliertes Brennen als Pflegemaßnahme in der Brachlandbewirtschaftung. VW-Symp. Feuerökologie, Freiburg i. Br. 1977. *Freiburger Waldschutz-Abh.* 1, H. 1, hg. Forstzool. Inst. Univ.: 107-124.
- SCHREIBER, K.-F., 1980a: Entwicklung von Brachflächen in Baden-Württemberg unter dem Einfluß verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen. Verh. Ges. Ökol. 8, Freising-Weißenstephan 1979. Göttingen: 185-203
- SCHREIBER, K.-F., 1980b: Brachflächen in der Kulturlandschaft. Dat. Dok. Umweltschutz-Sonderr. Umwelttagung 30, Univ. Hohenheim: 62-93.
- SCHREIBER, K.-F., 1981: Das kontrollierte Brennen von Brachland - Belastungen, Einsatzmöglichkeiten und Grenzen. *Angew. Bot.* 55: 225-275.
- SCHREIBER, K.-F., unter Mitwirkung von N. KUHN, C. HUG, R. HÄBERLI, Ch. SCHREIBER u.a., 1977: Wärmegliederung der Schweiz 1:200 000 mit Erläuterungen (deutsch/französisch). Grundlagen der Raumplanung, hg. vom Delegierten für Raumplanung, Bern: 64 (69) S. u. 5 Karten.
- SPEIDEL, B. & A. WEISS, 1971: I. Primary Production of a Meadow (*Trisetum flavescentis hercynicum*) with Different Fertilizer Treatments- Preliminary Report. *Ecol. Studies* 2, Berlin: 61-67.
- SPEIDEL, B. & A. WEISS, 1972: Zur ober- und unterirdischen Stoffproduktion einer Goldhaferwiese bei verschiedener Düngung. *Angew. Bot.* 46: 75-93.
- SPEIDEL, B. & A. WEISS, 1973: Untersuchungen zur Wurzelaktivität unter einer Goldhaferwiese. *Angew. Bot.* 48: 137-154.
- STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG, 1984: Statistische Berichte, Bodennutzungserhebung. Stuttgart.
- STEEN, E., 1983: The Net Stocking Method for Studying Quantitative and Qualitative Variation with Time of Grass Roots. *Wurzelökologie und ihre Nutzanwendung. Int. Symp. Gumpenstein 1982*, hg. W. BÖHM L. KUTSCHERA & E. LICHTENEGGER. Bundesanst. Gumpenstein, Irdning (Österreich): 63-74.

Anchrift der Verfasser:

Prof. Dr. Karl-Friedrich Schreiber
Lehrstuhl Landschaftsökologie am
Institut für Geographie
Universität Münster
Robert-Koch-Str. 26
D-4400 Münster

Dr. Jochen Schiefer
Staatl. Versuchsanstalt für
Grünlandw. und Futterbau
Lehmgrubenweg 5
D-7960 Aulendorf 1

ANHANG ZU

Karl-Friedrich Schreiber / Jochen Schiefer

VEGETATIONS- UND STOFFDYNAMIK IN GRÜNLANDBRACHEN - 10 JAHRE BRACHEVERSUCHE IN BADEN - WÜRTTEMBERG

Anhangstabelle 1: Vegetationstabelle Oberstetten

Standorte Vorgeschichte der Parzelle Parzelle	mäßig trocken																			
	Wiese (bis 1965 Acker)																			
	Mulchen 2jährl.						gelenkte Sukzession						Weide ungestörte Sukzession							
Dauerquadrat Nr.																				
Nr. der Spalte	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Jahr	75	76	77	78	80	83	75	76	77	78	80	83	74	75	76	77	78	79	80	83
Höhe des Bestandes	80	80	80	90	100	120	120	80	100	120	140	110	40	110	60	120	90	100	110	110
Gesamtdeckung Gefäßpflanzen, %	85	65	75	75	85	98	80	60	70	85	90	88	65	80	75	85	90	97	97	97
Gesamtdeckung + Moose + Streu, %	.	80	88	95	95	98	85	80	85	97	98	99	65	85	90	95	99	99	100	100
Deckung Schicht >50 cm, %	5	+	3	3	3	30	10	+	8	8	8	20	.	35	10	25	1	40	50	40
Deckung Schicht 25-50 cm, %	45	2	15	10	10	60	40	3	25	30	30	50	.	55	30	60	15	80	80	70
Deckung Schicht 10-25 cm, %	65	45	50	50	50	50	65	45	55	60	60	60	.	60	40	60	70	50	60	70
Deckung Schicht <10 cm, %	15	45	55	50	70	50	45	45	40	40	40	50	.	65	30	40	50	20	25	25
Deckung Moose, %	20	20	30	30	15	3	15	15	35	30	40	60	1	15	20	30	3	3	1	1
Deckung Streu, %	.	35	20	50	35	15	.	35	50	70	90	80	.	60	75	90	90	90	100	100
Mächtigkeit Streu, cm	.	5	2	2	2	2	.	5	3	4	7	5	.	8	4	3	9	9	5	5
Artenzahl Gefäßpflanzen	44	46	42	44	47	50	36	38	42	39	36	45	39	33	27	31	38	34	32	42
Arten - Zunahme	6	7	4	9	12	.	10	14	14	13	20	.	.	4	7	11	8	7	19	.
Arten - Abnahme	4	9	4	6	6	.	8	8	11	13	11	.	10	9	6	7	9	9	9	
Artenzahl Moose ⁺	3	.	2	2	.	3	2	2	2	8	.	3	2	3	2	3	2	3	4	
Deckung Süßgräser, %	59	27	33	32	39	65	47	28	41	48	52	53	30	45	25	39	62	46	47	49
Deckung Kräuter, %	35	32	56	59	63	63	32	29	37	65	68	72	44	33	25	31	45	24	26	37
Deckung Leguminosen, %	26	15	13	20	53	54	28	14	14	3	3	10	19	32	42	57	18	61	75	71
Deckung Sauergräser + Binsen, %	
Kennarten des Dauco-Arrhenatheretum und des Arrhenatherion																				
Arrhenatherum elatius	20	10	10	8	10	30	30	15	25	25	40	20	+	3	1	1	3	3	3	3
Galium album	+	+	1	3	1	3	+	+	+	+	(+)	+	+	+	+	+	+	+	+	1
Knautia arvensis	1	1	1	3	3	3	3	3	3	3
Geranium pratense	+	+	+	+	+	(+)	
Campanula patula	+	+	.	+	+	1	+	
Trifolium dubium	3	1	
Kennarten der Arrhenatheretalia																				
Lotus corniculatus ssp. corniculatus	20	10	3	3	3	1	10	8	3	+	.	.	10	1	1	1	1	1	1	1
Dactylis glomerata	15	5	8	5	3	3	8	1	1	3	3	3	3	3	3	3	5	3	5	8
Taraxacum officinale	5	3	8	8	5	1	15	8	3	+	+	1	1	3	1	+	+	r	r	
Trisetum flavescens	3	1	1	1	3	5	+	.	+	1	.	+	5	3	1	+	.	+	+	
Achillea millefolium	1	+	1	3	5	5	+	1	3	5	5	8	1	+	1	+	+	+	r	
Bellis perennis	5	3	5	10	8	3	+	.	.	+	+	+	+	
Chrysanthemum ircutianum	3	5	3	.	+	+	+	+	+	+	
Trifolium repens	1	3	3	3	20	30	8	+	+	+	r	
Tragopogon pratensis ssp. orientalis	.	+	+	+	r	.	+	+	+	(+)	.	.	+	+	+	
Avena pubescens	+	+	+	+	.	
Phleum pratense	.	.	.	+	+	.	1	
Lolium perenne	.	+	+	.	.	.	1	
Anthriscus sylvestris	1	+	+	+	
Kennarten der Molinio-Arrhenatheretea																				
Poa pratensis	8	8	8	10	15	15	3	8	10	8	1	5	3	1	1	1	1	8	8	5
Plantago lanceolata	3	5	8	5	3	3	5	3	5	1	1	+	3	1	1	+	+	r	r	
Festuca rubra ssp. rubra	5	1	1	1	1	5	3	3	1	3	5	15	3	1	3	.	.	.	1	
Cerastium holosteoides	1	+	1	1	3	5	1	+	1	3	3	1	1	+	.	+	+	+	.	
Trifolium pratense	+	+	.	1	5	3	3	1	+	.	.	r	5	.	.	+	+	+	1	
Alopecurus pratensis	5	+	1	+	1	1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	1	
Festuca pratensis	1	+	.	+	+	+	1	+	+	.	+	+	+	.	.	
Rumex acetosa	1	+	+	+	r	+	+	r	
Centaurea jacea	+	1	+	
Ranunculus acris	+	.	.	+	r	r	+	+	
Arten der Festuco-Brometea																				
Bromus erectus	1	+	1	1	1	5	(+)	15	25	15	25	40	30	30	30
Salvia pratensis	1	1	3	3	5	5	1	1	1	3	3	25	8	8	10	15	10	10	15	
Plantago media	1	1	3	5	10	10	1	1	1	5	5	3	3	1	1	1	1	1	r	
Medicago lupulina	1	+	3	3	5	5	3	3	3	+	.	1	1	+	.	+	+	.	.	
Ranunculus bulbosus	+	+	+	+	+	r	.	+	+	+	.	+	+	+	+	+	.	.		
Vicia angustifolia ssp. angustifolia	+	+	.	+	+	+	r	.		
Centaurea scabiosa	+	+		
Arten der Trifolio-Geranietae																				
Agrimonia eupatoria	.	+	.	r	r	.	3	5	1	1	+	1	1	+	+	1	1	3	1	
Campanula rapunculoides	1	+	1	+	+	+	3	5	1	1	+	1	1	1	1	1	1	+	r	
Inula conyzoides	+	+	+	1	r	.	+	+	+	1	3	5	.	25	40	50	15	60	75	70
Vicia tenuifolia	+	25	40	50	15	60	75	70	
Coronilla varia	+	+		

Jahr	75	76	77	78	80	83	75	76	77	78	80	83	74	75	76	77	78	79	80	83
Ruderalarten																				
Daucus carota	1	1	1	1	3	3	1	+	1	3	1	5	1	5	1	1	5	1	+	1
Picris hieracoides	3	3	3	5	10	8	+	+	1	3	8	15	1	1	1	+	+	.	.	.
Crepis taraxacifolia	.	1	5	1	1	1	+	+	3	+	r	r	
Cirsium arvense	1	1	+	1	r	+	.	+	+	3	3	3	r	
Cirsium vulgare	+	+	.	.	r	.	+	+	+	3	3	3	
Melilotus officinalis	+	.	1	5	1	+	1	.	.	
Lactuca serriola	+	.	+	
Medicago sativa	.	+	+	.	+	.	+	.	(+)	
Salvia verticillata	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	.	.	.	(+)	(+)	(+)	.	+	
Sonchus oleraceus	.	.	:	:	r	.	+	+	+	+	+	.	.	.	
Tragopogon pratensis ssp. pratensis	.	.	:	:	r	+	(+)	
Ackerunkräuter																				
Veronica persica	.	.	1	.	.	.	+	1	1	1	+	r	
Vicia angustifolia ssp. segetalis	+	+	1	1	3	3	.	1	1	+	+	1	+	
Viola arvensis	+	.	+	+	.	+	.	+	+	1	1	+	r	
Myosotis arvensis	+	.	.	+	.	(+)	+	1	1	+	1	
Lamium purpureum	.	+	+	.	.	.	+	+	+	.	r	r	
Aethusa cynapium ssp. agrestis	3	r	
Geranium columbinum	3	+	+	r	.	
Sinapis arvensis	+	.	3	+	
Arten der Agropyretea repentis																				
Convolvulus arvensis	1	3	3	3	5	3	1	5	8	20	30	15	+	1	1	3	3	1	1	
Agropyron repens	.	1	3	5	5	+	1	+	3	8	3	10	+	8	1	5	3	1	+	
Cerastium arvense	+	+	.	+	1	1	1	1	+	1	1	+	
Arten des Agropyro-Rumicion																				
Potentilla reptans	.	.	(+)	.	.	+	.	.	.	(+)	.	+	1	5	5	8	8	5	5	
Rumex crispus	+	r	
Arten der Galio-Alliarietalia (= Glechometalia)																				
Galeopsis tetrahit	+	+	
Arten der Sedo-Scleranthetea																				
Trifolium campestre	+	+	5	8	15	10	1	+	5	1	+	+	1	+	(+)	5	+	1	+	
Veronica arvensis	1	1	3	5	1	3	+	1	1	1	+	1	+	+	+	+	+	+	1	
Valerianella locusta	1	+	3	1	+	3	.	+	1	+	+	3	1	.	.	+	.	+	5	
Thlaspi perfoliatum	1	+	+	1	1	.	+	+	+	+	+	+	.	+	.	+	+	+	+	
Arenaria leptoclados	+	+	.	.	+	
Valerianella carinata	+	1	+	1	r	.	+	
Veronica chamaedrys-Gruppe																				
Vicia sepium	3	1	1	1	1	1	3	3	1	1	3	8	.	.	+	.	1	r	1	
Hypericum perforatum	+	1	5	3	3	+	.	+	+	1	.	.		
Veronica chamaedrys	r	(+)	
Gehölze																				
Rosa canina	Deckung	.	+	+	+	r	.	+	+	1	3	5	5	+	
	Anzahl	.	2	3	2	1	.	2	2	3	5	8	3	1	.	.	1	1	1	
Prunus spinosa	Deckung	r	(+)	.	.	+	1	1	1	
	Anzahl	1	.	.	3	3	4	3	9	
Prunus domestica	Deckung	+	(+)	.	1	
	Anzahl	1	.	2	
Fraxinus excelsior	Deckung	+	.	r	r	
	Anzahl	1	.	1	2	.	

Außerdem 1975: DQ 1 Fragaria vesca +, Ranunculus repens +; DQ 5 Poa trivialis +; DQ 7 Linum catharticum +; 1977: DQ 5 Pimpinella major (+); 1978: DQ 1 Anagallis arvensis +, Euphorbia sp. +; DQ 7 Quercus petraea +, 1 Exemplar; 1983: DQ 1 Acer pseudoplatanus r K, Arabis hirsuta (+), Origanum vulgare (+), Viola hirta 3, Galium tricornutum +, Pyrus communis (+); DQ 5 Rhinanthus alecto-rolophus r, Geranium pyrenaicum 1; DQ 7 Galium aparine 1, Urtica dioica r.

+ Moose wurden nicht in allen Jahren bestimmt.

Anhangstabelle 2: Vegetationstabelle St. Johann

Standorte Vorgeschichte der Parzelle Parzelle	mäßig trocken												
	Schafweide, sehr extensiv												
	Mulchen 2xjährl.						ungestörte Sukzession						
Dauerquadrat Nr.	3						4						
Nr. der Spalte	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Jahr	75	76	77	78	80	83	75	76	77	78	80	82	84
Höhe des Bestandes, cm	70	80	80	80	70	60	70	80	90	100	100	80	70
Gesamtdeckung Gefäßpflanzen, %	93	90	90	85	92	97	97	95	88	92	85	92	90
Gesamtdeckung + Moose + Streu, %	95	97	97	99	99	100	98	97	97	98	99	100	100
Deckung Schicht >50 cm, %	2	2	2	+	1	3	2	1	2	5	3	3	2
Deckung Schicht 25-50 cm, %	10	3	3	5	3	5	10	3	15	15	15	8	6
Deckung Schicht 10-25 cm, %	30	25	20	20	15	20	40	35	35	40	60	70	40
Deckung Schicht <10 cm, %	90	90	90	80	90	90	90	85	70	70	50	50	70
Deckung Moose + Flechten, %	15	3	8	3	3	10	10	5	5	10	10	35	30
Deckung Streu, %	50	20	50	80	50	50	30	50	85	90	95	95	95
Mächtigkeit Streu, cm	5	2	2	5	2	1	8	6	6	7	9	5	14
Artenzahl Gefäßpflanzen	43	45	47	49	54	54	42	48	42	42	42	43	42
Arten - Zunahme	4	8	11	12	15		7	4	5	8	8	8	8
Arten - Abnahme	2	4	5	1	4		1	4	5	8	7	11	
Artenzahl Moose + Flechten ⁺	5	7	6				5	7	6				
Deckung Süßgräser, %	49	46	50	52	50	56	53	41	43	58	59	74	88
Deckung Kräuter, %	73	66	69	60	68	72	59	67	60	59	47	51	39
Deckung Leguminosen, %	13	10	10	10	12	23	10	13	9	9	10	8	6
Deckung Sauergräser + Binsen, %	11	14	19	18	15	15	11	11	13	13	11	8	9
Kenn- und Trennarten des Gentiano-Koelerietum und des Mesobromion													
<i>Cirsium acaule</i>	10	10	15	10	15	15	8	8	8	8	8	8	+
<i>Koeleria pyramidalis</i>	1	1	1	1	3	1	3	3	1	1	1	3	8
<i>Primula veris</i>	+	+	+	1	1	3	.	+	1	1	1	1	.
<i>Medicago lupulina</i>	3	+	+	+	+	1	1	+	+
<i>Ranunculus bulbosus</i>	1	1	3	3	3	5	1	1	+	+	+	+	.
<i>Carlina acaulis</i> ssp. <i>simplex</i>	+	+	+	(+)	r	.	+	+	+	.	r	.	.
<i>Gentiana ciliata</i>	+	+	+	r	+	.	.
Subassoziation von <i>Cynosurus cristatus</i>													
<i>Lotus corniculatus</i> ssp. <i>corniculatus</i>	1	1	1	1	+	3	1	1	+	+	r	+	1
<i>Trifolium pratense</i>	3	3	3	3	3	8	3	3	.	+	r	.	.
<i>Cynosurus cristatus</i>	+	+	+	1	1	1	1	+	+	1	1	1	3
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	+	+	+	+	1	+	+	1	1	+	+
<i>Achillea millefolium</i>	+	+	+	1	1	+	+	+	+	3	1	1	3
<i>Plantago lanceolata</i>	3	3	1	1	1	3	3	3	1	1	1	1	+
<i>Centaurea jacea</i>	+	1	5	5	3	3	1	1	+	+	+	1	+
<i>Trisetum flavescens</i>	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.
<i>Poa pratensis</i>	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.
<i>Chrysanthemum ircutianum</i>	.	1	1	+	+	+	1	1	+	+	1	1	10
<i>Trifolium repens</i>	+	1	+	+	+	1	1	1	1
<i>Leontodon hispidus</i>	1	1	+	+	1	1	1	1	r
<i>Alchemilla monticola</i>	.	.	(+)	+	+	1	(+)	(+)	.
<i>Avena pubescens</i>	1	+	+	1	1	3	+	1	+	+	+	+	3
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Taraxacum officinale</i>	.	.	.	+	+	1	.	+	.	r	.	+	.
<i>Bellis perennis</i>	.	.	.	(+)	+	.	+	+
Trennarten der Variante <i>Genista sagittalis</i>													
<i>Hieracium pilosella</i>	3	3	3	1	3	3	5	5	3	3	.	.	.
<i>Galium pumilum</i>	+	+	(+)	(+)	+	+	.	+	1	3	3	3	5
<i>Luzula campestris</i>	.	+	.	.	+	+	.	.	(+)	.	+	+	1
<i>Genista sagittalis</i>	+	.	+	+	+	+	.	+
Kennarten der Brometalia und der Festuco-Brometea													
<i>Bromus erectus</i>	40	40	40	40	30	30	40	30	30	40	40	50	50
<i>Plantago media</i>	8	8	8	8	10	15	10	8	5	5	5	5	3
<i>Scabiosa columbaria</i>	8	8	10	8	8	3	5	8	5	5	5	8	3
<i>Sanguisorba minor</i>	5	5	5	5	5	8	3	5	8	5	5	3	8
<i>Helianthemum nummularium</i> ssp. <i>obscurum</i>	3	1	1	1	3	1	3	3	5	5	3	5	3
<i>Hippocratea comosa</i>	5	5	5	5	8	10	5	8	8	8	10	8	5
<i>Carex caryophyllea</i>	5	8	8	5	5	5	3	3	3	3	3	3	3
<i>Prunella grandiflora</i>	8	8	5	3	3	1	3	3	3	5	5	3	1
<i>Pimpinella saxifraga</i>	1	+	+	+	+	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Asperula cynanchica</i>	1	1	3	1	1	+	1	+	1	+	1	1	.
<i>Potentilla tabernaemontani</i>	+	+	+	+	1	1	+	+	1	+	+	+	.
<i>Potentilla heptaphylla</i>	+	+	1	1	1	1	+	+	+	+	+	+	.
<i>Trifolium montanum</i>	.	+	+	+	r	+
<i>Salvia pratensis</i>	(+)	(+)	.
Arten der Trifolio-Geranietea													
<i>Galium verum</i>	3	3	3	3	3	1	3	3	5	5	5	5	8

Jahr	75	76	77	78	80	83	75	76	77	78	80	82	84
Magerkeitszeiger													
<i>Thymus pulegioides</i>	15	10	5	5	3	3	10	15	10	5	1	+	+
<i>Festuca rubra</i> ssp. <i>commutata</i>	3	3	5	3	3	5	3	5	3	5	3	3	3
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1	+	+	+
<i>Briza media</i>	+	+	+	1	1	3	1	1	1	1	+	+	.
<i>Campanula rotundifolia</i>	+	+	+	1	1	+	.	+	+	.	+	+	1
<i>Agrostis tenuis</i>	1	+	.	.	+	.	1	+	+	.	+	+	+
<i>Festuca ovina</i> agg.	+	+	+	1	8	8	+	+	+	1	5	5	5
<i>Avena pratensis</i>	+	+	1	.	.
<i>Hypochoeris radicata</i>	+	+	+	+	+	.	•	•	•	•	.	.	.
<i>Veronica officinalis</i>	•	•	•	•	(+)	(+)	.
Wechseltrockenheitszeiger													
<i>Carex flacca</i>	5	5	8	8	5	5	8	8	10	10	8	5	5
<i>Linum catharticum</i>	+	+	+	1	1	1	+	+	+	+	r	+	.
Sukzessionszeiger													
<i>Brachypodium pinnatum</i>	1	+	1	3	1	1	1	1	5	8	8	8	8
Veronica chamaedrys-Gruppe													
<i>Veronica chamaedrys</i>	1	1	1	3	5	5	5	+	+	+	1	3	3
<i>Carex montana</i>	1	1	1	3	5	5	5	•	•	•	.	.	.
<i>Hypericum perforatum</i>	•	•	•	(+)	r	+	+
Gehölze													
<i>Fraxinus excelsior</i> K	Deckung	.	.	.	+	r	r	.	.	.	+	+	+
Anzahl	.	.	.	2	1	2	.	.	.	2	4	4	3
<i>Acer pseudoplatanus</i> K	Deckung	.	.	.	+	.	r	.	.	.	+	.	.
Anzahl	.	.	.	1	.	1	.	.	.	1	.	.	.
Begleiter													
<i>Taraxacum erythrospermum</i>	.	.	+	+	r

Außerdem 1975: DQ 3 *Trifolium medium* +, DQ 4 *Prunella vulgaris* +; 1977: DQ 3 *Arenaria serpyllifolia* +; 1980: DQ 3 *Gentiana verna* +, DQ 4 *Veronica teucrium* (+), *Fragaria vesca* (+); 1982: DQ 4 *Medicago falcata* (+); 1983: DQ 3 *Sorbus aria* K r, Anzahl 2; 1984: DQ 4 *Cerastium arvense* r, *Knautia arvensis* 1, *Veronica hederifolia* r, *Pinus sylvestris* K r, Anzahl 1.
+) Moose wurden nicht in allen Jahren bestimmt.

Anhangstabelle 3: Vegetationstabelle Rangendingen

Jahr	75	76	77	78	80	83	75	76	77	78	80	82	84	75	76	77	78	80	82
Arten der Molinio-Arrhenatheretea																			
Poa pratensis	8	5	3	5	5	3	3	3	5	8	5	5	1	3	3	3	5	8	10
Festuca rubra ssp. rubra	3	1	3	3	.	+	1	1	1	1	+	.	+	1	1	3	1	+	.
Plantago lanceolata	+	1	1	1	+	1	1	1	+	+
Trifolium pratense	5	5	5	5	8	8	10	+	
Leontodon hispidus	+	+	1	1	3	1	3	3	+	r	
Centaurea jacea	.	+	(+)	.	r	+	+	+	+	+	+	
Vicia cracca	1	1	1	3	1	1	
Prunella vulgaris	+	+	+	
Ranunculus acris	+	+	.	r	
Festuca pratensis	r	+	+	+	.	
Wechseltrockenzeiger																			
Carex flacca	1	+	+	1	1	1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	1	3	3	
Linum catharticum	3	.	1	5	+	1	1	+	.	1	+	+	.	.	.	+	+	+	
Magerkeitszeiger (und Lückenzeiger)																			
Festuca ovina agg.	.	+	1	1	8	8	3	5	5	5	10	8	3	+	+	+	3	5	5
Chrysanthemum praecox	8	5	5	3	1	5	8	1	+	+	r	+	+	
Briza media	3	1	1	1	3	1	1	+	+	+	+	+	
Hieracium pilosella	3	3	3	3	5	3	15	10	3	1	
Thymus pulegioides	1	+	.	+	1	1	5	5	3	1	+	1	1	
Campanula rotundifolia	+	1	1	1	1	+	+	+	+	1	r	r	
Rhinanthus minor	1	+	+	+	+	
Anthoxanthum odoratum	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
Veronica arvensis	1	+	+	1	+	+	+	+	+	1	.	+	
Trifolium campestre	1	1	3	3	+	3	.	.	.	+	+	
Luzula campestris	+	.	+	+	r	+	
Avena pratensis	+	+	+	1	.	
Arten der Agropyretea repantis																			
Convolvulus arvensis	r	+	1	1	1	3	1	1	1	+	1	1	3	
Sukzessionsanzeiger																			
Brachypodium pinnatum	.	+	+	+	+	1	+	3	8	8	8	8	25	50	40	25	25	10	10
Veronica chamaedrys-Gruppe																			
Veronica chamaedrys	1	5	3	5	5	5	+	
Vicia sepium	1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.	.	+	
Hypericum perforatum	+	.	+	.	r	+	.	.	.	r	+	+	.	.	.	(+)	+	1	
Senecio erucifolius	+	.	+	+	r	.	+	+	+	+	+	r	+	
Carex montana	1	.	1	3	
Gehölze																			
Pinus sylvestris K	r	r	.	
Deckung	1	1	.	
Anzahl	1	
Begleiter																			
Daucus carota	3	3	3	3	3	1	3	1	+	+	+	+	1	r	r
Myosotis arvensis	3	+	1	1	+	1	1	+	+	5	.	1	+

Außerdem 1975: DQ 7 Genista tinctoria +; 1977: DQ 3 Thlaspi perfoliatum +; DQ 7 Colchicum autumnale +; 1980: DQ 3 Orchis morio r, Poa trivialis (+); DQ 6 Galium verum (+), Torilis japonica (+), Hypericum hirsutum (+); DQ 7 Allium vineale (+); 1982: DQ 6 Allium oleraceum r, Quercus sp. juv. r, 2 Exemplare; DQ 7 Sinapis arvensis r; 1983: DQ 3 Rumex acetosa r, Cerastium holosteoides r; 1984: DQ 7 Cirsium arvense +, Sinapis arvensis r, Anthriscus sylvestris +.
+) Moose wurden nicht in allen Jahren bestimmt.

Anhangstabelle 4: Vegetationstabelle Hepsisau

Standorte	mäßig frisch						schwach wechselfrisch											
							Weide											
Vorgeschichte der Parzelle	Mulchen						ungestörte Sukzession						gelenkte Sukzession					
Parzelle	2xjährl.						1						4					
Dauerquadrat Nr.	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
Nr. der Spalte	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Jahr	75	76	77	78	80	82	75	76	77	78	80	82	84	75	77	78	80	82
Höhe des Bestandes, cm	85	100	150	130	110	100	130	100	140	110	120	130	140	110	130	110	150	130
Gesamtdeckung Gefäßpflanzen, %	97	90	98	97	94	95	99	80	92	90	90	97	90	88	85	85	93	95
Gesamtdeckung + Moose + Streu, %	99	95	100	99	98	99	100	95	100	100	100	100	100	97	98	100	100	100
Deckung Schicht >50 cm, %	50	20	40	40	25	20	10	5	20	20	15	25	35	3	30	15	25	20
Deckung Schicht 25-50 cm, %	65	50	75	70	50	40	35	40	60	50	40	40	55	20	45	40	40	50
Deckung Schicht 10-25 cm, %	85	75	75	70	70	70	90	60	70	70	60	70	80	85	75	70	60	70
Deckung Schicht <10 cm, %	90	60	60	60	40	70	40	50	40	50	50	65	75	50	40	40	30	50
Deckung Moose, %	2	1	2	1	10	20	8	5	2	3	8	8	10	3	3	1	1	3
Deckung Streu, %	20	15	20	50	85	75	20	60	80	90	90	90	95	15	80	90	90	95
Mächtigkeit Streu, cm	3	4	1	2	2	2	4	5	2	5	5	5	10	3	2	4	4	5
Artenzahl Gefäßpflanzen	39	37	41	36	42	42	40	41	39	34	36	37	31	36	35	36	33	30
Arten-Zunahme					6	7	4	9	10		4	6	3	10	12	11	7	8
Arten-Abnahme					8	5	7	6	7		3	7	9	14	15	19	8	8
Artenzahl Moose+					2	1	1				2	2	1			2	2	2
Deckung Süßgräser, %	94	84	74	85	74	66	63	53	61	62	48	55	44	86	59	55	56	75
Deckung Kräuter, %	38	40	63	56	75	91	34	50	74	80	98	108	73	33	75	95	86	103
Deckung Leguminosen, %	19	2	4	5	7	21	26	1	1	6	1	2	1	5	3	5	1	5
Deckung Sauergräser + Binsen, %					+
Kenn- und Trennarten des Alchemillo-Cynosuretum und des Cynosurion																		
Lolium perenne	5	1	1	+	1	1	1	+	+	+	+	+	+	+
Cynosurus cristatus	8	1	1	1	1	1	3	+	+	+	+	+	3
Trifolium repens	15	+	+	1	3	15	15	5
Carum carvi	3	3	3	1	3	3	+	5	3	1	1	1	1	1	1	+	.	.
Phleum pratense	1	1	3	3	3	3	3	1	1	1	1	1	3	3	1	+	.	.
Alchemilla monticola	+	+
Veronica serpyllifolia	+	1
Kenn- und Trennarten des Alchemillo-Arrhenatheretum und des Arrhenatherion																		
Arrhenatherum elatius	1	1	3	3	3	3	1	1	3	5	8	25	20	8	3	8	10	20
Galium album	+	1	1	3	3	5	.	.	+	.	r	3	3	3	8	15	20	15
Carum carvi	3	3	3	1	3	3	5	3	1	1	.	.	1	1	1	+	.	.
Crepis biennis	1	.	.	+	(+)	.	+	.	+	.	.	.	+	(+)	+	.	.	.
Knautia arvensis	+	1	r	.	.	.
Bromus hordeaceus ssp. hordeaceus	1	.	.	+	r	r	+	1	r	.	.
Ranunculus auricomus	+	5	8	8	10	3	+	.	5	8	5	8
Phyteuma spicatum	+	+	+	+	r	.	r	.
Alchemilla monticola	+	+	.	+	.	.	.
Geranium sylvaticum	(+)	(+)	.	.	.	(+)	(+)	.	.	.
Campanula patula	+
Crepis mollis	r	1
Trennarten der Variante von Ranunculus bulbosus																		
Ranunculus bulbosus	.	1	1	1	+	r	r	1	.	+
Primula veris	+	1	1	1	3	1	.	+	1	1	1	1	1	3	5	5	3	1
Plantago media	.	+	1	1	1	3	+	+	+	+	.	.	1	1	1	r	.	.
Campanula glomerata	r	.	.	+	1	(+)	{+}	.
Phyteuma orbiculare	(+)	(+)	(+)	{+}	.
Trennarten der Variante von Colchicum autumnale																		
Colchicum autumnale	+	+	+	+	r	r	+	3	3	3	3	5	5	.	1	1	+	1
Ajuga reptans	r	1	+	+	1	+	+
Ficaria verna	+	.	+
Kennarten der Arrhenatheretalia																		
Dactylis glomerata	5	10	15	10	5	5	8	20	25	25	20	15	5	10	15	10	8	8
Anthriscus sylvestris	3	5	15	10	10	8	3	3	10	10	15	8	15	1	3	3	3	8
Trisetum flavescens	3	5	5	5	3	5	3	1	1	1	1	+	1	3	1	1	+	1
Taraxacum officinale	3	3	3	3	8	15	5	3	3	1	+	.	.	3	5	1	.	.
Avena pubescens	3	3	1	1	1	3	+	1	1	1	+	1	1	3	3	3	1	+
Achillea millefolium	.	+	1	5	5	5	1	1	8	10	10	10	3	1	8	15	5	5
Heracleum sphondylium	3	3	5	5	15	10	5	3	1	3	10	20	20	1	5	5	10	20
Lotus corniculatus ssp. corniculatus	+	+
Tragopogon pratensis ssp. orientalis	(+)	1	.	+
Chrysanthemum ircutianum	+	+	+	+	(+)	1	.	+	(+)	+	(+)	(+)
Pimpinella major	+
Kennarten der Molinio-Arrhenatheretea																		
Festuca pratensis	8	8	8	5	3	5	10	10	10	5	+	+	20	8	3	+	+	1
Festuca rubra ssp. rubra	3	5	15	15	25	5	15	15	15	15	10	8	8	10	15	15	8	5
Ranunculus acris	15	8	15	15	10	20	5	8	5	3	1	1	3	5	5	5	1	+
Poa trivialis	30	25	20	25	8	8	10	1	1	3	3	1	1	8	3	3	3	1
Rumex acetosa	1	1	3	3	3	5	1	3	5	5	5	8	3	1	5	5	3	5
Poa pratensis	1	3	3	5	5	5	+	1	3	5	5	5	5	+	5	8	20	25

Jahr	75	76	77	78	80	82	75	76	77	78	80	82	84	75	77	78	80	82	84	
<i>Cerastium holosteoides</i>	1	+	1	1	1	1	1	1	1	1	+	+	.	1	1	1	.	.	.	
<i>Holcus lanatus</i>	15	10	3	3	5	8	1	+	8	+	+	+	.	.	
<i>Plantago lanceolata</i>	1	1	1	+	1	1	1	+	1	+	r	r	.	5	1	+	+	.	.	
<i>Cardamine pratensis</i>	+	+	.	(+)	.	.	+	+	1	+	.	.	.	+	+	+	+	.	.	
<i>Trifolium pratense</i>	1	+	+	.	1	3	10	+	+	1	
<i>Prunella vulgaris</i>	+	+	
<i>Vicia cracca</i>	.	.	(+)	.	.	(+)	+	+	1	+	1	r	.	+	.	.	(+)	.	.	
<i>Alopecurus pratensis</i>	+	+	1	+	1	r	.	+	
<i>Centaurea jacea</i>	.	+	1	1	1	+	+	+	1	+	1	1	.	1	1	1	1	1	1	
Magerkeitszeiger																				
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	5	5	1	1	1	3	1	+	3	1	5	.	3	3	3	
<i>Agrostis tenuis</i>	.	3	.	.	5	8	5	+	3	5	.	3	3	3	3	
Arten der Galio-Alliarietalia (= Glechometalia)																				
<i>Gallium aparine</i>	+	+	1	3	10	3	3	.	1	5	8	5	3	
<i>Cirsium vulgare</i>	+	1	+	+	1	3	1	.	.	.	3	15	8	
<i>Galeopsis tetrahit</i>	+	3	15	8	8	.	+	3	15	20	20	
<i>Urtica dioica</i>	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	+	(+)	(+)	1	5	20	
<i>Veronica hederifolia</i>	+	+	1	+	1	1	3	.	.	.	+	3	+	
<i>Melandrium rubrum</i>	+	+	1	+	1	1	3	.	+	1	1	1	1	
<i>Geranium sylvaticum</i>	+	+	1	1	1	3	.	1	1	1	1	1	1	
Arten des Agropyro-Rumicion																				
<i>Ranunculus repens</i>	1	3	3	3	5	5	1	5	8	5	5	15	3	.	5	3	3	.	1	
<i>Agrostis stolonifera</i>	5	3	5	8	5	3	1	+	1	1	+	+	.	5	3	3	.	.	1	
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	+	+	.	.	.	+	+	
Veronica chamaedrys-Gruppe																				
<i>Veronica chamaedrys</i>	3	8	5	3	3	8	5	8	15	20	10	15	1	8	20	20	20	10	3	
<i>Vicia sepium</i>	3	1	3	3	3	3	1	1	1	5	+	1	1	3	3	3	5	1	5	3
<i>Stellaria graminea</i>	+	.	+	+	+	.	+	+	1	+	1	1	3	.	1	1	1	1	1	
Sukzessionszeiger																				
<i>Arum maculatum</i>	r	1	+	
Gehölze																				
<i>Fraxinus excelsior</i> K + juv. Deckung	.	.	1	.	1	.	.	.	+	.	+	1	+	.	+	+	2	+		
Anzahl	.	.	16	.	32	.	.	.	9	.	5	3	2	.	9	3	7	6	3	
Begleiter																				
<i>Veronica arvensis</i>	+	.	+	.	+	.	+	+	1	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Vicia angustifolia</i> ssp. <i>angustifolia</i>	.	.	.	1	+	+	1	+	1	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Myosotis arvensis</i>	r	.	.	+	+	r	1	+	

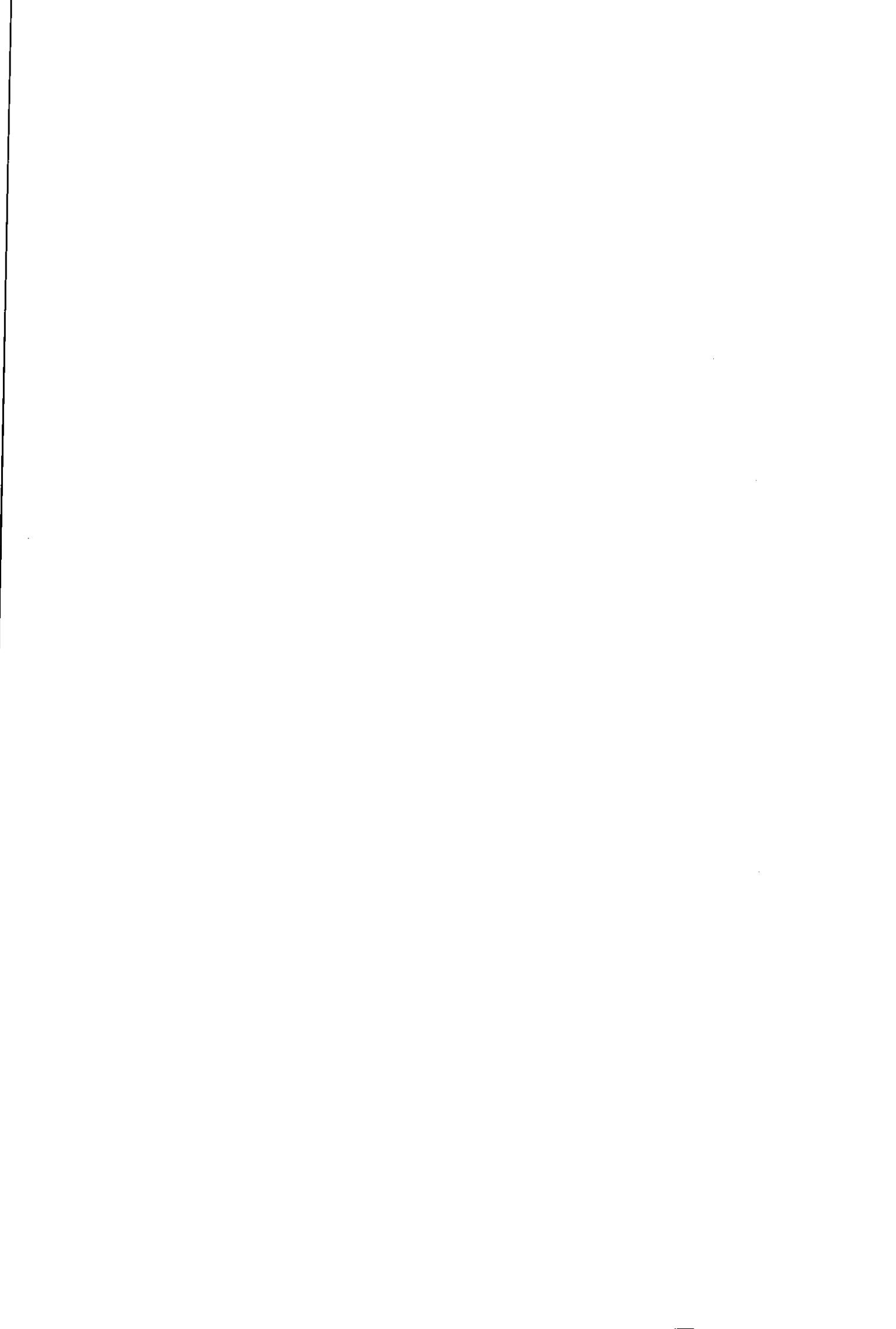
Außerdem 1975: DQ 3 *Luzula campestris* +, *Glechoma hederacea* +; 1982: DQ 1 *Cardamine hirsuta* +; 1984: DQ 4 *Torilis japonica* 1, *Danthonia decumbens* 1.

+) Moose wurden nicht in allen Jahren bestimmt.

Anhangstabelle 5: Vegetationstabelle Fischweiher

Jahr	75	76	77	78	80	82	75	76	77	78	80	82	75	76	77	78	80	82
Kennarten der Molinio-Arrhenatheretea																		
Holcus lanatus	15	10	10	20	15	8	10	1	5	30	8	5	10	1	5	10	8	5
Rumex acetosa	3	1	1	1	1	8	3	1	5	+	r	3	1	3	+	+	+	+
Ranunculus acris	1	3	3	3	3	10	1	+	1	+	+	1	1	1	+	+	+	+
Vicia cracca	+	1	+	+	+	+	+	(+)	.	.	.	+	.	1	1	.	+	+
Poa trivialis	.	+	+	+	+	+	+	.	+	+	.	+	+	1	+	.	.	.
Plantago lanceolata	+	+	+	+	+	r	+	+	+	+	.	1	1	.	+	.	.	r
Festuca pratensis	1	3	3	3	3	3	3	1	1	1	1	+	+	+	+	+	+	1
Lathyrus pratensis	r	.	+	+	1	1	1	.	.	(+)
Alopecurus pratensis	.	+	+	+	+	+	+	+	+
Cerastium holosteoides	+	+	1	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.
Cardamine pratensis	+	.	(+)	+	+	+	+	.	1	+	+	.	+	.	+	.	+	.
Centaurea jacea	.	1	3	1	1	1	1	.	1	1	1	.	1	1	.	1	1	.
Primula vulgaris	.	1	3	1	1	1	1	.	1	1	1	.	1	1	.	1	1	.
Trifolium pratense	.	(+)	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.
Kennarten des Carectum gracilis																		
Carex gracilis	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Kennarten des Magnocaricion																		
Galium palustre	(+)	+	1	5	8	+
Phalaris arundinacea	.	+	+	+	r	r	.	+	.	+	r	r
Iris pseudacorus
Kennarten der Phragmitetalia und der Phragmitetea																		
Epilobium obscurum	+	r
Arten des Agropyro-Rumicetion																		
Lysimachia nummularia	+	+	1	1	1	1	1	1	1	3	5	8	5	3	3	5	3	1
Ranunculus repens	1	3	5	5	5	3	3	+	+	+	+	.	+	1	1	+	.	.
Arten der Galio-Alliarietalia (= Glechometalia)																		
Galeopsis tetrahit	5	+	+	3
Magerkeitszeiger																		
Festuca rubra ssp. commutata	25	20	30	25	15	20	25	5	15	15	15	15	15	25	10	10	15	20
Anthoxanthum odoratum	5	3	5	5	5	5	1	1	1	+	.	.	.	5	+	1	1	1
Luzula campestris	5	3	3	5	3	5	8	5	10	3	3	1	5	1	3	1	+	1
Agrostis tenuis	.	1	1	3	5	8	1	10	1	+	1	3	5
Agrostis canina	5	5	5	10	25	20	20	1	3	5	15	10	1	1
Carex panicina	1	1	1	1	+	+	+	+	3	5	10	8	+	1	1	1	1	1
Carex pallescens	1	1	1	1	+	+	1	1	3	3	3	1	3	3	3	3	1	1
Carex brizoides	+	+	+	1	5	20	1	1	3	5	8	10
Briza media	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.	+	.	+	.	3	3
Holcus mollis	3
Veronica chamaedrys-Gruppe																		
Veronica chamaedrys	+	+	+	+	+	3	+	+	3	1	.	r	1	3	8	8	3	5
Stellaria graminea	.	+	1	3	1	1	+	.	1	+	1	+	+	+	5	+	1	+
Gehölze																		
Quercus petraea	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	r
Anzahl	1
Begleiter																		
Anemone nemorosa	15	.	5	3	8	8	5	15	8	5	5	8	5	5	5	5	5	5
Ajuga reptans	1	3	3	3	5	3	+	+	1	1	1	1	+	+	+	1	3	+
Knautia sylvatica	•	•	•	•	•	•	+	+	+	+	5	5
Equisetum arvense	•	•	•	•	•	•	1	1	1	+	+	1

Außerdem 1975: DQ 9 Ficaria verna +; 1976: DQ 1 Pimpinella major +; 1977: DQ 1 Epilobium parviflorum 1, Agrostis stolonifera 1; DQ 6 Taraxacum officinale +; 1980: DQ 1 Equisetum palustre r; DQ 6 Carex acutiformis r; DQ 9 Lythrum salicaria +; +) Moose wurden nicht in allen Jahren bestimmt.



SCHREIBER, Karl-Friedrich (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984.* Paderborn: Ferdinand Schöningh 1985, S. 155-186 (*Münstersche Geographische Arbeiten* 20)

Faunistisch - ökologische Untersuchungen auf unterschiedlich gepflegten Parzellen einer Brachfläche im Taubergebiet

Klaus Handke und Karl - Friedrich Schreiber

KEYWORDS

Baden-Württemberg, fallow land, pitfall traps, effects of fallow land management on animals, Mammalia, Aves, Reptilia, Rhopalocera, Saltatoria, Homoptera, Heteroptera, Carabidae, Staphylinidae, Coleoptera, Formicidae, Myriopoda, Isopoda, Araneida.

ABSTRACT

In 1983 and 1984 various taxa of animals were investigated in different managed parcels (succession, prescribed burning, mulching twice a year) of fallow land in the Tauber area in Baden-Württemberg (Southwest Germany). During the investigation about 560 species were found, among them a very high number of endangered species, especially many butterflies, beetles, ants and spiders. The most rare and thermophilous species were caught in the managed area.

1. EINLEITUNG

Seit 1974 werden in Baden-Württemberg in einem "Brache-Versuchsprogramm" der baden-württembergischen Landesregierung zur Pflege und Offenhaltung von Brachflächen die Veränderungen der Pflanzenbestände und Böden auf unterschiedlich behandelten Flächen untersucht (SCHIEFER 1981 a u. b, SCHREIBER 1977, 1980 u. 1985). Zoologische Ergebnisse liegen bisher nur über Regenwürmer vor (SCHREIBER 1980, SCHREIBER & SCHIEFER 1985).

Dieses Versuchsprogramm gibt uns die Möglichkeit, auf bereits boden- und vegetationskundlich gut untersuchten, relativ ungestörten und landschaftlich sehr unterschiedlichen Flächen weiterführende zoologische Untersuchungen unter folgender Fragestellung durchzuführen:

- Wie setzt sich die Fauna verschiedener Brachen unter Berücksichtigung ausgewählter Tiergruppen zusammen?
- Welchen Einfluß können die Pflegemaßnahmen "Kontrolliertes Brennen 1x jährlich", "Mulchen 2x jährlich" und "Extensive Beweidung" auf die epigäische Fauna haben?
- Welche Bedeutung haben Brachflächen für verschiedene Tiergruppen?

Der Schwerpunkt unserer Arbeit lag dabei auf einer möglichst umfassenden Bestandsaufnahme verschiedener Brachflächen. Faunistische Untersuchungen auf Brachen liegen bisher nur in geringem Umfang aus der Bundesrepublik vor. So hat STRÜVE-KUSENBERG (1980 u. 1981) die epigäische Fauna verschiedener alter Brachflächen besonders unter dem Gesichtspunkt der Sukzession untersucht. Auch die Untersuchungen von NAGEL (1975) und TOPP (1982) beschäftigen sich u.a. mit Laufkäfergemeinschaften auf Brachflächen. Außerdem wird das Vorkommen verschiedener epigäischer Tiergruppen auf Brachflächen im Spessart (BRABETZ 1977 u. BAUCHHENNS 1980) und am Federsee (OST 1979 u. HDFFMANN 1980) behandelt. Die Bedeutung der Brachflächen für Tagfalter zeigen die Arbeiten von REICHHOLF (1973) und ULRICH (1982). Hinweise zum Wert der Brachen für Wirbeltiere finden sich bei ITTIG & NIEVERGELT (1977), DIERSCHKE (1975), HANDKE (1982) und BRANDL & WOLBERGER (1982).

Von den bisher 10 zoologisch untersuchten Brachen (HANDKE in Vorber.) möchten wir an dieser Stelle die Ergebnisse der Probefläche Oberstetten im Taubergebiet vorstellen, deren Fauna besonders umfassend untersucht worden ist.

2. BESCHREIBUNG DER VERSUCHSFLÄCHE

Lage und Größe:

Weniger als 1 ha groß und südwestlich exponiert (20-35 %); die Probefläche liegt im Vorbachtal, an dessen Südwesthängen ein kleinflächiger Wechsel von intensiv genutztem Grünland, Lesesteinwällen, Streuobstbeständen, stellenweise stark verbuschten Brachen und mit standortfremden Nadelholzarten aufgeforsteten Parzellen zu beobachten ist (siehe Abb. 1). Die Talsohle wird überwiegend als Grünland genutzt (nach SCHIEFER 1981a).

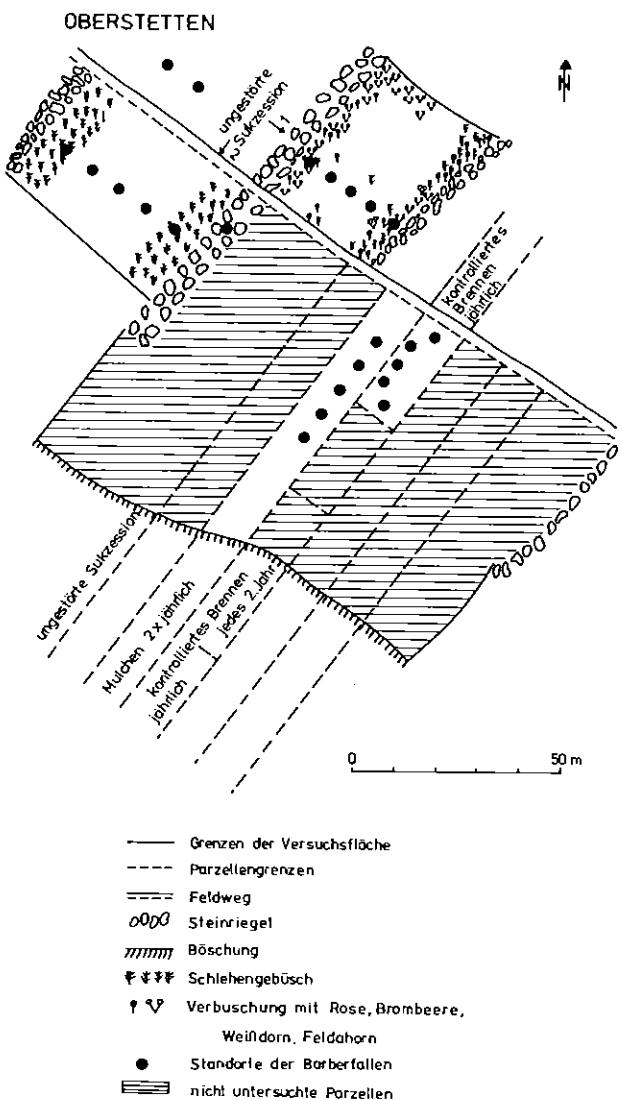


Abb. 1: Karte der Probefläche Oberstetten (verändert nach SCHIEFER 1981a)

Böden:

Die Ungestörte Sukzession besteht aus einem kalkhaltigen Terra-fusca-Rigosol aus lehmig-tonigem Muschelkalk-Gestein, der tiefgründig und tief durchwurzelbar ist. Bei den übrigen untersuchten Parzellen handelt es sich um eine kalkhaltige Terra fusca aus lehmig toniger Kalkstein-Fließerde, ebenfalls tiefgründig und tief durchwurzelbar (nach SCHIEFER 1981a).

Vorgeschichte:

Die Ungestörte Sukzession 1 war bis 1925 Weinberg und danach bis 1968 Grünland. Die Ungestörte Sukzession 2 wurde bis 1959 als Acker genutzt und danach extensiv beweidet. Die übrigen zwei Parzellen waren bis 1965 Acker und danach bis Versuchsbeginn Grünland (nach SCHIEFER 1981a).

Vegetation und Deckung:

Die meisten Pflanzen blühten 1983 zwischen Ende Mai und Mitte August. Bis Anfang Mai war auf der Brand-Parzelle der Mineralboden sichtbar. Auffällig ist das starke Vordringen der Schlehenbüsche auf der bis 1959 gehölzfreien Sukzessions-Parzelle 2 (KALMUND 1985). (Weitere Angaben zu Vegetation und Standort in SCHREIBER & SCHIEFER 1985, (Tab. 1) in diesem Band).

Pflegetermine:

Kontrolliertes Brennen 1x jährlich: 22.11.1983 und 14.3.1984; Mulchen 2x jährlich: 7.6. und 8.8.1983 und 23.8.1984.

3. METHODIK, MATERIAL UND AUSWERTUNG

3.1. METHODIK

Der Schwerpunkt unserer Arbeit lag auf den Flächen "Un gestörte Sukzession" (2 Flächen), "Kontrolliertes Brennen 1x jährlich" und "Mulchen 2x jährlich". Die Arbeit war auf zwei Jahre angelegt. Jede Parzelle wurde auf 16 Exkursionen kontrolliert (siehe Tab. 1).

Von jeder Exkursion fertigten wir ein Protokoll mit Angaben zu den Barberfallen (Anzahl, Störungen etc.), zum Wetter, zu Störungen auf den Flächen, zu den durchgeführten Untersuchungen und festgestellten Tierarten an. Die Gelände arbeiten mußten unter zwei Einschränkungen durchgeführt werden: Zum einen war es wichtig, die Flächen nicht nachhaltig, z.B. durch Zerstörung der Vegetation oder größere Veränderungen im Boden zu stören, da der "Brachecharakter" dieser Flächen für weitere Untersuchungen erhalten bleiben soll, zum anderen mußte sich der Zeitaufwand für

die Untersuchungen pro Fläche in einem vernünftigen Rahmen bewegen. Wir verwendeten daher eine Kombination verschiedener Untersuchungsmethoden, die in Tab. 2 aufgelistet sind.

Tab. 1: Aufstellung der Exkursionen und Barberfallenfänge auf der Probefläche Oberstetten 1983 und 1984

	US 1	US 2	KB j	MU 2xj
8. 3. 1983	5	5	5	5
18. 4.	5	5	5	5
9. 5.	5	5	5	5
28. 5.	5	5	5	Ausfall
18. 6.	5	5	5	5
2. 7.	5	5	5	5
24. 7.	5	5	5	5
14. 8.	5	5	5	5
3. 9.	5	4	5	5
6. 10.	3	4	5	5
9. 11.				
<hr/>				
Summe der Fallentage	1162	1163	1230	1091

Winter: 4 F. in US 1 vom 9.11.83 bis 24.3.84

Exkursionen 1984: 24.3., 14.6., 19.7., 20.8., 11.9.

Weitere Untersuchungen: Steinwall (1983: 99 Ft.), Feld (1984: 92 Ft.), Talwiese (1984: 228 Ft.), Böschung (1984: 44 Ft.), ext. Wiese/Wiese (1983: 472 Ft.)

Ft = Fallentag (Anzahl der Tage, an denen eine Falle fängig stand)

Nomenklatorisch richteten wir uns weitgehend bei den Heuschrecken nach HARZ (1957), bei den Käfern nach FREUDE et al. (1964-1976), bei den Tagfaltern nach HIGGINS et al. (1978), bei den Diplopoden nach HOFFMANN (1979), bei den Chilopoden nach CROME (1976) in STRESEMANN und bei den Asseln nach GRUNER (1976) in STRESEMANN. Auf Abweichungen wird in den Kapiteln zu den einzelnen Tiergruppen hingewiesen.

Soweit uns dies nach Durchsicht der Literatur möglich war, haben wir die Tierarten mit Ausnahme der Wirbeltiere ökologisch und tiergeographisch grob charakterisiert. Nach INGRISCH (1983) differenzierten wir in xerophil (Vorkommen an trockenen bzw. an warmen Standorten), mesophil (Vorkommen an frischen Standorten) und hygrophil (Vorkommen an feuchten Standorten). Die tiergeographische Einstufung erfolgt nach BAEHR (1980), der die Arten nach ihrem Verbreitungsschwerpunkt in Europa in nördliche, südliche, öst-

liche, mitteleuropäische und europäische Arten ein teilt. Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in den Mittelgebirgen werden als montan klassifiziert.

3.1.1. Barberfallen

Diese Methode wurde bereits von BARBER (1931), TRETZEL (1955), BOMBOSCH (1962), HEYDEMANN (1956) u.a. hinlänglich beschrieben. Wir setzten bei unserer Untersuchung weiße glattwandige Plastikbecher (Höhe 8,2 cm, Durchmesser oben 7 cm, unten 4,1 cm) ein, die in Reihen von je fünf Fallen einge graben wurden. Die Becher waren zu einem Drittel mit 3% - Formalin gefüllt, dem ein Spritzer Spülmittel zur Verringerung der Oberflächenspannung zugesetzt war. Aus Zeitgründen und um unnötige Tieropfer zu vermeiden, verwendeten wir jeweils nur fünf Fallen pro Parzelle. Diese Zahl reicht nach BARNDT (1976) aus, um innerhalb eines Jahres in einem einheitlichen Lebensraum das charakteristische Laufkäfer artenspektrum zu erhalten. Für Kurzflügler reicht diese Fallenzahl allerdings nicht aus!

Tab. 2: Übersicht über die untersuchten Tiergruppen und die eingesetzten Erfassungsmethoden

Tiergruppe	Barberfallen	Erfassung aller Tiere in einer best. Zeitreihe	Netzfänge	Quadratmethode	Freifänge	Körperfallen	Beobachtungen
Säugetiere (Mammalia)	●						●
Vögel (Aves)							●
Reptilien/Amphibien (Reptilia/Amphibia)	●						●
Tagfalter (Rhopalocera etc.)		●	●	●	●		●
Heuschrecken (Saltatoria)	●	●	●	●	●		●
Zikaden (Homoptera)	●	●					●
Wanzen (Heteroptera)	●	●					●
Laufkäfer (Carabidae)	●	(●)		●			●
Kurzflügler (Staphylinidae)	●	●		●			●
Sonst. Käfer (Coleoptera)	●	●	●	●	●	●	
Ameisen (Formicidae)	●						
Tausendfüßer (Myriapoda)	●						●
Asseln (Isopoda)	●						●
Heberknechte (Opilionida)	●		●				●
Spinnen (Araneida)	●		●				●
Landschnecken (Gastropoda)	●			●			●

Alle Fallen innerhalb der Versuchsparzellen waren zum Schutz gegen Regen und das Eindringen von Laub und Streu mit einem Dach aus Styropor in fünf cm Höhe

bedeckt (15 x 15 cm). Auf eine Bedachung der außerhalb der Probefläche eingegrabenen Fallen mußten wir verzichten, da diese Fallen wegen der weit sichtbaren Dächer immer wieder zerstört wurden.

Um einen Überblick über faunistische Unterschiede von Brachflächen gegenüber ihrer genutzten Umgebung zu erhalten, wurden stichprobenhaft auch ein bis fünf Fallen in benachbarten Lebensräumen der Versuchsfäche eingegraben. Während hier die Ausfälle, insbesondere durch Herausreißen der Fallen, sehr groß waren, blieben sie innerhalb der Probefläche gering (Füchse, Maulwürfe, Mäuse, Beschädigung durch das Mulchgerät, Austrocknen im Sommer, zusammengefallene Vegetation). Um qualitative Aussagen über die Aktivität verschiedener Tiergruppen im Winter zu erhalten, wurden zusätzlich auf einigen Parzellen im Winter 1983/84 je fünf Barberfallen exponiert.

3.1.2. ERFASSUNG DER TAGFALTER UND WIDDERCHEN

Auf jeder Exkursion wurde der Tagfalter- und Widderchenbestand der gesamten Versuchsfäche innerhalb von zwei Stunden erfaßt. Dazu wurden die schwierig zu bestimmenden Arten mit dem Käscher gefangen und die Bestandsgrößen der häufigeren Arten, die in einigen Flächen in über 500 Ex. auftraten, geschätzt. Die Versuchsfäche hebt sich deutlich von ihrer mehr oder weniger intensiv genutzten Umgebung ab.

Da sich auf dieser Fläche auch wesentlich mehr Schmetterlinge konzentrieren, machte es in der Regel keine Schwierigkeiten, die Falter entweder der Probefläche oder der genutzten Umgebung zuzuordnen. Da ein Hin- und Herfliegen der Tiere kaum zu beobachten war, konnten Doppelzählungen weitgehend ausgeschlossen werden. Wegen des heißen Sommers 1983 war eine Erfassung der Falter auf mind. 6 Exkursionen je Fläche bei sonnigem Wetter möglich.

3.1.3. NETZFÄNGE

Mit einem Streifnetz von 32 cm Durchmesser fingen wir pflanzenbewohnende Insekten, Schmetterlinge, Heuschrecken, Spinnen und Weberknechte. Von Mitte Juli bis September 1983 und auf allen Exkursionen des folgenden Jahres wurde auf allen Parzellen, in denen auch Barberfallen exponiert waren, die Vegetation mit mindestens 50 Käscherschlägen, die von unten nach oben geführt wurden, "abgekäschert". Dabei wurden die Parzellen der Länge nach abgeschritten. Die Tiere wurden entweder gleich bestimmt oder getötet und in Alkohol aufbewahrt. Eine quantitative Auswertung des Untersuchungsmaterials war nicht beabsichtigt, da die Fangergebnisse sehr stark von der Witterung und der Höhe und Dichte der Vegetation abhängen.

3.1.4. HEUSCHRECKENFÄNGE MIT DER QUADRATMETHODE

Um einen groben Überblick über die Heuschreckenbestände der Brachflächen zu erhalten, benutzten wir die Quadratmethode (siehe u.a. GREIN & IHSSEN 1980). Dazu wurde je nach Größe der Parzellen im August 1983 zwei- bis dreimal ein mit Stoff bespanntes, 70 cm hohes und 2x2 m großes Quadrat von zwei Personen aufgestellt und die darin gefangenen Tiere gezählt und bestimmt. Mit dieser Untersuchung wurde nur eine kleine Stichprobe genommen, um die Vegetation der kleinen Parzellen nicht zu sehr zu belasten. Bei Untersuchungen von REISE (1970) in Bayern wurde die Artenzahl einer Probefläche bei Pfeifengraswiesen erst mit 7, bei Mesobrometen schon mit 3 Fangquadranten erreicht.

3.1.5. FREIFÄNGE

Mit einem Käscher (Durchmesser 32 cm), einer Pinzette und einem Exhaustor fingen wir auf fast jeder Exkursion zusätzlich Insekten, Tausendfüßer, Schnecken, Weberknechte, Spinnen etc. beim Absuchen von Blüten und Pflanzen und beim Umdrehen von Steinen und abgestorbenem Holz.

3.1.6. KÖDERFÄLLEN

Im Sommer 1984 wurden zeitweise mit Käse bestückte Köderfallen exponiert, um an Aas lebende Käfer zu fangen. Diese Fallen wurden allerdings häufig zerstört.

3.1.7. SICHTBEZOCHTUNGEN

Fast alle Wirbeltierarten, aber auch Heuschrecken und Tagfalter registrierten wir durch Beobachtungen bzw. durch Verhören (Heuschrecken und Vögel). Einige Arten, wie z.B. Feldschwirl, wurden ausschließlich akustisch nachgewiesen.

3.2. MATERIAL

Den größten Aussagewert hatten die Ergebnisse der Barberfallenuntersuchung: 7 Mäuse, 18 Spitzmäuse, 413 Heuschrecken, 972 Laufkäfer, 1035 Kurzflügler, 1470 sonstige Käfer, 11944 Ameisen, über 1000 Doppelfüßer, 43 Hundertfüßer, 966 Asseln, 6749 Spinnen, 535 Weberknechte und 26 Landschnecken. Bei den Einzelfängen und den regelmäßigen Käscheraufnahmen wurden ca. 1000 Wanzen und Zikaden und ca. 600 Käfer gefangen und ausgewertet.

3.3. AUSWERTUNG

Das Material der Barberfallen- und Freifänge wurde nach jeder Exkursion aussortiert, gezählt, präpariert, etikettiert und bestimmt bzw. zum Bestimmen verschickt. Von Arten mit hohen Individuenzahlen sind nur einige Tiere als Belegmaterial präpariert worden. Das übrige Material wurde in 70%-Alkohol aufbewahrt. Bei der Auswertung der Barberfallenfänge verzichteten wir darauf, die Larven, Dipteren und Hymenopteren, Wanzen, Zikaden sowie Springschwänze auszuzählen, da dies einen zu hohen Zeitaufwand erfordert hätte. Ansonsten ist der größte Teil des Untersuchungsmaterials qualitativ auch bereits ausgewertet. Nur die Weerknechte, einige Käferfamilien und einige Wanzen und Zikaden sind noch nicht bestimmt. Die Belegsammlung befindet sich bei den Verfassern bzw. wenige Tiere auch bei den Spezialisten, die die Tiere bestimmt haben.

Grundlage für die Einstufung der gefährdeten Tierarten ist die neueste Ausgabe der "Roten Liste gefährdeter Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland" (BLAB et al. 1984).

Zur Beschreibung der Tierbestände wurde die Dominanten- und Artenidentität sowie die Diversität berechnet.

Mit der Renkonen-Zahl wird die quantitative Ähnlichkeit von zwei Proben (=Kongruenz oder Dominantenidentität) ermittelt. Sie wird durch die Summe der jeweils kleineren Dominanzwerte der in beiden Proben gemeinsamen Arten gebildet (RENKONEN 1938). Bei einem Wert von 100% stimmen beide Proben völlig überein. Bei 0% treten überhaupt keine gemeinsamen Arten auf. Mit der Renkonen-Zahl konnten wir die Laufkäfer-, Kurzflügler- und Spinnenbestände vergleichen.

Die Jaccard-Zahl bestimmt das Verhältnis zwischen den in zwei untersuchten Proben gemeinsam vorkommenden Arten und der Summe der in beiden Proben vorhandenen Arten (SØRENSEN 1948):

$$J = \frac{AB}{NA + NB} \times 100$$

Stimmen beide Proben überein, ist $J = 100\%$. Mit der Jaccard-Zahl berechneten wir die Artenidentität von Schmetterlingen, Heuschrecken, Laufkäfern, Kurzflüglern und Spinnen.

Die Diversitätsberechnung erfolgte mit dem "Dominanzindex" (SIMPSON 1949 bzw. ODUM 1980, S. 227):

$$C = \sum \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$$

n_i = Individuenzahl der i-ten Art; N = Individuenzahl der Probe.

Mit zunehmender Artenzahl und ansteigender Gleichverteilung nimmt der Diversitätsindex, der umgekehrt proportional zum Shannon-Index (SHANNON & WEAVER 1949) verläuft, ab. Nach BAEHR (1984) führen hohe Artenzahlen mit annähernder Gleichverteilung zu hohen Diversitätswerten und lassen so auf "Nischenreichtum" schließen.

4. ERGEBNISSE

4.1. ÜBERSICHT

4.1.1. ARTEMINVENTAR

Das bisher festgestellte Arteninventar umfasst 11 Säugetier-, 17-19 Brutvogel-, 30 Gastvogel-, 2 Kriechtier-, 39 Tagfalter und Widderchen-, 13 (12) Heuschrecken-, 37 (32) Wanzen-, 20 (13) Zikaden, 37 (24) Laufkäfer-, 46 (32) Kurzflügler-, 26 (13) Rüsselkäfer-, 25 (13) Blattkäfer-, 62 (38) sonstige Käfer-, 15 (11) Ameisen-, 12 (9) Doppelfüßler-, 6 (4) Hundertfüßer-, 10 (6) Asseln-, 46 (30) Schnecken- und 117 (75) Spinnenarten. Damit wurden auf der Versuchsfläche mindestens 560 Tierarten nachgewiesen! Die Zahlen in Klammern bezeichnen die Artenzahlen für die Sukzessions-Parzellen.

4.1.2. BARBERFALLENFÄNGE

In Tab. 3 sind die Fangzahlen für 10 Tiergruppen auf den vier Parzellen dargestellt. Darunter stellen die Ameisen vor den Spinnen die häufigste Tiergruppe. Sehr niedrig fielen die Fangzahlen bei Schnecken und Chilopoden aus. Zwischen den unterschiedlich behandelten Parzellen zeigen sich bereits qualitativ bei einigen Tiergruppen sehr deutliche Unterschiede. Kurzflügler, Laufkäfer und Spinnen wurden am häufigsten auf den gepflegten Parzellen gefangen, während Asseln am stärksten in der dichten Streuauflage der Sukzessions-Parzellen vertreten sind. Bei den Heuschrecken (incl. Grillen) fingen wir die meisten Tiere im gemulchten Bestand. Kein deutlicher Trend war bei Ameisen, Chilopoden, Diplopoden und Weerknechten erkennbar.

Tab. 3: Übersicht über die Barberfallenfänge ausgewählter Tiergruppen (Carabidae, Staphylinidae, Saltatoria, Formicidae, Chilopoda, Myriopoda, Isopoda, Araneida, Opilionida und Gastropoda) auf vier Parzellen der Probefläche Oberstetten 1983; Fangzeitraum von Mitte März bis Mitte November. Die Werte geben die gefangen Exemplare je Falle und Tag multipliziert mit dem Faktor 100 an; je Standort waren 5 Fallen exponiert.

Tiergruppe									
Parzelle									
Ungestörte Sukzession 1									
Ungestörte Sukzession 1	6	22	4	315	2	20	40	100	12
Ungestörte Sukzession 2	12	15	3	229	2	27	27	109	7
Kontrolliertes Brennen jährl.	39	34	7	266	1	23	1	180	9
Mücken 2xjährl.	26	26	18	215	1	26	4	194	19
									1

4.1.3. PHANOLOGIE

Ameisen, Spinnen, Weberknechte, Doppelfüßer und Kurzflügler waren fast während der ganzen Fangperiode von Mitte März bis Mitte November auf der Fläche aktiv. Ein zweigipfliges Aktivitätsmuster ist bei Ameisen (April/Mai und Juni/August), bei Doppelfüßern (März bis Juni und September/Okttober) sowie bei Kurzflüglern (Mai und Oktober/November) erkennbar. Das Auftreten der Weberknechte konzentrierte sich auf den Herbst, während die meisten Asseln im Juni gefangen wurden. Die Laufkäfer traten in den Sukzessions-Parzellen etwas häufiger im Mai/Juni und auf den gepflegten Parzellen in zwei Maxima im Mai/Juni (Hauptaktivität) und im August/September auf. Grillen wurden hauptsächlich im April/Mai (Imagines) sowie im August/September (Jungtiere) gefangen. Die meisten Feldheuschrecken fingen wir von Juli bis September. Am Beispiel der Ungestörten Sukzession 1 und der Brand-Parzelle sind in den Abb. 2 und 3 die Fangkurven für einige Tiergruppen aufgetragen.

Aufgrund von Ergebnissen aus stichprobenhaft durchgeführten Winterfängen können der Pillenkäfer *Simpolocaria semistriata* und die Kurzflügler *Olophrum assimile*, *Lathrixaeum unicolor*, *Tachyporus hypnorum* und *Xantholinus*-Arten als fast ausschließlich winteraktive Arten im Bereich dieser Probefläche angesehen werden.

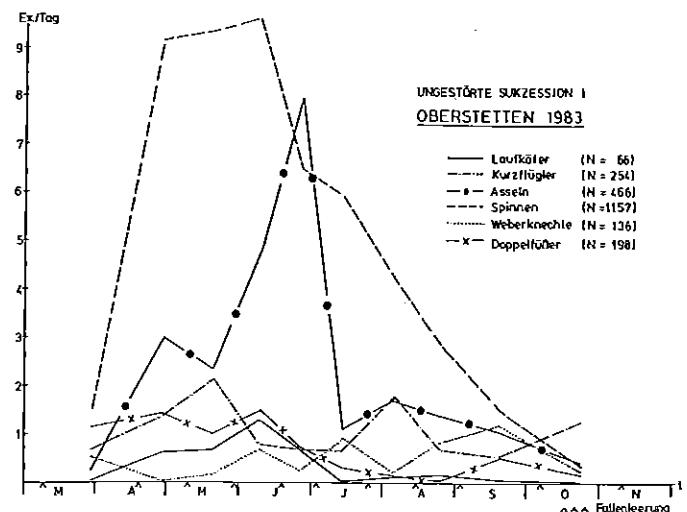


Abb. 2: Phänologische Entwicklung der Fangzahlen von Laufkäfern (Carabidae), Kurzflüglern (Staphylinidae), Asseln (Isopoda), Spinnen (Araneida), Weberknechten (Opilionida) und Doppelfüßern (Diplopoda) auf den Sukzessions-Parzelle 1 der Probefläche Oberstetten 1983; Durchschnittswerte je Fangzeitraum und 5 Fallen von Mitte März bis Mitte November

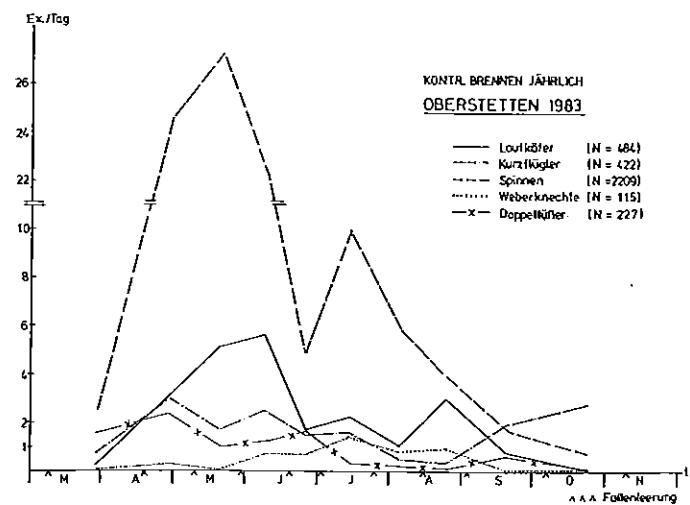


Abb. 3: Phänologische Entwicklung der Fangzahlen von Laufkäfern (Carabidae), Kurzflüglern (Staphylinidae), Spinnen (Araneida), Weberknechten (Opilionida) und Doppelfüßern (Diplopoda) auf der Parzelle "Kontrolliertes Brennen jährlich" der Probefläche Oberstetten 1983; Durchschnittswerte je Fangzeitraum und 5 Fallen von Mitte März bis Mitte November

4.2. ERGEBNISSE ZU VERSCHIEDENEN TIERGRUPPEN

4.2.1. WIRBELTIERE

Alle im Bereich der Probefläche Oberstetten nachgewiesenen Wirbeltierarten sind weit verbreitet. Die

Haselmaus, die im August 1983 ein Nest in einem Schlehenbusch angelegt hatte, bevorzugt nach STORCH (1978 in NIETHAMMER & KRAPP) auch Hecken und Geibusch auf Brachland. Da die Art ausgesprochen ortstreu ist und ihre Reviergröße in der Regel unter 2000 m² liegt (STORCH 1978 in NIETHAMMER & KRAPP), zählt sie auf der Probefläche mit Sicherheit zu den charakteristischen Arten der fortgeschrittenen Sukzessionsstadien.

Tab. 4: Systematische Aufstellung über alle nachgewiesenen Wirbeltierarten auf der Probefläche Oberstetten 1983/84

Säugertiere (Mammalia)

1. Maulwurf (*Talpa europaea*)
2. Waldspitzmaus (*Sorex araneus*)
3. Zwergspitzmaus (*Sorex minutus*)
4. Wildkaninchen (*Oryctolagus cuniculus*)
5. Feldhase (*Lepus europaeus*)
6. Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*)
7. Wald-/Gelbhalsmaus (*Apodemus spec.*)
8. Feldmaus (*Microtus arvalis*)
9. Rotfuchs (*Vulpes vulpes*)
10. Mauswiesel (*Mustela nivalis*)
11. Reh (*Capreolus capreolus*)

Kriechtiere (Reptilia)

1. Zauneldechse (*Lacerta agilis*)
2. Blindschleiche (*Anguis fragilis*)

Brutvögel (Aves)

1. Fasan (*Phasianus colchicus*) 1 P.
2. Baumpieper (*Anthus trivialis*) 1 P. *
3. Heckenbraunelle (*Prunella modularis*) 1 P.
4. Wendehals (*Jynx torquilla*) 1 P. * (A 3)
5. Rotkehlchen (*Erythacus rubecula*) 1 P.
6. Nachtigall (*Luscinia megarhynchos*) 1 P.
7. Amsel (*Turdus merula*) 3 P.
8. Singdrossel (*Turdus philomelos*) 1 P.
9. Feldschwirl (*Locustella naevia*) 1 P. *
10. Zaungrasmücke (*Sylvia curruca*) 1 P.
11. Dorngrasmücke (*Sylvia communis*) 2 P.
12. Gartengrasmücke (*Sylvia borin*) 1 P.
13. Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*) 1 P.
14. Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*) 1 P.
15. Fitis (*Phylloscopus trochilus*) 1 P.
16. Schwanzmeise (*Aegithalos caudatus*) 1 P.?
17. Neuntöter (*Lanius collurio*) 1 P. (A 2)
18. Buchfink (*Fringilla coelebs*) 1 P.
19. Grünfink (*Chloris chloris*) 2 P.
20. Hänfling (*Acanthis cannabina*) 1 P. *
21. Goldammer (*Emberiza citrinella*) 4-5 P.

* Randbrüter; sind revierbesitzende Vögel, deren Reviere zu mind. 50% von der Probefläche eingenommen werden.

Bei gefährdeten Arten der "Roten Liste" (BLAB et al. 1984) sind die Gefährdungskategorien in Klammern angegeben.

Die geringe Probeflächengröße ließ keine Siedlungs-dichteuntersuchung der Brutvögel zu. Mit 16 bis 18 Brutvogelarten, drei weiteren Arten als Randbrütern und 25 bis 29 singenden Männchen ist der Vogelbe-stand dieser Brache sehr arten- und individuenreich (ca. 200P./10 ha). Die meisten Vögel brüten im dichten Schlehenbestand der Ungestörten Sukzession 2. Als charakteristischer Brutvogel von Brachen gilt der Neuntöter, eine in vielen Gebieten selten ge-wordene Vogelart, die in der Roten Liste bundesweit gefährdet aufgeführt ist. Nach JACOBER & STRAUBER (1981) sind Brachen in ihrer Funktion als Nist- und Nahrungsraum für diese Art wertvolle ökologische Zellen. Dies bestätigen auch unsere Untersuchungen, da wir im Bereich von 7 der 10 in Baden-Württemberg zoologisch untersuchten Brachen (HANDKE in Vorber.) diese Art feststellen konnten. Über 30 weitere Vogelarten wurden als "Gäste" (Nahrungssuche, Schlafplatz etc.) auf der Brache angetroffen, darunter Rotmilan (*Milvus milvus*), Sperber (*Accipiter nisus*), Turteltaube (*Streptopelia turtur*), Grünspecht (*Picus viridis*), Gebirgsstelze (*Motacilla cinerea*), Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) und Rotdrossel (*Turdus iliacus*).

4.2.2. SCHMETTERLINGE (PAPILIONIDEA, HESPERIIDAE UND ZYGAENIDAE)

Von den 200 im Bundesgebiet heimischen Arten (BLAB & KUDRNA 1982) konnten wir in den zwei Untersuchungsjahren 39 Arten nachweisen, darunter 8 Arten aus der "Roten Liste gefährdeter Schmetterlinge" (BLAB & PRETSCHER 1984 in BLAB et al.) (siehe auch Tab. 5). Zu den selteneren Arten gehört der Scheckenfalter *Melicta aurelia* und der Bläuling *Lycaeides idas*. Letztgenannte Art wurde bisher nach EBERT (brfl.) noch nicht im baden-württembergischen Taubergebiet nachgewiesen.

Die häufigsten Schmetterlingsarten sind *Melicta aurelia*, *Melanargia galathea*, *Maniola jurtina*, *Aphantopus hyperanthus*, *Polyommatus icarus* und *Zygaena filipendulae*. Von diesen Arten wurden zumindest an einem Tag mehr als 50 Ex. über der Probefläche beobachtet. Maximal konnten über 300 Tagfalter und Widderchen über der Probefläche an einem Tag beobachtet werden.

Die meisten Arten stellt die Gruppe der mesophilen Offenlandsarten (BLAB & KUDRNA 1982). Ubiquisten wie Großer Kohlweißling, Tagpfauenauge oder Kleiner Fuchs, die in vielen landschaftlich intensiv ge-nutzten Flächen den Tagfalteraspekt bestimmen, spielen auf der Probefläche nur eine unbedeutende

Tab. 5: Schmetterlinge (Papilionidae, Hesperiidae und Zygaeidae) auf der Probefläche Oberstetten 1983/84; Ergebnisse von Beobachtungen und Netzfängen; Einteilung in Häufigkeitsklassen mit Maximalwerten

1. Papilio machaon (A 3)	+	21. Hamaearis lucina (A 3)	●
2. Pieris brassicae	●	22. Strymonidia pruni	+
3. Pieris rapae	●	23. Callophrys rubi	+
4. Pieris napi	●	24. Lycaena phlaeas	+
5. Colias hyale	X	25. Hedes tityrus	X
6. Gonepteryx rhamni	X	26. Cupido minimus (A 4)	+
7. Leptidea sinapis	●	27. Lycaeides idas (A 3)	●
8. Inachis io	+	28. Cyaniris semiargus	●
9. Aglais urticae	+	29. Polyommatus icarus	●
10. Polyomnia c-album	+	30. Pyrgus malvae	X
11. Araschnia levana	+	31. Erynnis tages	+
12. Clossiana dia (A 4)	●	32. Carterocephalus palaemon	X
13. Melitaea cinxia	X	33. Thymelicus sylvestris	●
14. Melicta aurelia (A 3)	●	34. Ochlodes venatus	●
15. Melanargia galathea	●	35. Zygaena purpuralis/ sareptensis (A 4)	X
16. Erebia medusa	●	36. Zygaena ephialtes (A 4)	X
17. Maniola jurtina	●	37. Zygaena melliloti	+
18. Aphantopus hyperantus	●	38. Zygaena filipendulae	●
19. Coenonympha pamphilus	●	39. Procris stictica/ heuseri	X
20. Coenonympha arcania	●		

• 1 Ex.

X 2 - 5 Ex.

● 6 - 10 Ex.

● 11 - 20 Ex.

● 21 - 50 Ex.

● 51 - 100 Ex.

● Über 100 Ex.

Rolle. Der xerothermophile Charakter der Fläche wird durch das Vorkommen von *Melicta aurelia*, *Strymonidia pruni*, *Cupido minimus*, *Zygaena purpuralis/sareptensis* und *Zygaena ephialtes* besonders unterstrichen.

Typisch für die Gebüschkomplexe der Sukzessions-Parzellen sind die Zipfelfalter *Callophrys rubi* und *Strymonidia pruni*.

Der lange und heiße Sommer 1983 erklärt den Höhepunkt im jahreszeitlichen Auftreten der Individuenzahlen im Juli/August (siehe Abb. 4). Ein erstes Maximum im Kurvenverlauf zeichnet sich bereits Ende Mai deutlich ab. Es wird von Arten hervorgerufen, die in mehreren Generationen auftreten. Dazu gehören *Pieris napi*, *Gonepteryx rhamni*, *Araschnia levana*, *Clossiana dia*, *Coenonympha pamphilus* sowie *Polyommatus icarus*.

4.2.3. HEUSCHRECKEN (SALTATORIA)

Obwohl xerothermophile Arten wie *Metrioptera bicolor* oder *Platycleis albopunctata* und auch einige sehr weit verbreite Arten wie *Omocestus viridulus* auf

der Brache fehlen, ist die Heuschreckenfauna mit 14 Arten artenreich (siehe Tab. 6).

Comphocerus rufus und *Chorthippus parallelus*, die beiden verbreitetsten Arten, sind auf allen vier Parzellen häufig festgestellt worden, während *Pholidoptera griseoaptera* und *Tettigonia viridissima* ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Gebüschräumen der Sukzessions-Parzellen haben. Die Sichelschrecke (*Phaneroptera falcata*), nach HARZ (1957) eine thermophile Art, meidet die niedrige Vegetation der Mulch-Parzelle. Dornschröcken (*Tetrix nutans*), Feldgrillen (*Gryllus campestris*) und die zwei Feldheuschreckenarten *Glyptothorax biguttulus* und *Stenobothrus lineatus* zeigen eine Präferenz für die lockere bzw. im Vergleich zur Sukzession niedrigere Vegetation der gepflegten Parzellen. Die unterschiedlichen Verbreitungsschwerpunkte von *Tetrix nutans* (Brand-Parzelle) und *Gryllus campestris* (Mulch-Parzelle) verdeutlichen die Ergebnisse der Barberfallenfänge (siehe Tab. 7).

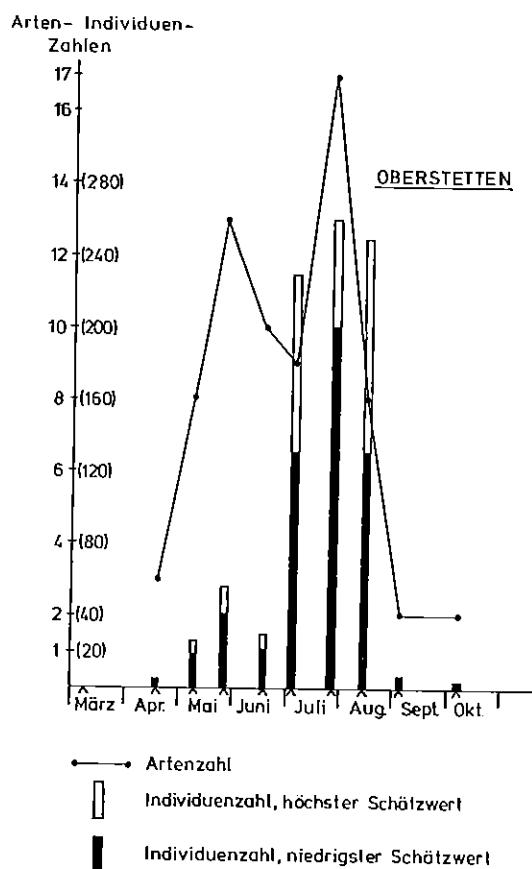


Abb. 4: Phänologische Entwicklung der Arten- und Individuenzahlen von Schmetterlingen (Papilionidae, Hesperiidae und Zygaeidae) auf der Probefläche Oberstetten 1983

Tab. 6: Die Heuschreckenfauna der Probefläche Oberstetten, aufgeschlüsselt nach Versuchs-Parzellen

Art	Parzelle			
	US 1	US 2	KB J	MU 2xJ
1. <i>Gomphocerus rufus</i>	●	●	●	●
2. <i>Chorthippus parallelus</i>	●	●	●	●
3. <i>Gryllus campestris</i>	●	●	●	●
4. <i>Tetrix nutans</i>	●	●	●	●
5. <i>Metrionoptera roeseli</i>	●	●	●	●
6. <i>Pholidoptera griseoaptera</i>	●	●	●	●
7. <i>Leptophyes punctatissima</i>	●	●	●	●
8. <i>Nemobius sylvestris</i>	●	●		●
9. <i>Phaneroptera falcata</i>	●	●	●	
10. <i>Tettigonia viridissima</i>	●	●		
11. <i>Glyptothorax brunneus</i>		●	●	●
12. <i>Glyptothorax biguttulus</i>			●	●
13. <i>Stenobothrus lineatus</i>		●		●
14. <i>Chorthippus dorsatus</i>				●
Arten	10	12	10	12
Barberfallenfänge (In Ex.)	43	34	85	194
Quadratfänge (In Ex./m²)	6-10	15-18	4-5	8-12

Die Ergebnisse aus Beobachtungen, Netz-, Quadrat- und Barberfallenfängen wurden drei Häufigkeitsklassen zugeordnet:

- häufig auf der gesamten Parzelle
- geringe Individuenzahl oder nur stellenweise auf der Parzelle verbreitet
- Einzelfunde

Tab. 7: Barberfallenfänge von Feldgrillen (*Gryllus campestris*) und Dornschröcken (*Tetrix nutans*) auf unterschiedlich gepflegten Parzellen der Probefläche Oberstetten 1983; je 5 Fallen von Mitte März bis Mitte November

Parzelle	Sukzession		Kontr. Brennen 1xj	Mulch. 2xj
	1	2		
Feldgrille (<i>Gryllus campestris</i>)	13	1	99	17
Dornschröcke (<i>Tetrix nutans</i>)	3	5	17	40

Die Punktierter Zartschrecke (*Leptophyes punctatissima*) fanden wir vereinzelt auf allen Parzellen. An dieser Art ist bemerkenswert, daß Larven und adulte Tiere unterschiedliche Lebensräume besiedeln. Während die Larven hauptsächlich auf Kräutern und Grashalmen gekäschert wurden, halten sich die Imagines auf Büschen und Bäumen, insbesondere zur Zeit der Eiablage, auf (RÖBER 1951, HARZ 1957).

4.2.4. WANZEN (HETEROPTERA) UND ZIKADEN (HOMOPTERA)

Wanzen und Zikaden wurden bisher nur stichprobenhaft mit Kässerfängen und Barberfallen und einzelnen

Handfängen qualitativ untersucht. Daher wird sich bei zukünftigen Untersuchungen auf dieser Brache die Gesamtartenzahl, insbesondere die Zahl der Weichwanzenarten (*Miridae*), noch erheblich erhöhen. In den Barberfallenfängen dominierten die Zikaden, von denen viele 1000 Ex. gefangen wurden.

Bisher umfaßt das Arteninventar 37 Wanzen- und 20 Zikadenarten (siehe Tab. 8 u. 9). Die Arten *Graphosoma lineata*, *Alydus calcaratus*, *Coptosoma scutellatum*, *Rhopalus parumpunctatus* und *Cicadetta montana* sind charakteristisch für Wärmegebiete. Letztgenannte

Tab. 8: Systematische Aufstellung aller auf der Probefläche Oberstetten nachgewiesenen Wanzenarten (Heteroptera) - Ergebnisse aus Frei-, Kässer- und Barberfallenfängen 1983/84

* Vorkommen in Sukzessions-Parzellen.

Miridae

- Phytocoris variipes* *
- Adelphocoris seticornis* *
- Adelphocoris lineolatus* *
- Calocoris affinis*
- Calocoris norvegicus*
- Lygus pabulinus* *
- Orthops kalmi*
- Capsodes gothicus* *

Alydidae

- Alydus calcaratus* *

Stenocephalidae

- Dicranocephalus agilis* *

Pentatomidae

- Graphosoma lineatum* *
- Aelia acuminata* *
- Eusacoris aeneus* *
- Carpocoris fuscispinus* *
- Carpocoris pudicus* *
- Dolycoris baccarum* *
- Palomena viridissima*
- Palomena prasina* *
- Picromerus bidens* *
- Eurydema oleraceum* agg. *
- Eurygaster maura* *

Nabidae

- Nabis ferus* *

Berytidae

- Berytinus clavipes* *

Lygaeidae

- Drymus pilicornis* *
- Drymus silvaticus* *
- Drymus latus* *
- Rhynochromus lynceus* *
- Rhynochromus alboacuminatus* *
- Peritrechus geniculatus* *
- Ischnodemus sabuleti* *
- Scolopostethus affinis* *
- Eremocoris podagrarius*

Plataspidae

- Coptosoma scutellatum* *

Corizidae

- Corizus hyoscyami* *
- Rhopalus parumpunctatus* *
- Rhopalus subrufus* *
- Rhopalus rufus*
- Myrmus miriformis*

Tab. 9: Systematische Aufstellung aller auf der Probefläche Oberstetten nachgewiesenen Zikadenarten (*Homoptera*) - Ergebnisse aus Kässcher- und Barberfallenfängen 1983/84

* Vorkommen in Sukzessions-Parzellen

Cicadidae

Cicadetta montana *

Aphrophoridae

Lepyronia coleoptrata *

Aphrophora alni *

Philaenus spumarius *

Neophilaenus albipennis

Neophilaenus campestris *

Cercopis sanguinolenta

Delphacidae

Asiraca clavicornis

Jassidae

Aphrodes flavostriatus *

Aphrodes albifrons *

Aphrodes fuscofasciatus

Deltoccephalus pusillus *

Deltoccephalus ocellaris *

Deltoccephalus collinus

Deltoccephalus pulicaris

Deltoccephalus abdominalis

Deltoccephalus pascuellus *

Thamnotettix preysleri *

Euscelis interstitialis *

Euscelis sordidus *

Art ist nur inselhaft verbreitet (HAUPT 1935). In den Barberfallen waren unter den Wanzen hauptsächlich die Bodenwanzen (*Rhyparochromus alboacuminatus* und *Rh. lynceus*) vertreten. Auffällig ist das sehr häufige Auftreten der Pentatomidae auf der blütenreichen Brand-Parzelle und der Ungestörten Sukzession 2. *Aphrophora alni* und *Palomena prasina* wurden fast ausschließlich auf Sträuchern gefangen. *Eurygaster maura* und *Graphosoma lineata* waren häufig auf Umbelliferen zu sehen. *Aelia acuminata* und *Adelphocoris lineolatus* hielten sich fast immer auf Gräsern auf. Die Kugelwanze *Coptosoma scutellatum* bevorzugt die Bunte Kronwicke (*Coronilla varia*). *Adelphocoris seticornis* und *Bertynus clavipes* hielten sich auf Schmetterlingsblütlern auf. *Ischnodemus sabuleti*, eine häufige Art der Feuchtgebiete, wurde aus Baden-Württemberg nur von VOIGT (1977) aus dem Schwarzwald und von MEESS (1907) bei Karlsruhe gemeldet. Faunistisch interessant sind auch die Funde von *Orthops kalmi* und *Nabis ferus*, da beide Arten erst vor wenigen Jahren von *Orthops basalis* bzw. *N. pseudoferus* und *N. punctatus* abgetrennt wurden und Fundortangaben daher noch selten sind (RIEGER 1972 u. 1984).

4.2.5. LAUFKÄFER (CARABIDAE)

Auf der Probefläche konnten mit Barberfallen 37 Laufkäferarten nachgewiesen werden (siehe Tab. 10). Weitere 9 Arten kommen noch aus der unmittelbaren Umgebung der Brache hinzu. Im Vergleich zu den zwei Sukzessions-Parzellen sind die gepflegten Parzellen mit 25 bzw. 24 Arten deutlich artenreicher. Die in der genutzten Umgebung der Brache häufigen Arten

Tab. 10: Summe der 1983 auf den Parzellen der Probefläche Oberstetten gefangen Laufkäferarten und -individuen (*Carabidae*), geordnet nach der Häufigkeit ihres Auftretens in den Parzellen; 4x5 Barberfallen von Mitte März bis Mitte November

ART	Summe	Parzellen			
		US 1	US 2	KB J	MU 2xJ
1. <i>Carabus cancellatus</i>	44	22	B	5	9
2. <i>Metaphonus azureus</i>	26	3	6	9	8
3. <i>Harpalus dimidiatus</i>	51	7	9	23	12
4. <i>Amara convexior</i>	146	9	38	52	47
5. <i>Amara ovata</i>	21	5	7	3	6
6. <i>Carabus auratus</i>	2	1	-	-	1
7. <i>Pterostichus ovaldeus</i>	1	1	-	-	-
8. <i>Dromius notatus</i>	1	1	1	-	-
9. <i>Panagaeus bipustulatus</i>	2	1	-	-	-
10. <i>Abax atter</i>	10	2	8	-	-
11. <i>Metaphonus rupicola</i>	2	-	2	-	-
12. <i>Metaphonus puncticeps</i>	3	-	3	-	-
13. <i>Agonum aubieri</i>	1	-	1	-	-
14. <i>Metaphonus melleti</i>	27	-	22	5	-
15. <i>Amara lunicollis</i>	13	-	9	1	3
16. <i>Harpalus tardus</i>	32	-	2	14	16
17. <i>Poecilus versicolor</i>	14	-	2	8	4
18. <i>Microlestes maurus</i>	4	-	1	1	2
19. <i>Microlestes minutulus</i>	2	-	-	1	1
20. <i>Badister bipustulatus</i>	10	-	-	4	6
21. <i>Amara familiaris</i>	4	-	-	1	3
22. <i>Amara equestris</i>	3	-	-	2	1
23. <i>Carabus convexus</i> (A 3)	10	-	-	2	2
24. <i>Brachinus crepitans</i>	234	3	-	168	63
25. <i>Harpalus rubripes</i>	115	6	2	99	8
26. <i>Notiophilus hypocrita</i>	15	-	1	12	2
27. <i>Amara montivaga</i>	4	-	1	3	-
28. <i>Brachinus expediens</i>	16	-	1	15	-
29. <i>Platynus dorsalis</i>	24	-	-	22	4
30. <i>Molops elatus</i>	1	-	-	1	-
31. <i>Amara aulica</i>	1	-	-	1	-
32. <i>Calathus melanocephalus</i>	6	-	-	6	-
33. <i>Poecilus cupreus</i>	123	5	17	20	81
34. <i>Leistus ferrugineus</i>	X	-	-	-	X
35. <i>Bembidion quadrimaculatum</i>	1	-	-	-	1
36. <i>Amara aenea</i>	1	-	-	-	1
37. <i>Pseudophonus rufipes</i>	1	-	-	-	1
Summe	972	66	141	484	281
Artenzahl	13	20	25	24	

Weitere Arten in der Umgebung der Probefläche:

Carabus ulrichi (Acker, Talwiesen), *Larocera pilicornis* (Talwiese), *Bembidion properans* (Talwiese), *Bembidion geniculatum* (Bachufer), *Harpalus distinguendus* (Talwiese), *Pterostichus melanarius* (Talwiese), *Pterostichus niger* (extensiv genutzte Schafweide), *Pterostichus melas* (Talwiese), *Abax parallelus* (Talwiese).

X = Handfang

Pseudophonus rufipes, *Carabus auratus*, *Agonum mülleri* und *Bembidion quadrimaculatum* wurden auf der Versuchsfläche auffallend selten gefangen. Die im allgemeinen sehr häufigen Arten *Pterostichus melanarius*, *Agonum sexpunctatum*, *Bembidion tetracolum*, *B. properans* und *B. lampros* fehlen völlig.

Die häufigsten Arten der Brache waren *Brachinus crepitans*, *Amara convexior* und *Poecilus cupreus*.

Letztgenannte Art ist nach HEYDEMANN (1964) in Schleswig-Holstein typisch für schwere Böden. THIELE (1964) beschreibt die Art als stenokes Feldtier.

GEILER (1956/57) fand sie bei Leipzig besonders auf bindigen Böden und im Gegensatz zur nah verwandten Art *Poecilus versicolor* auch in hoher Vegetation.

Nach BAEHR (1980) ist *P. cupreus* im Schönbuch viel häufiger als *P. versicolor*. Unsere zoologischen Untersuchungen auf zehn Brachflächen in Baden-Württemberg (HANDKE in Vorber.) haben gezeigt, daß *P. cupreus* auf Standorten mit hohen Jahresschnittstemperaturen und geringer Bodenfeuchtigkeit *P. versicolor*

an Individuenzahl deutlich übertrifft. Während die zweithäufigste Laufkäferart der Probefläche, *Amara communis*, sehr weit verbreitet ist (HANDKE in Vorber., BAEHR 1980, 1981b u. 1984, JANSEN 1982), liegt der Verbreitungsschwerpunkt von *Brachinus crepitans*, der häufigsten Art, in Wärmegebieten.

Unter den Carabiden gelang auch der Nachweis einer Reihe faunistisch interessanter bzw. seltener Arten. Nach BAEHR (brfl.) sind folgende 7 Arten in Baden-Württemberg selten: *Notiophilus hypocrita* (5. Nachweis für Bad.-Württ.), *Methophonus rupicola*, *M. melleti*, *M. puncticeps*, *Harpalus tardus*, *Amara equestris* und *Panagaeus bipustulatus*.

Tab. 11: Größenklassen der Carabiden (in % der Individuen) auf vier Parzellen der Probefläche Oberstetten 1983 (n. BAEHR 1984)

1 = unter 3 mm, 2 = 3-6 mm, 3 = 6-9 mm, 4 = 9-12 mm,
5 = 12-15 mm, 6 = 15-20 mm, 7 = über 20 mm

	1	2	3	4	5	6	7
Ungestörte Sukzession 1	--	1,5	25,8	24,2	10,6	3,0	34,8
Ungestörte Sukzession 2	0,7	2,1	59,6	19,9	6,4	5,7	5,7
Kontr. Brennen 1xj	0,2	10,1	54,3	27,7	4,7	1,9	1,0
Mulchen 2xj	1,1	4,6	46,8	39,0	4,3	0,7	3,6

In Abb. 5 ist die phänologische Entwicklung der Carabiden-Individuenzahlen für alle vier Parzellen dargestellt. Für die gemulchte Parzelle fiel ein Fangzeitraum aus, da Falle während des ersten Mulchschnittes versehentlich zerstört wurden. Interessant war es zu überprüfen, ob sich die Pflegemaßnahmen nicht nur qualitativ und quantitativ, sondern auch phänologisch auf die Carabiden-Fänge auswirken. Es stellte sich heraus, daß die Fangkurven zwischen der Mulch- und Brand-Parzelle mit einem Hauptgipfel im Mai/Juni und einem kleineren Gipfel im August bzw. September ähnlich verlaufen. Auf den beiden Sukzessions-Parzellen ist ein kleiner Gipfel im Juni erkennbar, während im Herbst kaum noch Tiere gefangen wurden.

Auch die Zuordnung der gefangenen Laufkäfer zu Größenklassen (siehe auch BAEHR 1984) macht deutliche Unterschiede sichtbar. Auf der Ungestörten Sukzession 1 dominieren über 20 mm große Käfer (*Carabus cancellatus*), während auf allen übrigen Parzellen kleinere Arten (6 bis 12 mm) vorherrschen. Obwohl die Brand-Parzelle zumindest im April und Mai größere lückige Stellen aufweist, treten Arten der Größenklassen unter 6 mm, die z.B. auf Äckern mit den

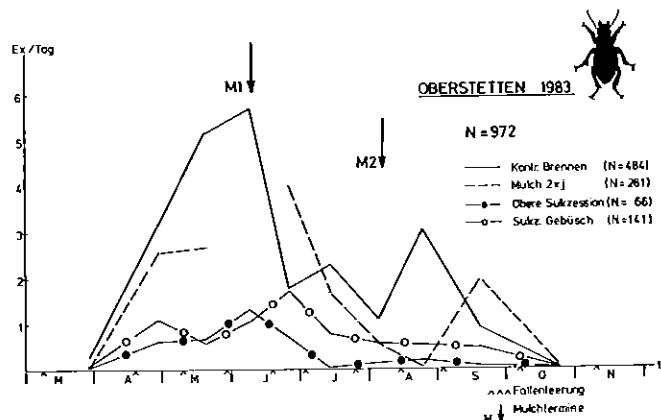


Abb. 5: Phänologische Entwicklung der Carabiden-Individuenzahlen auf der Probefläche Oberstetten 1983; Durchschnittswerte je Fangzeitraum und 5 Fallen

Gattungen *Trechus*, *Bembidion* und *Asaphidion* vertreten sind, überhaupt nicht auf. BAEHR (1984) beschreibt ähnliche Verhältnisse für eine Wacholderheide und führt das Fehlen kleiner Arten auf die starke Konkurrenz von Ameisen und Wolfsspinnen zurück, die diese Nischen "besetzen" können. Er vermutet, daß sich die Angehörigen der nächstgrößeren Größenklasse (6 bis 9 mm), vertreten durch den häufigen *Brachinus crepitans*, durch ihre "Explosivwaffe" besser gegen Ameisen und Wolfsspinnen schützen können. Auch bei Handfängen konnten wir keine kleinen Carabiden auf den Parzellen feststellen.

Auf der Brachfläche dominieren Feldtiere (siehe Tab. 12) wie *Amara convexior* und *Poecilus cupreus*, alles Arten, die in niedriger Vegetation und kaum unter Büschen leben (THIELE 1964). Ihr Anteil ist auf der gemulchten Fläche mit 98,6% an den gefangenen Individuen besonders hoch. Als einziger "Waldcarabide" wurde *Abax ater* in nur wenigen Tieren auf den Sukzessions-Parzellen gefangen. 15,6 bzw. 19,7% der Individuen auf den Sukzessions-Parzellen entfallen auf Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa. Deren Anteil erhöht sich auf der gebrannten Parzelle sogar auf über 45% (*Methophonus rupicola*, *M. azureus*, *M. puncticeps*, *Harpalus dimidiatus*, *Microlestes maurus*, *Brachinus crepitans* und *B. explodens*). Auch typische Ackerarten wie z.B. *Platynus dorsalis* oder *Harpalus rubripes* konzentrieren sich in Oberstetten auf die Brand-Parzelle (siehe Tab. 12). Allgemein verbreitete Arten mit mitteleuropäischer oder mehr nordeuropäischer Verbreitung wie *Carabus nemoralis*, *Abax parallelus* und *Harpalus latus* fehlen auf diesem warmen und trockenen Standort völlig. Auffällig ist das Fehlen der typischen Trockenrasenart *Callistus lunatus*, die von vielen Xerothermstandorten gemeldet wird (z.B. NAGEL 1975, BAEHR 1980, TURIN 1983a).

Tab. 12: Verteilung von Biotoppräferenzen und tiergeographischen Verbreitungstypen der Carabiden auf 4 Parzellen der Probefläche Oberstetten 1983 (Biotoppräferenzen nach BAEHR 1980, LINDROTH 1945 und BURMEISTER 1939)

		Biotoppräferenz			Verbreitung			Biotoppräferenz			Verbreitung			
		Arten %	Dominanz %		Arten %	Dominanz %		Arten %	Dominanz %		Arten %	Dominanz %		
Oberstetten	W	7,69	3,03	e	61,54	77,27		Oberstetten	W	5,00	5,67	e	50,00	60,99
Ungestörte	FW	7,69	1,52	m	---	---		Ungestörte	FW	---	---	m	5,00	15,60
Sukzession 1	F	84,61	95,45	n	---	---		Sukzession 2	F	85,00	87,24	n	15,00	7,80
	H	---	---	s	23,08	19,7		H	5,00	0,71	s	30,00	15,60	
13 Arten	HW	---	---	w	15,38	3,03		20 Arten	HW	5,00	6,38	w	---	---
	S	---	---	ö	---	---		S	---	---	ö	---	---	
		mont.							mont.					
Oberstetten	W	4,0	0,21	e	60,00	50,83		Oberstetten	W	---	---	e	66,67	67,62
Kontr.	FW	---	---	m	4,00	0,21		Mulchen	FW	4,17	0,36	m	---	---
Brennen 1xJ	F	80,00	96,07	n	12,00	3,31		2xJ	F	83,33	97,58	n	12,5	1,78
	H	12,00	3,51	s	24,00	45,66		H	8,33	1,07	s	16,67	30,25	
25 Arten	HW	4,00	0,21	w	---	---		24 Arten	HW	4,17	1,07	w	4,17	0,36
	S	---	---	ö	---	---		S	---	---	ö	---	---	
		mont.							mont.					

W = Waldart, F = Feldart, H = Heideart, S = Sumpfart;
n = nördliche Art, W = westliche Art, s = südliche Art, m = mitteleuropäische Art, ö = östliche Art,
e = europäische Art, mont. = montane Art

Die Carabiden-Fauna der Mulch-Parzelle ist eine Übergangsfauna aus Halbtrockenrasenarten (*Notiophilus hypocrita*, *Harpalus dimidiatus*, *Methophonus azureus*, *Microlestes maurus*) sowie Feld- und Wiesenarten (*Carabus auratus*, *Pseudophonus rufipes*, *Poecilus cupreus*, *Amara aenea*, *Platynus dorsalis*, *Bembidion quadrimaculatum*). Die größte Übereinstimmung mit dem Arteninventar von Äckern (z.B. BAEHR 1984, THIELE 1977) zeigt sich bei der Mulch-Parzelle. Im Vergleich zur Brand-Parzelle ist sie wesentlich ärmer an Halbtrockenrasenarten. Der Anteil südeuropäisch verbreiteter Arten ist um ca. ein Drittel niedriger, die thermophilen Laufkäfer *Methophonus melleti* und *Brachinus crepitans* fehlen ganz.

Es bleibt festzuhalten, daß sich auf der Brachfläche Oberstetten die charakteristischen Arten der Trocken- und Halbtrockenrasen (z.B. NAGEL 1975, BAEHR 1980 u. 1984, TURIN 1983a, BECKER 1975) vor allem auf die Brand-Parzelle und in geringerem Umfang auf die Mulch-Parzelle konzentrieren. Es liegt nahe, daß die hohe und schlecht abbaubare Streuschicht auf den Sukzessions-Parzellen (insbesondere der Ungestörten Sukzession 2) die Lebensbedingungen für thermophile Arten negativ beeinflussen. Offensichtlich sind diese Arten, die den Charakter dieser Probefläche aus faunistischer Sicht erheblich beeinflussen, nur durch eine Verhinderung der Sukzession von Gebüschen und Gräsern auf dieser Versuchsfläche zu erhalten.

Ähnliche Ansichten vertritt auch NAGEL (1975) bei seinen Untersuchungen auf Xerothermstandorten im Saar-Mosel-Raum. HOLSTE (1974) zeigte mit seiner Arbeit über Halbtrockenrasen im Weserbergland, daß die thermophilen Arten *Methophonus azureus* und *Brachinus crepitans* die dichte Krautschicht meiden.

Die Frage, ob sich die Laufkäfer auf der Brand-Parzelle fortpflanzen und entwickeln oder erst nach dem Brennen als Imagines einwandern, muß allerdings noch offenbleiben. Es fällt auf, daß flugfähige Arten vorherrschen, während die großen *Carabus*-Arten, die auf der Sukzessions-Parzelle 1 häufiger gefangen wurden, nicht einmal 3% der gefangenen Individuen erreichten.

Stichprobenhafte Hand- und Barberfallenfänge in der Umgebung der Probefläche auf Feldern und Wiesen ergeben Hinweise auf deutlich unterschiedliche Laufkäfergemeinschaften. Hier wurde eine Reihe typischer Arten der Ackerflächen (*Carabus ulrichii*, *C. auratus*, *Bembidion quadrimaculatum*, *B. properans*, *Harpalus distinguendeus*, *Pterostichus melas* und *Lorocera pilicornis*) und Wälder (*Molops elatus* und *Abax parallelulus*) in größerer Anzahl gefangen.

Ein Vergleich der Arten- und Dominantenidentität (siehe Tab. 13) sowie der Diversität zeigt zwischen den verschieden gepflegten Parzellen deutliche

Tab. 13: Faunistische Ähnlichkeit der Carabiden-Gemeinschaften auf 4 Parzellen der Probefläche Oberstetten 1983 (jeweils in %); Renken-Zahl = Dominantenidentität, Jaccard-Zahl = Artenidentität

JACCARD-ZAHL

Ungestörte Sukzession 2	Kontrolliertes Brennen 1xJ	Mulchen 2xJ	
55,0	42,1	48,6	Ungestörte Sukzession 1
66,7	54,5		Ungestörte Sukzession 2
	77,5		Kontrolliertes Brennen 1xJ

RENNKEN-ZAHL

Ungestörte Sukzession 2	Kontrolliertes Brennen 1xJ	Mulchen 2xJ	
42,6	36,6	41,3	Ungestörte Sukzession 1
29,2	47,6		Ungestörte Sukzession 2
	56,2		Kontrolliertes Brennen 1xJ

Unterschiede. Die gemulchte Parzelle ähnelt bei der Arten- und Dominantenidentität am ehesten der gebrannten Fläche. Bei der Dominantenidentität zeigen sich sehr große Unterschiede zwischen der Brand- und den beiden Sukzessions-Parzellen. Auch innerhalb der zwei Sukzessions-Parzellen zeigen sich insbesondere bei der Dominantenidentität überraschend geringe Übereinstimmungen. Die Berechnung des "Nischenreichtums" bzw. der Diversität (BAEHR 19B4) ergibt den höchsten Wert für die Ungestörte Sukzession 2 und den niedrigsten Wert für die Brand-Parzelle, da hier eine Art (*Brachinus crepitans*) sehr stark vorherrscht (Ungestörte Sukzession 1: 0,1663; Ungestörte Sukzession 2: 0,1309; Brennen 1x jährlich: 0,1B69; Mulchen 2x jährlich: 0,1703). Trotz geringerer Arten- und Individuenzahl ist die Anzahl der Nischen auf den Sukzessions-Parzellen erhöht.

4.2.6. KURZFLÜGLER (STAPHYLINIDAE)

Fast alle Staphyliniden der Probefläche registrierten wir mit Barberfallen. Mit dieser Methode werden aber nur die epigäischen Formen erfaßt. Außerdem muß eine wesentlich höhere Fallenzahl verwendet werden, um auch das Artenspektrum der epigäischen Tiere nahezu vollständig zu erfassen (BARNDT 1976). Nach HARTMANN (1976) ist eine Kombination verschiedener Arbeitsmethoden (Aussieben von Streu, Barberfallen, Eklektoren etc.) notwendig, um das vollständige Arteninventar der Kurzflügler zu erfassen.

Auf der Probefläche Oberstetten wurden bisher 46 Arten von Herrn TERLUTTER bestimmt (siehe Tab. 14); die Bearbeitung der *Aleocharinae* steht allerdings noch aus. Die häufigsten Arten sind *Philonthus lepidus*, *Olophrum assimile*, eine Zyras-Art, *Ocyphus similis* und *Drusilla canaliculata*. *Philonthus lepi-*

Tab. 14: Summe der 1983 auf den Parzellen der Probefläche Oberstetten gefangenen Kurzflüglerarten und -individuen (Staphylinidae), geordnet nach der Häufigkeit ihres Auftretens in den Parzellen; 4x5 Barberfallen von Mitte März bis Mitte November

Art	Summe	Parzellen			
		US 1	US 2	K8 J	MU 2xJ
1. <i>Ocyphus similis</i>	113	16	24	30	43
2. <i>Aleocharinae</i>	35	7	17	6	5
3. <i>Tachyporus chrysomelinus</i>	40	6	16	14	4
4. <i>Zyras spec.</i>	127	51	7	57	12
5. <i>Baeoderus litoralis</i>	21	4	5	8	4
6. <i>Xantholinus spec.</i>	12	X	3	X	9
7. <i>Metopsia clypeata</i>	2				
8. <i>Tachyporus hypnorum</i>	27	8	11	6	2
9. <i>Bryocaris analis</i>	5	1		3	1
10. <i>Lathrobium unicolor</i>	4	X	X		4
11. <i>Philonthus varius</i>	22	5	2	2	15
12. <i>Drusilla canaliculata</i>	99	56	27	7	9
13. <i>Parabemus fossor</i>	27	16	10	1	
14. <i>Quedius picipes</i>	13	9	4	.	.
15. <i>Ocyphus melanarius</i>	3	1	2	.	.
16. <i>Lathrobium atrocephalum</i>	X	X	X	.	.
17. <i>Quedius fulvipennis</i>	3	3	.	.	.
18. <i>Tachyporus nitidulus</i>	3	2	.	.	1
19. <i>Metopsia spec.</i>	2	2	.	.	.
20. <i>Lathrobium multipunctatum</i>	1	1	.	.	.
21. <i>Acidota cruentata</i>	X	X	.	.	.
22. <i>Conosoma pedicularium</i>	1	.	1	.	.
23. <i>Quedius fuliginosus</i>	1	.	1	.	.
24. <i>Ocyphus winkleri</i>	1	.	1	.	.
25. <i>Astenus gracilis</i>	X	.	X	.	.
26. <i>Quedius spec.</i>	2	1	1	.	.
27. <i>Bryocaris formosus</i>	2	.	1	1	.
28. <i>Philonthus lepidus</i>	168	.	9	103	56
29. <i>Stenus clavicornis</i>	11	.	.	6	10
30. <i>Ocyphus ophthalmicus</i>	13	.	.	3	10
31. <i>Platydracus coruscus</i>	4			4	.
32. <i>Platydracus latebricola</i>	14	1	.	13	.
33. <i>Xantholinus linearis</i>	11	.	.	11	.
34. <i>Quedius semolobuscurus</i>	1	.	.	1	.
35. <i>Bledius procerulus</i>	1	.	.	1	.
36. <i>Ocyphus fuscatus</i>	1	.	.	1	.
37. <i>Tachyporus pusillus</i>	1	.	.	1	.
38. <i>Mycetoporus spec.</i>	1	.	.	1	.
39. <i>Philonthus varians</i>	1	.	.	1	.
40. <i>Platydracus stercorarius</i>	X	1	1	X	.
41. <i>Ocyphus fulvipennis</i>	66	4	10	8	44
42. <i>Philonthus fuscipeennis</i>	14	.	.	1	13
43. <i>Stiliclus orbiculatus</i>	1	.	.	.	1
44. <i>Mycetoporus clavicornis</i>	1	.	.	.	X
45. <i>Oratium caesum</i>	X	.	.	.	X
46. <i>Tachinus corticinus</i>	X
Summe	1035	221	158	407	259
Arten	26	25	28	24	

X = Handfang

dus gilt in Mitteleuropa als verbreitet, aber nicht häufig (LOHSE 1964 in FREUDE et al.). Bei VON DER TRAPPEN (1931) sind aus Baden-Württemberg nur wenige Funde angegeben. KOCH et al. (1977) bezeichnen diesen Kurzflügler als Bioindikator für Heide- und Dünenlandschaften. Nach HORION (1963) lebt diese Art besonders auf Sandböden und warmen Hängen in Kalkgebieten. Auf der Probefläche Oberstetten ist die Art nur auf den gepflegten Parzellen häufig, während sie auf einer der beiden Sukzessions-Parzellen sogar völlig fehlt. *Olophrum assimile*, die zweithäufigste Kurzflüglerart der Probefläche, wird von LOHSE (1964 in FREUDE et al.) als "allgemein selten" bezeichnet. Als Lebensraum werden von LOHSE (1964 in FREUDE et al.) Flußauen und schilfumstandene Ufer angegeben! Für Baden-Württemberg sind aus HORION (1963) nur drei Fundorte bekannt. Daß die Art aber weiter verbreitet ist und auch andere Lebensräume besiedeln kann, zeigen u.a. die Untersuchungen von KROKER (1980) und KROKER & RENNER (1983) aus Westfalen. Da die Art aber erst sehr spät im Jahr auftritt - über 80% der Käfer wurden im Zeitraum Mitte Oktober bis Mitte November gefangen - wurde sie bisher vielleicht häufig übersehen. Auf der Brachfläche ist *Olophrum assimile* die zweithäufigste Kurzflüglerart im Barberfallenmaterial der Brand-Parzelle. *Ocypus similis* gilt als weit verbreitete Art, die u.a. aus Trockenrasen, von Hecken- und Waldstandorten (NAGEL 1975, KOCH 1975) und von Feldern (HEYDEMANN 1962) gemeldet wird. Die Art kommt auf allen Untersuchungsparzellen vor. Die Kurzflügler der Gattung *Zyras*, die nicht näher bestimmt wurden, leben bei Ameisen. Sie können die Ameisen aus ihrer Analöffnung anspritzen und sie anschließend fressen (HORION 1963). *Drusilla canaliculata* war auf Brachen in Baden-Württemberg die mit Abstand häufigste und verbreitetste Kurzflüglerart der Sukzessions-Parzellen (HANDKE in Vorber.). Die Art ernährt sich von Ameisen (LOHSE 1964 in FREUDE et al.) und ist auf den gepflegten Parzellen deutlich seltener. Untersuchungen aus der Warburger Börde (KROKER & RENNER 1983), von Xerothermstandorten im Saar-Mosel-Raum (NAGEL 1975), von Feldern (SPÄH 1980, GEILER 1959/60), Feuchtheiden (RENNER 1980), Auwäldern (GEILER 1959/60), Mooren (KROKER 1978) und Sandheiden (MOSSAKOWSKI 1970) belegen die hohe ökologische Plastizität dieser Art. Unter den übrigen nachgewiesenen 40 Arten gelten *Lathrimaeum melanocephalum*, *Platydracus latebricola* und *P. stercorarius* nach LOHSE (1964 in FREUDE et al.) in Deutschland als selten. Eine weitere seltene Art (HORION 1965) ist *Quedius picipes*, der ausschließlich auf den Sukzessions-Parzellen gefangen wurde. Von *Bledius procerulus* führt HORION (1963) aus Baden-Württemberg nur zwei Funde vom

Spitzberg bei Tübingen und Wimpfen am Neckar an. *Astenus gracilis* und *Ocypus winkleri* werden bei VON DER TRAPPEN (1931) für Baden-Württemberg überhaupt nicht erwähnt!

Im Barberfallenmaterial entfällt ein auffällig hoher Anteil gefangener Kurzflügler auf große Arten der Gattungen *Ocypus*, *Platydracus*, *Parabemus* und *Philonthus* (siehe Tab. 15). Mit Ausnahme der Brand-Parzelle entfallen ca. 20% der Individuen auf über 15 mm große Tiere.

Tab. 15: Größenklassen der Staphyliniden (in % der Individuen) auf vier Parzellen der Probefläche Oberstetten 1983 (n. BAEHR 1984)

1 = unter 3 mm, 2 = 3-6 mm, 3 = 6-9 mm, 4 = 9-12 mm,
5 = 12-15 mm, 6 = 15-20 mm, 7 = über 20 mm

	1	2	3	4	5	6	7
Ungestörte Sukzession 1	1,7	66,4	4,7	4,7	3,4	19,0	---
Ungestörte Sukzession 2	1,3	50,7	11,0	5,2	8,4	23,4	---
Kontr. Brennen 1xj	---	52,7	35,5	---	0,2	8,4	3,2
Mulchen 2xj	0,4	19,2	31,2	4,9	16,5	19,9	7,9

Phänologisch ergeben die Barberfallenfangzahlen ein sehr heterogenes Bild, sodaß hier auf eine Abb. verzichtet wurde. *Drusilla canaliculata*, *Philonthus lepidus* und *Zyras* spec. wurden im ganzen Fangzeitraum von Mitte März bis Mitte November regelmäßig gefangen. *Ocypus similis* und *Parabemus fossor* wurden am häufigsten in der ersten Jahreshälfte gefangen. *P. fossor* fehlt ab Mitte August in den Barberfallen. Unter den häufigeren Staphyliniden der Brache traten *Olophrum assimile* und *Ocypus fulvipennis* fast nur von Anfang September bis Mitte November auf. Bei den Winterfängen von Mitte November bis Mitte März konnten wir zusätzlich *Stenus simillimus*, *Astenus gracilis*, *Acidota cruentata*, *Tachinus corticinus* und *Lathrimaeum atrocephalum* nachweisen. Bei drei weiteren Arten (*Xantholinus* spec., *Lathrimaeum unicolor* und *Tachyporus hypnorum*) wurden die meisten Individuen in den Wintermonaten registriert.

Bei einem Vergleich der Arten- und Dominantenidentität (siehe Tab. 16) zeichnet sich die größte Ähnlichkeit zwischen den beiden Sukzessions-Parzellen ab. Sehr eigenständig sind besonders bei der Dominantenidentität die Sukzessions-Parzellen im Vergleich zu den gepflegten Parzellen. Die Artenzahlen der vier untersuchten Parzellen weichen mit 25 bis

28 Arten nur geringfügig voneinander ab (siehe Tab. 14). Ähnlich wie bei den Laufkäfern zeichnet sich auch bei den Kurzflüglern die Brand-Parzelle durch die höchsten Individuenzahlen aus. Für diese Parzelle sind insbesondere die hohen Fangzahlen von *Philonthus lepidus* und *Olophrum assimile* charakteristisch. Typische Arten der Sukzessions-Parzellen sind dagegen *Drusilla canaliculata*, *Quedius picipes* und *Parabemus fossor*. Auf die gemulchte Parzelle konzentrieren sich die Funde von *Ocyphus fulvipennis*, *Platydracus stercorarius* und *Philonthus fascipennis*.

Tab. 16: Faunistische Ähnlichkeit der Staphyliniden-Gemeinschaften auf 4 Parzellen der Probefläche Oberstetten 1983 (jeweils in %); Renkonen-Zahl = Dominantenidentität, Jaccard-Zahl = Artenidentität

JACCARD-ZAHL

Ungestörte Sukzession 2	Kontrolliertes Brennen 1xJ	Mulchen 2xJ	
78	51	60	Ungestörte Sukzession 1
	53	61	Ungestörte Sukzession 2
		61	Kontrolliertes Brennen 1xJ

RENNONEN-ZAHL

Ungestörte Sukzession 2	Kontrolliertes Brennen 1xJ	Mulchen 2xJ	
50	27	21	Ungestörte Sukzession 1
	36	39	Ungestörte Sukzession 2
		43	Kontrolliertes Brennen 1xJ

Bei der Berechnung des "Nischenreichtums" ergeben sich zwischen den vier Parzellen erhebliche Unterschiede: Ungestörte Sukzession 1: 0,1476; Ungestörte Sukzession 2: 0,0954; Kontrolliertes Brennen 1x jährlich: 0,1638 und Mulchen 2x jährlich: 0,1220. Wie bei den Laufkäfern zeichnet sich die Brand-Parzelle durch die niedrigste und die Ungestörte Sukzession 2 durch die höchste "Nischenzahl" aus. Auffällig sind auch bei den Kurzflüglern die

großen Unterschiede zwischen den "Nischen" der Sukzessions-Parzellen. Da - wie bei den Laufkäfern - auf der Ungestörten Sukzession 2 keine Kurzflüglerart sehr hohe Dominanzwerte erreicht (die häufigste Art, *Drusilla canaliculata*, erreicht einen Anteil von 17,1%), fällt hier der berechnete Wert besonders niedrig aus.

4.2.7. SONSTIGE KÄFER (COLEOPTERA)

Tab. 17 gibt einen Überblick über die "sonstigen" bisher bestimmten Käferarten der Brachfläche. Außer den 37 Carabiden- und 45 Staphylinidenarten wurden bisher weitere 113 Käferarten nachgewiesen, davon allein 64 Arten auf den Sukzessions-Parzellen. Unter Berücksichtigung von mindestens 10 Arten aus dem Randbereich der Probefläche und den noch nicht näher bestimmten Arten der Aleocharinae, Mordellidae, Pselaphidae, Cisidae, Scutellidae, Seropalpidae, Anobiidae, Nitidulidae und Cryptophagidae ist wohl mit weit über 250 Arten auf der weniger als 1 ha großen Fläche zu rechnen. Mit besonders vielen Arten sind die Familien der Rüsselkäfer (26) und der Blattkäfer (25) vertreten.

Auffällig ist ein hoher Anteil thermophiler Käfer, wie die Blatthornkäfer *Onthophagus verticicornis* und *O. vacca*, die Prachtkäfer *Anthaxia nitidula* und *Trachys troglodytes*, die Bockkäfer *Dorcadion fuliginator* und *Agapanthia violacea*, der Nestkäfer *Nargus brunneus*, der Marienkäfer *Platynaspa luteoruber*, die Schnellkäfer *Agriotes gallicus* und *Athous bicolor*, der Stutzkäfer *Hister quadrivittatus* und die Blattkäfer *Gynandrophthalma cyanea* und *Hypocassida subferruginea*.

Eine quantitative Auswertung der meisten "sonstigen" Käfer aus dem Barberfallenmaterial ist noch nicht erfolgt. Die Rüsselkäfer stellen mit weit über 600 Ex. die häufigste Käferfamilie nach den Laufkäfern und Kurzflüglern. Der Blattkäfer *Galeruca tanaceti* wurde fast ausschließlich auf der Mulch-Parzelle nachgewiesen. Typisch für die zwei gepflegten Parzellen war der Aaskäfer *Silpha obscura*. Von 98 Ex. fanden wir allein 92 Ex. auf der Brand- und Mulch-Parzelle. Sehr auffällig war das gehäufte Vorkommen der kotfressenden *Onthophagus*-Arten im Mai/Juni 1983 in den Barberfallen der Brand-Parzelle. *Onthophagus verticicornis* wurde ausschließlich (8 Ex.) und *O. ovatus/joannae* überwiegend (120 von 152 Ex.) dort nachgewiesen. Es ist noch völlig unklar, warum diese Arten bevorzugt auf der Brand-Parzelle auftraten, ob-

Tab. 17: Systematische Aufstellung aller auf der Probefläche Oberstetten nachgewiesenen Käferarten (ohne Laufkäfer und Kurzflügler) - Ergebnisse aus Frei-, Kässcher- und Barberfallenfängen
 * Vorkommen in Sukzessions-Parzellen; (!) faunistisch bemerkenswerte Art; (R) Parzellenrand

Hydrophilidae	Cantharidae	Phalacridae	Onthophagidae	Cassida
Megasternum boletophagum *	Cantharis rustica	Olibrus baudueri (A 3)	Onthophagus varga (A 3)	rubiginosa
Histeridae	Cantharis nigricans *		Onthophagus ovatus/joannae	prasina
Paralister purpurascens	Cantharis decipiens (!) *		Aphodius prodromus	
Hister quadrimaculatus	Rhagonycha fulva *	Lathrididae	Melolontha melolontha *	
Hister unicolor	Rhagonycha limbata *	Corticaria impressa *	Cetonia aurata (R)	
Atholus binaculatus (!) *	Malachiidae	Melanophthalma distinguenda *	Cerambycidae	Curculionidae
Silphidae	Charopus flavipes *	Enicmus transversalis	Acmeops collaris *	Otiorhynchus ligustici (!)
Necrophorus investigator (R)	Malachius bipustulatus *	Coccinellidae	Dorcadion fuliginator (A 2) *	Otiorhynchus porcatus *
Necrophorus fuscus *	Elateridae	Scymnus fontinalis	Agapantha violacea (!) *	Otiorhynchus uncinatus (!) *
Necrophorus vespillo	Agriotes gallicus *	Scymnus haemorrhoidalis (!) *	Chrysomelidae	Otiorhynchus singularis *
Silpha obscura *	Agriotes sputator *	Chilocorus bipustulatus (R)	Lema melanopus *	Phyllobius parvulus *
Silpha tristis *	Adrastes pallens (R)	Platynasper luteoruber (R) (!)	Labidostomis longimana	Phyllobius maculinicornis
Catopidae	Adelocera murina *	Coccinella septempunctata *	Clytra quadripunctata *	Cyphocleonus trisulatus
Ptomaphagus variicornis (!) *	Pseudoanthous niger (R)	Sospita vigintiquatuorpunctata	Gynandrophthalma cyanea	Sciaphilus asperatus *
Ptomaphagus subvilllosus	Athous bicolor *	Thea vigintiduopunctata	Cryptocephalus hypochoeridis	Barypelthes trichapterus (!) *
Ptomaphagus medius (!)	Buprestidae	Oedemeridae	Cryptocephalus violaceus	Barynotus obscurus
Nargus brunneus *	Anthaxia nitidula *	Oedemera femorata *	Chrysomela haemoptera	Barynotus moerens *
Nargus anisotomoides *	Trachys troglodytes (!)	Oedemera lurida	Chrysomela polita	Sitona lineatus
Sciodrepoides watsoni *	Byrrhidae	Oedemera virescens *	Chrysomela diversipes *	Sitona flavescens
Catops fuliginosus *	Simplocaria semistriata	Pyrochroidae	Timarcha goettingensis *	Sitona hispidulus
Catops nigricans *	Cytinus sericeus (R)	Pyrochroa serraticornis (R)	Galeruca tanaceti *	Sitona humeralis
Catops nigricantoides (!)	Byrrhus pilula *	Lagriidae	Luperus flavipes *	Tychius quinquepunctatus (!)
Catops picipes *	Nitidulidae	Lagria hirta *	Semylissa halensis *	Trachyphloeus alternans *
Melyridae	Meligethes aeneus	Scarabaeidae	Longitarsus soccineus *	Lepyrus capucinus
Dasytes plumbeus *	Meligethes maurus	Geotrupes stercorosus *	Longitarsus tabidus	Liparus germanus (!) *
Liodidae	Meligethes erythropterus	Geotrupes vernalis *	Longitarsus pratensis *	Donus intermedius *
Amphyctilus globus (!) *	Glyschrochilus hortensis (R)	Onthophagus verticicornis (A 3)	Longitarsus rubiginosus *	Zacladus affinis
			Crepidoderina ferruginea *	Ceutorhynchidius troglodytes
			Crepidoderina femorata *	Apion onopordi *
			Derocrepis rufipes *	Apion ebeninum (!)
			Sphaeroderma rubidum	Apion lenne *
			Pileostoma fastuosa (A 2)	Apion melloti
			Hypocassida subferruginea (!)	

wohl dort kaum Kot auf dem Boden lag und auch in den Barberfallen zu diesem Zeitpunkt keine toten Kleinsäuger lagen. Nach HORIZON (1953) gilt *O. ovatus/ joannae* als thermophile Art offenen Geländes, insbesondere von Schafweiden. *Onthophagus ovatus* wurde erst von MACHATSCHKE (1969 in FREUDE et al.) von der sehr ähnlichen Art *Onthophagus joannae* abgetrennt.

4.2.8. AMEISEN (FORMICIDAE)

Unter den bearbeiteten Tiergruppen entfallen die höchsten Individuenzahlen auf die Ameisen. Obwohl Herrn BAUSCHMANN, Gießen, bei der qualitativen Auswertung nur Barberfallenmaterial zur Verfügung stand, konnte er 15 Arten, darunter 5 Arten der "Roten Liste" (PREUSS et al. 1984 in BLAB et al.) bestimmen (siehe Tab. 18). Weitere Arten können sicherlich noch durch Hand- und Lichtfänge erbeutet werden. Zumindest drei Arten [*Myrmica schencki*, *Formica rufibarbis* und *Lasius mixtus*] können als wärmeliebend bezeichnet werden. *Lasius flavus* und *Formica pratensis* überziehen die Brache mit Ausnahme der gemulchten Parzelle mit vielen hundert Ameisenhügeln, die wesentlich das Mikrorelief dieser Flächen prägen. Im Barberfallenmaterial waren nach der Auswertung von Stichproben am häufigsten *Formica pratensis* und *Lasius niger* vertreten. Die Wiesenameise *Formica pratensis* ist eine Art der Wiesen und Lichtungen und bevorzugt

auch wärmere Stellen. Im Mindelsee-Gebiet fand KLIMETZEK (1977) die Nester fast ausschließlich in Südexposition. *Lasius niger*, die Schwarzgraue Wegameise, ist ein Ubiquist, der seine Nester in der Erde, unter Steinen, in Holz und Erdhügeln anlegen kann (STITZ 1939).

Auf der Brache ist neben der Artenvielfalt auch die Anzahl der Ameisen bemerkenswert. Während z.B. BAUSCHMANN (1980) im Vogelsberg pro Barberfalle und Woche ca. 3,5 Ex. und BUSCHINGER (1975) in der Eifel ca. 2,8 Ex. fingen, lag in Oberstetten die durchschnittliche Fangzahl je Woche bei 23 Ex.!

Ameisen können nicht nur die Vegetation und das Mikrorelief von Flächen beeinflussen (KING 1977a-c, SCHREIBER 1960), sondern auch das Vorkommen anderer Tierarten und -gruppen. Es fanden sich auf der Untersuchungsfläche einige Tierarten, die bei Ameisen als Gäste leben bzw. sich von Ameisen ernähren. Zu diesen Tieren gehören z.B. die auf der Brache sehr häufigen Kurzflügler *Drusilla canaliculata* und *Zynas spec.*, die Ameisenassel *Platyarthrus hoffmannseggii*, der Blattkäfer *Clytra laeviuscula* und der Bläuling *Cupido minimus*, dessen Raupe von Ameisenbrut lebt.

Tab. 18: Systematische Aufstellung aller auf der Probefläche Oberstetten nachgewiesenen Ameisenarten (Hymenoptera: Formicidae), Ergebnisse aus Barberfallenfängen 1983

* Vorkommen in Sukzessions-Parzellen

Dolichoderinae

Tapinoma erraticum (A 3)

Formicidae

Lasius niger *

Lasius alienus *

Lasius flavus *

Lasius mixtus

Lasius umbratus *

Formica fusca *

Formica cunicularia (A 3) *

Formica rufibarbis (A 2) *

Formica pratensis

Myrmicinae

Tetramorium caespitum

Myrmica laevinodis *

Myrmica scabrinodis *

Myrmica schencki (A 3) *

Myrmica sabuleti (A 3)

Die jahreszeitliche Verteilung der Ameisenfänge ist für die vier Parzellen in Abb. 6 dargestellt. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Resultate von Barberfallenuntersuchungen bei Ameisen wegen jahreszeitlich variierender Territorien, Verlagerung von Nestern etc. sehr schwierig zu interpretieren sind (BUSCHINGER 1975, HAESELER 1983, GREENSLADE 1973). Ameisen waren bereits ab Mitte März häufig im Fallenmaterial. Die meisten Individuen wurden von Mitte April bis Ende Juli gefangen. Im Winter (November bis Anfang März) fanden sich fast keine Tiere in den Fallen. Die Unterschiede zwischen den Parzellen sind nur gering, wenn man berücksichtigt, daß in der Hauptaktivitätszeit auf der Mulch-Parzelle einmal eine Fallenserie ausfiel. Deutlich niedriger sind die Fangzahlen nur in der Ungestörten Sukzession 2, da hier zwei Fallen unter Schlehenbüschchen standen und dort kaum Ameisen auftraten. Stichprobenhafte qualitative Auswertungen ergaben zwischen den Parzellen

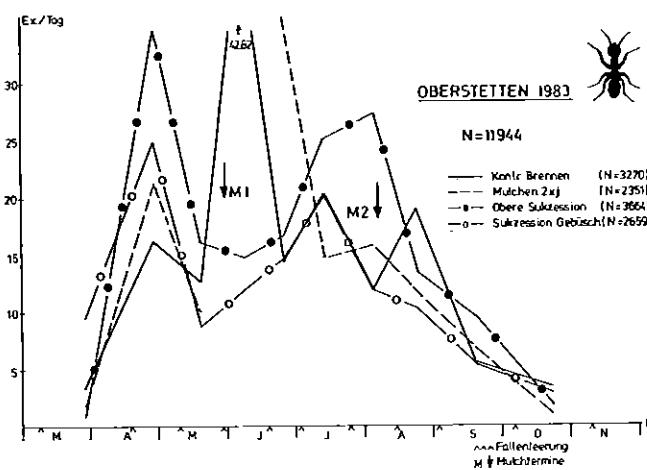


Abb. 6: Phänologische Entwicklung der Ameisen-Individuenzahlen auf der Probefläche Oberstetten 1983; Durchschnittswerte je Fangzeitraum und 5 Fallen

keine Unterschiede. Dies steht im deutlichen Gegensatz zu den Ergebnissen von BOER (1983) auf gebrannten holländischen Halbtrockenrasen, der dort von einem deutlichen Artenrückgang auf diesen Flächen berichtet.

4.2.9. TAUSENDFÜSSER (MYRIAPODA)

In dieser Tiergruppe, die fast ausschließlich epi-gäisch bzw. endogäisch lebt und bodenbiologisch erhebliche Bedeutung haben kann (DUNGER 1983), werden die zoophagen Hundertfüßer (*Chilopoda*) und die saprophagen Doppelfüßer (*Diplopoda*) zusammengefaßt.

Auf der Untersuchungsfläche leben 5 Chilopoden- und 13 Diplopodenarten (siehe Tab. 19). Die Hundertfüßer (*Lithobius melanops*, *L. erythrocephalus*, *L. calcaratus*, *L. crassipes* und *Strigamia crassipes*) wurden nur selten in den Barberfallen gefangen. Die häufigste Art, *Lithobius calcaratus*, wird besonders aus offenen und wärmeren Gebieten gemeldet (VERHOEFF 1937, SCHMID 1966). Diese Art zeigte auf der Probe-fläche eine Präferenz für die Sukzessions-Parzellen.

Während die Steinläufer (*Lithobius*) sehr stark austrocknungsgefährdet sind und daher bevorzugt in Wäl-dern leben (z.B. ALBERT 1977, ALBERT 1978), sind die Diplopoden mit ihrer stärkeren Cuticula wesentlich besser gegen Austrocknung geschützt. Von dieser Tiergruppe, die sich von abgestorbenen Pflanzenteilen und Mikroorganismen ernährt, fanden wir in den Barbar-fallen über 1000 Ex. . Die meisten Arten sind nachtaktiv und zeigen eine erhöhte Aktivität im Frühjahr und Herbst. In den Sommermonaten fanden sich in den Barberfallen überwiegend *Glomeris*-Arten und *Ommato-lulus sabulosum*.

Tab. 19: Summe der 1983 auf den Parzellen der Probefläche Oberstetten gefangenen Tausendfüßerarten und -individuen (*Myriapoda*), geordnet nach der Häufigkeit ihres Auftretens in den Parzellen; 4x5 Barberfallen von Mitte März bis Mitte November

Art	Summe	Parzellen			
		US 1	US 2	KB J	MU 2xJ
1. <i>Allalulus londiniensis</i>	166	30	37	24	75
2. <i>Lithobius forficatus</i>	3	1	1	1	1
3. <i>Glomeris hexasticha</i>	105	48	27	19	11
4. <i>Glomeris conspersa</i>	63	11	18	26	8
5. <i>Ommatoiulus sabulosum</i>	95	38	44	8	5
6. <i>Lithobius calcaratus</i>	33	13	15	4	1
7. <i>Tachypodioides niger</i>	46	20	25	·	1
8. <i>Julus scandinavicus</i>	22	9	12	·	1
9. <i>Polydesmus denticulatus</i>	13	10	3	·	·
10. <i>Craspedosoma alemannicus</i>	4	4	·	·	·
11. <i>Strigamia crassipes</i>	1	1	·	·	·
12. <i>Leptoiulus simplex glacialis</i>	3	3	·	·	·
13. <i>Lithobius erythrocephalus</i>	>440	25	>100	>150	>150
14. <i>Megaphyllum unilineatum</i>	>440	·	·	·	·
15. <i>Lithobius melanops</i>	1	·	·	·	4
16. <i>Lithobius crassipes</i>	4	·	·	·	·
Summe	>1000	212	>283	>232	>258
Arten		12	11	7	11

Zusätzlich wurden in einem Lesesteinwall *Glomeris pustulata* und *Melagona voigti* festgestellt.

Die häufigste Diplopodenart der Brache ist *Megaphyllum unilineatum*, die als trockenresistente (HAACKER 1968) und stenöke Feldart (DUNGER & STEINMETZGER 1981) charakterisiert wird. Nach SCHUBART (1934) ist *M. unilineatum* ein Kulturfolger, der warme, kalkreiche Standorte bevorzugt. Die zweithäufigste Art, *Allaiulus londinensis*, gilt als thermophile Art, die in Westeuropa offenes Gelände bewohnt (DUNGER & STEINMETZGER 1981, BECKER 1975). Eine weitere thermophile und für offenes Gelände typische Art ist *Ommatoiulus sabulosum* (BECKER 1975, KOBEL-VOSS 1983, DUNGER & STEINMETZGER 1981, SCHUBART 1934). Als einzige Waldart unter den häufigeren Diplopoden der Probefläche wird *Glomeris hexasticha* charakterisiert. Die Art soll ihren Verbreitungsschwerpunkt im montanen Bereich haben (SCHUBART 1934, THIELE 1959).

Faunistisch interessant sind die Funde von *Glomeris pustulata* und *Leptoiulus simplex glacialis*. *G. pustulata* bevorzugt offenes Gelände (SCHUBART 1934, CROME 1976) und gilt in Baden-Württemberg als nicht häufig. Bei SCHUBART (1934) wird allerdings schon ein Vorkommen im Vorbachtal erwähnt. Auf der Brache lebt die Art im Bereich der Lesesteinwälle in wenigen Tieren. *Leptoiulus simplex glacialis*, der freundlicherweise von Frau Dr. KOBEL-LAMPARSKI, Freiburg, nachbestimmt wurde, ist ein Glazialrelikt, das in Süd- und Mitteldeutschland nur vereinzelt gefunden wird (VERHOEFF 1937). Nach SCHUBART (1934) lebt *L. simplex glacialis* an feuchten und kühlenden, sonnenbeschützten Stellen.

Quantitativ zeigen sich bei den Fangzahlen auf den Parzellen keine größeren Unterschiede (siehe Tab. 19). Die Artenzahl ist auf der gebrannten Parzelle allerdings deutlich niedriger. Bei einigen Diplopoden (*Ommatoiulus sabulosum*, *Tachypodioiulus niger*, *Iulus scandinavicus*, *Polydesmus denticulatus*) wird eine Präferenz für die Sukzessions-Parzellen deutlich. *Megaphyllum unilineatum* war - trotz insgesamt hoher Individuenzahlen - auf der Ungestörten Sukzession 1, einer Parzelle mit sehr dichter Streuauflage, auftäglich selten.

4.2.10. ASSELN (ISOPODA)

Auf der Probefläche leben 10 Arten (siehe Tab. 20), wovon allerdings 4 (*Androniscus roseus*, *Hyloniscus riparius*, *Haplophthalmus mengii* und *Porcellio spinicornis*) ausschließlich im Lesesteinwall nachgewiesen wurden. Die häufigsten Arten waren *Armadillidium vulgare* und *Trachelipus rathkeli*. Nach Untersuchungen von BECKER (1975) hat *A. vulgare* in der Eifel ihren

Tab. 20: Systematische Aufstellung aller auf der Probefläche Oberstetten nachgewiesenen Asselarten (Isopoda) - Ergebnisse aus Frei- und Barberfallenfängen 1983/84

* Vorkommen in Sukzessions-Parzellen

Trichoniscidae

Trichoniscus spec.	●
Hyloniscus riparius	X
Androniscus roseus	X
Haplophthalmus mengii	X

Oniscidae

Oniscus asellus	●
-----------------	---

Porcellionidae

Platyarthrus hoffmannseggii	●
Porcellio scaber	●
Porcellio spinicornis	X
Trachelipus rathkeli	●

Armadillidiidae

Armadillidium vulgare	●
-----------------------	---

● 1 Ex.

● 2 - 10 Ex.

● > 100 Ex.

X Art kommt außerhalb der Sukzessionsparzelle auf der Probefläche vor.

Verbreitungsschwerpunkt in Halbtrockenrasen. Die Art bevorzugt nach GRUNER (1966) Kalkgestein und trockenes, offenes Gelände. Unter den Asseln Mitteleuropas ist sie am besten dem Landleben angepaßt (GRUNER 1966). *T. rathkeli* wird als Art offener Kulturflächen charakterisiert (TISCHLER 1958). Die Häufigkeit der Art und ihr schnelles Ausbreitungsvermögen machen sie zum Erstbesiedler von Pionierstandorten (z.B. NEUMANN 1971, STRÜVE-KUSENBERG 1981). Die dritthäufigste Asselart aus der Gattung *Trichoniscus* konnte nicht näher bestimmt werden, da nur Weibchen gefunden wurden. Die Art konnte ausschließlich durch Handfänge in der Streuschicht regelmäßig nachgewiesen werden.

Faunistisch interessant ist der Fund der Ameisenassel *Platyarthrus hoffmannseggii* in einer Barberfalle der Brand-Parzelle, da diese Art wegen ihrer Lebensweise in Ameisennestern nur selten gefunden wird. *P. hoffmannseggii* lebt von Detritus, Kot, Pilzsporen und Honigtau der Wurzelläuse.

Phänologisch ist bei den Asseln ein kleines Maximum im März/April und ein Hauptgipfel im Juni ausgebildet (siehe Abb. 7). Ab Juli werden kaum noch Tiere gefangen.

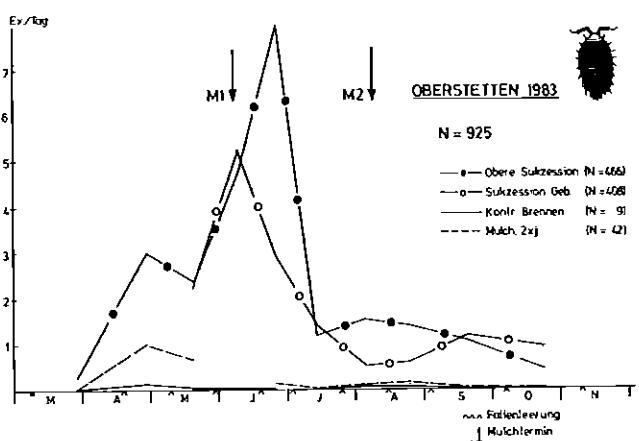


Abb. 7: Phänologische Entwicklung der Assel-Individuenzahlen auf der Probefläche Oberstetten 1983; Durchschnittswerte je Fangzeitraum und 5 Fallen

In Übereinstimmung mit vielen anderen Untersuchungen (z.B. HOFFMANN 1980, DST 1979, SOUTHWOOD & EMDEN 1959) wurden auch auf der Probefläche Oberstetten die meisten Asseln auf den Sukzessions-Parzellen gefangen. Auf der Brand-Parzelle waren die Asseln auffallend selten. Hier fehlt im Frühsommer während der Hauptaktivitätszeit dieser Tiere eine Streuschicht. Das Vorhandensein einer dichten und feuchten Streuschicht scheint aber die Voraussetzung für den Aufbau großer Asselpopulationen zu sein. Auf rekultivierten Standorten im rheinischen Braunkohlerevier stiegen die Asselfangzahlen erst mit zunehmender Vegetationsbedeckung an (NEUMANN 1971).

4.2.11. SPINNEN (ARANEAE)

Mit über 5000 Ex. waren die Spinnen nach den Ameisen die individuenreichste Tiergruppe im ausgewerteten Barberfallenmaterial. Außerdem waren die Spinnen mit 117 Arten nach den Käfern die artenreichste Tiergruppe auf der Brache. Allein 26 Arten entfielen auf die beiden Sukzessions-Parzellen (siehe Tab. 21). Die meisten Individuen (76,2%) stellen die tagaktiven epigäischen Wolfsspinnen (*Lycosidae*). Die artenreicheste Spinnenfamilie bilden die Baldachinspinnen (*Linyphiidae*) mit 25 Arten. Ebenfalls sehr artenreich sind die *Gnaphosidae* und *Lycosidae* mit jeweils über 10 Arten.

Alopecosa cuneata war die häufigste Art (21% aller Individuen), gefolgt von *Pardosa pullata*, *P. palustris* und *Aulonia albimana*.

Aus Baden-Württemberg liegen bisher nur wenige Spinnenarbeiten vor (z.B. CASEMIR 1961, HELVERSEN

1974, LEIST 1978, HOFFMANN 1980, HARMS 1966, BAEHR & BAEHR 1984). BAEHR & BAEHR (1984) fingen im Lautertal bei Münsingen auf verschiedenen Standorten mit 50 Fallen 170 Arten und ca. 0,9 Ex. je Fallentag. Aussagen über allgemeine Verbreitung und ökologische Ansprüche der Arten sind angesichts der geringen Kenntnisse über diese Tiergruppen noch sehr schwierig. Eine eingehende Diskussion der Ergebnisse soll in Verbindung mit Untersuchungen auf anderen Brachen noch erfolgen (MALTEN in Vorber.).

Unter dem Barberfallenmaterial waren auch einige seltener Arten, wie die gefährdete *Alopecosa accentuata* und *Trochosa robusta* (A 3 nach HARMS et al. 1984 in BLAB et al.). Die Spinne *Mastigusa arietina* soll in Ameisennestern leben (MALTEN brfl.) und ist erst vor wenigen Jahren in der Bundesrepublik nachgewiesen worden (WUNDERLICH im Druck). Die Plattbauchspinne *Haplodrassus minor* mit Vorkommen auf Brand- und Mulch-Parzeile galt in der Bundesrepublik bisher als ausgestorben (HARMS et al. 1984 in BLAB et al.) bzw. ist in Mitteleuropa bisher noch nicht sicher nachgewiesen (GRIMM 1985).

Quantitativ heben sich die gepflegten Parzellen der Brache deutlich von den Sukzessions-Parzellen ab (siehe Tab. 22 und Abb. 8), wenn man berücksichtigt, daß die absolute Fangzahl auf der Mulch-Parzelle ohne den Ausfall einer Fallenserien sicherlich noch höher ausgefallen wäre. Deutlich höher fallen insbesondere die Fangzahlen der Wolfsspinnen (*Lycosidae*), der *Hahnidae* und der Streckerspinnen (*Tetragnathidae*) auf der gemulchten und gebrannten Parzeile aus. In Tab. 22 sind die absoluten Fangzahlen der häufigsten Spinnenarten (ohne subrezidente Ex.) und der "Rote Liste-Arten" aufgeführt. Neben hohen Individuenzahlen fällt die Brand-Parzelle besonders durch die hohen Artenzahlen auf. Außerdem wurden hier die meisten Individuen der "Rote Liste-Arten" gefangen. Eine Reihe von Arten, wie *Alopecosa cuneata*, *Pardosa palustris* und *Trochosa robusta* kommen fast ausschließlich auf den gepflegten Parzellen vor. Eine deutliche Bevorzugung der Sukzessions-Parzellen läßt sich für *Zelotes subterraneus*, *Aulonia albimana* und *Agroeca cuprea* erkennen.

Das Vorkommen der epigäischen Spinnen im Jahresverlauf ist in Abb. 8 dargestellt. Die meisten Tiere wurden dabei von Ende April bis Ende Juli gefangen. Auf den zwei Sukzessions-Parzellen läßt die Aktivität bereits ab Mitte Juni deutlich nach.

Tab. 21: Systematische Aufstellung aller auf der Probefläche Oberstetten nachgewiesenen Spinnenarten (*Araneida*) – Ergebnisse aus Frei-, Kässcher- und Barberfallenfängen 1983/84

	US 1	US 2	KB J	MU 2xJ	Stein- wall unge- bun- dung	US 1	US 2	KB J	MU 2xJ	Stein- wall unge- bun- dung	US 1	US 2	KB J	MU 2xJ	Stein- wall unge- bun- dung	
<u>D i c t y r i n d a e</u>																
<i>Argenna subnigra</i>	--	--	4	5	--	x	Bianor aeneosens	--	--	1	1	--	--	x	--	--
<i>Dysderinae</i>	--	--	--	--	--	x	Euphyrys acutipes	--	--	2	1	--	--	x	--	--
<i>Dysdera crocata</i>	--	--	3	--	--	x	<i>Evarcha arcuata</i> *	1	2	--	--	x	--	x	--	--
<i>Dysdera erythrina</i> *	2	--	--	--	--	x	<i>Helophanus cupreus</i> *	1	--	--	x	--	x	--	--	--
<i>P h o l i c i d a e</i>	--	--	--	--	--	x	<i>Helophanus flavipes</i> *	--	--	--	1	x	--	x	--	--
<i>Pholcus opilionoides</i>	--	--	--	--	--	x	<i>Helophanus muscorum</i> *	1	--	--	1	x	--	x	--	--
<i>G n a d h o s i d a e</i>	--	--	--	--	--	x	<i>Pneigra fasciata</i> *	4	--	--	1	1	--	x	--	--
<i>Calilapus nocturna</i> *	1	--	--	--	--	x	<i>Synages venator</i>	--	--	x	--	--	x	--	x	--
<i>Drassodes lapidarius</i>	--	--	1	1	x	x	<i>Lycosidae</i>	--	--	x	--	--	--	3	2	--
<i>Drassodes pubescens</i> *	1	1	2	3	--	x	<i>Aulonia albimana</i> *	150	212	30	17	x	x	--	--	x
<i>Haplodrassus kulczyński</i> *	3	--	2	2	--	x	<i>Pardosa bifasciata</i>	--	--	--	1	x	--	--	--	--
<i>Haplodrassus minor</i>	--	--	7	1	--	x	<i>Pardosa horsti</i> *	5	1	1	7	x	x	--	--	--
<i>Haplodrassus signifer</i> *	--	1	14	23	x	x	<i>Pardosa lugubris</i> *	32	22	8	1	x	x	--	35	2
<i>Microtaria formicaria</i> *	2	4	5	4	--	x	<i>Pardosa nigriceps</i> *	9	4	5	4	--	--	--	34	9
<i>Microtaria fulgens</i> *	6	2	--	2	--	x	<i>Pardosa pullata</i> *	155	123	306	346	--	--	--	1	--
<i>Microtaria pulicaria</i> *	--	3	--	1	--	x	<i>Pardosa pallidula</i> *	3	3	277	215	x	x	--	4	--
<i>Zelotes latreillei</i> *	8	5	3	--	--	x	<i>Alopecosa accentuata</i> *	2	--	77	36	--	--	--	1	--
<i>Zelotes pedestris</i> *	6	1	--	x	--	x	<i>Alopecosa cuneata</i> *	73	170	523	336	x	x	--	--	x
<i>Zelotes praeficus</i> *	3	1	4	4	--	x	<i>Alopecosa pulverulenta</i>	--	--	3	--	--	--	--	1	--
<i>Zelotes pusillus</i> *	13	19	29	19	--	x	<i>Alopecosa trabalis</i> *	19	68	39	5	x	x	--	7	7
<i>Zelotes subterraneus</i>	22	3	2	--	x	x	<i>Trictica lutetiana</i> *	34	22	30	25	--	x	--	7	--
<i>C l u b o l i d a e</i>	--	--	--	--	--	x	<i>Trochosa robusta</i> *	--	--	31	27	x	x	--	3	2
<i>Agroeca brunnea</i> *	1	--	1	--	--	x	<i>Trochosa terricola</i> *	77	98	65	117	x	x	--	1	1
<i>Agroeca cuprea</i> *	55	23	10	7	--	x	<i>Pisaura mirabilis</i> *	--	--	--	--	x	--	--	--	x
<i>Agroeca proxima</i> *	1	--	--	--	--	x	<i>Agelenidae</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	x
<i>Cheiracanthium dumetorum</i>	--	--	1	--	--	x	<i>Circurina circur</i> *	11	6	1	1	--	--	--	18	20
<i>Clubiona diversa</i>	--	--	1	--	x	x	<i>Coelotes terrestris</i> *	1	7	2	1	x	x	--	1	x
<i>Clubiona neglecta</i> *	--	1	2	4	--	x	<i>Coelotes thermes</i>	--	1	--	--	--	--	--	4	1
<i>Liocephalus ripicola</i>	--	--	1	--	--	x	<i>Tegenaria silvestris</i> *	5	--	--	--	--	--	--	1	--
<i>Apochrysa fuscus</i> *	3	--	1	--	x	x	<i>Mastigusa arletina</i>	--	--	1	--	--	--	--	10	16
<i>Phrurolithus festivus</i> *	--	10	12	5	--	x	<i>Hahnia nava</i> *	--	4	54	13	--	x	--	7	1
<i>Phrurolithus minimus</i> *	1	1	--	--	x	x	<i>Hahnia pusilla</i> *	2	--	--	--	x	x	--	5	1
<i>Zora spinimana</i> *	1	2	1	--	--	x	<i>Theridiidae</i>	--	--	--	--	x	x	--	3	1
<i>I h o m i s i d a e</i>	--	--	--	--	--	x	<i>Dipoena tristis</i>	--	--	--	--	x	--	--	1	1
<i>Oxyptila atomaria</i> *	15	13	8	2	x	x	<i>Empiognatha thoracica</i>	--	--	3	--	x	--	--	20	3
<i>Oxyptila securicola</i>	--	--	1	--	--	x	<i>Episimus truncatus</i>	--	--	1	--	--	--	--	1	1
<i>Oxyptila simplex</i> *	--	1	--	3	--	x	<i>Euryopis flavomaculata</i> *	2	--	1	--	--	--	--	5	1
<i>Philodromus cespitum</i>	--	--	--	--	x	x	<i>Robertus lividus</i> *	--	--	9	--	--	--	--	1	3
<i>Xysticus aerbus</i>	--	--	--	1	--	x	<i>Empiognatha binotatum</i>	--	--	--	--	x	--	--	1	--
<i>Xysticus bifasciatus</i> *	1	10	18	10	x	x	<i>Empiognatha ovata</i> *	x	x	--	--	x	--	--	5	1
<i>Xysticus cristatus</i> *	--	1	3	2	--	x	<i>Nesticidae</i>	--	--	x	--	--	--	--	1	--
<i>Xysticus erraticus</i>	--	1	1	x	3	--	<i>Nesticus cellulans</i>	--	--	--	--	x	--	--	2	--
<i>Xysticus Kochi</i>	--	--	1	1	--	x	<i>Pachygnatha detegri</i> *	3	3	51	26	x	x	--	4	6
<i>T e t r a g n a t h i d a e</i>	--	--	--	--	--	x	<i>Tetragnatha obscura</i> *	--	--	--	--	x	--	--	--	x

Tab. 22: Summe der 1983 auf den Parzellen der Probe-fläche Oberstetten gefangenen adulten Spinnenarten und -individuen (*Aranеida*) (ohne subrezidente Ex.), geordnet nach der Häufigkeit ihres Auftretens in den Par-zellen; 4x5 Barberfallen von Mitte März bis Mitte November

Art	Summe	Parzellen			
		US 1	US 2	XBJ	MU 2xJ
<i>Trochosa terricola</i>	357	77	98	65	117
<i>Trica luteolana</i>	111	34	22	30	25
<i>Agneta affinis</i>	106	14	18	30	44
<i>Zelotes pusillus</i>	80	13	19	29	19
<i>Zelotes petrensis</i>	55	10	9	16	20
<i>Pardosa nigriceps</i>	22	9	4	5	4
<i>Pardosa pulita</i>	930	155	123	306	346
<i>Zelotes subterraneus</i>	27	22	3	2	
<i>Aulonia albimana</i>	419	160	212	30	17
<i>Agroeca cuprea</i>	75	35	23	10	7
<i>Pardosa lugubris</i>	63	32	22	8	1
<i>Centromerus sylvaticus</i>	68	21	35	2	3
<i>Pocadicnemis pumila</i>	33	22	20	4	
<i>Oxyptila atomaria</i>	38	15	13	8	2
<i>Malenkaria antica</i>	39	9	20	4	6
<i>Cicurina cicur</i>	19	6	11	1	1
<i>Alopecosa trabalis</i>	131	19	68	39	5
<i>Zelotes latreillei</i>	16	8	5	3	.
<i>Phrurolithus festivus</i>	27	1	10	12	5
<i>Xysticus blfasciatus</i>	39		10	18	10
<i>Alopecosa cuneata</i>	1102	73	170	523	356
<i>Pardosa palustris</i>	498	3	3	227	215
<i>Pachygnatha degeeri</i>	83	3	3	51	26
<i>Alopecosa accentuata</i> (A 3)	115	2	-	77	56
<i>Trochosa robusta</i> (A 3)	50	2	-	31	27
<i>Agneta rurestris</i>	39	-	1	18	20
<i>Habronattus signifer</i>	38	-	1	14	23
<i>Micrargus subaequalis</i>	26	-	4	10	16
<i>Hahnia nava</i>	71	-	-	54	13
<i>Centromerita bicolor</i>	43	-	4	34	9
<i>Habronattus minor</i> (A 0)	8	-	-	7	1
Summe (incl. subrezed. Ex.)	5098	842	1022	1437	1797
Summe (ohne subrezed. Ex.)	4938	(96,9%)			
Artenzahl	117	63	68	79	66

identität aus. Die Ähnlichkeit zwischen den beiden Sukzessions-Parzellen und den beiden gepflegten Parzellen ist besonders groß. Sehr eigenständig ist insbesondere die Ungestörte Sukzession 2 mit vielen Schlehenbüschchen gegenüber der Mulch- und Brand-Parzelle. Bei der Berechnung der Diversität bzw. des Nischenreichtums (siehe 3.3.) geht neben der absoluten Artenzahl auch die Verteilung der Individuen auf die Arten ein. Bei hohen Artenzahlen mit ähnlicher Verteilung der Individuenzahlen fällt der Diversitätswert sehr hoch aus. Die Berechnungen für die vier Parzellen ergeben folgende Werte: Ungestörte Sukzession 1: 0,0960; Ungestörte Sukzession 2: 0,1039; Kontrolliertes Brennen 1x jährlich: 0,1540 und Mulchen 2x jährlich 0,1459. Die beiden Sukzessions-Parzellen weisen die niedrigsten Diversitätswerte und damit die größte Gleichverteilung auf. Die absolute Artenzahl auf der Brand-Parzelle ist deutlich höher. Hier entfallen aber auf nur drei Arten 77% der Individuen!

Tab. 23: Faunistische Ähnlichkeit der Spinnen-Gemeinschaften auf 4 Parzellen der Probefläche Oberstetten 1983 (jeweils in %); Renkonen-Zahl = Dominantenidentität, Jaccard-Zahl = Artenidentität

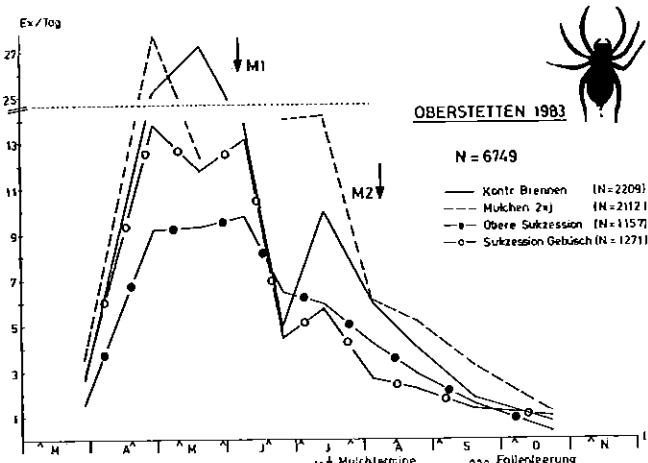


Abb. 8: Phänologische Entwicklung der Spinnen-Individuenzahlen auf der Probefläche Oberstetten 1983; Durchschnittszahlen je Fangzeitraum und 5 Fallen

Ein Vergleich der Artenidentitätswerte (siehe Tab. 23) auf den vier Parzellen zeigt nur geringe Unterschiede. Sehr ähnlich sind sich insbesondere die beiden Sukzessions-Parzellen. Sehr viel differenzierter fällt der Vergleich der Renkonen-Zahlen für die Dominanten-

JACCARD-ZAHL

Ungestörte Sukzession 2	Kontrolliertes Brennen 1xJ	Mulchen 2xJ	
65,7	64,3	55,4	Ungestörte Sukzession 1
62,2	59,3		Ungestörte Sukzession 2
	53,1		Kontrolliertes Brennen 1xJ

RENKONEN-ZAHL

Ungestörte Sukzession 2	Kontrolliertes Brennen 1xJ	Mulchen 2xJ	
63,5	46,9	42,7	Ungestörte Sukzession 1
34,3	28,4		Ungestörte Sukzession 2
	72,4		Kontrolliertes Brennen 1xJ

5. DISKUSSION

5.1. BEDEUTUNG DER BRACHEN FÜR DEN NATURSCHUTZ

In unserer Kulturlandschaft ist insbesondere auf den Agrarflächen in den letzten Jahrzehnten ein deutlicher Rückgang bei vielen Tierarten festzustellen. Besonders betroffen sind stenöke Arten extensiver Nutzungsformen und Tiere, die insbesondere an Einzelstrukturen innerhalb der Agrarflächen (Hecken, Gehölze, kleine Tümpel etc.) gebunden sind. Sehr deutlich wird der Rückgang ökologisch anspruchsvollerer Arten bei den Tagfaltern (BLAB & KUDRNA 1982, NATURE CONSERVANCY COUNCIL 1977). In großen Flächen unserer Agrarlandschaft finden sich nur noch ausgesprochen euryöke Arten wie Tagpfauenauge und Kleiner Fuchs oder verschiedene Weißlinge. Allein 55 der 60 Falterarten, die in der Bundesrepublik ihren Verbreitungsschwerpunkt in extensiv genutzten, xerothermen Gehölz- und Rasengesellschaften haben, sind gefährdet (BLAB & KUDRNA 1982). Wie die Auswertungen von ELLENBERG (1985) gezeigt haben, sind auch unter den Pflanzenarten der Bundesrepublik insbesondere die stickstoffmeidenden Arten der extensiv bewirtschafteten Standorte von einem Rückgang betroffen, während die Stickstoffzeiger erheblich zunehmen. Düngung und Schädlingsbekämpfung führen zu einer starken Artenverarmung in unserer Kulturlandschaft. Wie negativ sich diese Faktoren auswirken, zeigen die Untersuchungen von ULRICH (1982) über die Tagfalterfauna auf einer Probefläche im Saarland. Während er auf intensiv genutzten Wiesen nur 19 Arten fand, lebten auf einer nur ein ha großen Brache allein 49 Arten! Die Laufkäferfauna vieler intensiv genutzter Wiesenflächen zeichnet sich oft durch das Vorherrschen einer oder weniger mittelgroßer euryöker Arten wie *Poecilus versicolor* oder *Pterostichus melanarius* aus (z.B. TOPP 1982, LOUDA 1973). Der Nischenreichtum dieser Flächen ist daher gering. Untersuchungen auf holländischen Halbtrockenrasen in Limburg haben gezeigt, daß bei einer Intensivierung der Bewirtschaftung die typischen Halbtrockenrasenarten unter den Laufkäfern verschwinden (TURIN 1983a) und die Ameisenfauna sehr stark verarmt (MABELIS 1983a u. b). Auch viele unserer Heuschreckenarten finden ihre optimalen Lebensbedingungen auf extensiv genutzten Flächen mit Kleinstrukturen (z.B. *Leptophyes punctatissima*). Viele Wirbeltierarten wie Schlingnatter, Erdkröte und Wald- und Zauneidechse werden durch das häufige Mähen der Wiesen getötet bzw. finden auf intensiv genutztem Grünland keine Versteckmöglichkeiten. Besonders negativ wirkt sich die Vernichtung vieler Kleinstrukturen (z.B. bei Flurbereinigungsmaßnahmen) auf die Zoozönose der

Kulturlandschaft aus. Immer größer werdende Abstände zwischen ungestörten "Biotopinseln" führen zur Isolation der Populationen. Auch eine Wiederbesiedlung der Umgebung kann dann nicht mehr in ausreichendem Maße erfolgen. Nur ein möglichst dichtes Netz solcher "Biotopinseln" kann die Artenvielfalt in unserer Agrarlandschaft sichern (z.B. MADER 1979 u. 1981, MABELIS 1983a, HEYDEMANN 1983).

Extensiv genutzte Flächen und Brachen können in der Agrarlandschaft eine wichtige Funktion als Reservate für viele Tiergruppen erfüllen, wenn sie nicht zu klein und isoliert sind. Auf diese Funktion weisen neben eigenen Untersuchungen (HANDKE in Vorber.) u.a. die Arbeiten von ULRICH (1982), REICHHOLF (1973), BAUSCHMANN (1980), MÜNCH (1984); MABELIS (1983a), BDER (1983), MADE (1983), THIELCKE (1973), ITTIG & NIEVERGELT (1977) und BRANDL & WOLBERGER (1982) hin. Die Untersuchung von STRÜVE-KUSENBERG (1981) auf einer alten Brache im Göttinger Raum hat auch bei den in der Regel wenig beachteten Tiergruppen der Asseln und Diplopoden sehr hohe Artenzahlen ergeben.

Auf der weniger als ein ha großen Brache bei Oberstetten konnten bisher über 560 Tierarten bestimmt werden, darunter allein 29 Arten der "Roten Liste in der Bundesrepublik gefährdeter Tierarten" (BLAB et al. 1984). Besonders artenreich sind dabei die Tiergruppen Schmetterlinge (39), Ameisen (15), Tausendfüßer (16), Asseln (10), Schnecken (45) und Blattkäfer (25) vertreten. Leider fehlen für eine Bewertung dieser Artenzahlen vergleichbare Untersuchungen aus intensiv genutzten Agrarflächen in Baden-Württemberg. Über durchschnittliche Artenzahlen z.B. von Chilopoden, Diplopoden, Asseln, Ameisen und Blattkäfern auf unterschiedlichen Pflanzenbeständen unter Berücksichtigung verschiedener Nutzungsformen sind wir noch völlig unzureichend informiert, da die Determination dieser Tiergruppen relativ schwierig ist und sich die meisten Arbeiten auf die faunistisch attraktiveren Flächen (Trockenrasen, Feuchtgebiete etc.) konzentrieren. Da im Gegensatz zu den Wirbeltieren bei den meisten Invertebraten auch die Kenntnisse über die Verbreitung der Arten noch sehr lückenhaft sind, können wir eine Bewertung von Flächen möglichst unter Berücksichtigung aller untersuchten Tiergruppen noch nicht durchführen. Erschwerend kommt hinzu, daß auch bei den "Roten Listen" noch nicht alle Tiergruppen bearbeitet sind und auch ein Teil der vorhandenen "Roten Listen" mehr etwas über unseren Kenntnisstand als über die Gefährdung der Arten aussagt. Vorläufig besteht leider nur die Möglichkeit, die zoologische Bedeutung der Fläche anhand der "Rote Liste-Arten" (soweit dies möglich ist) und der faunistisch bemerkenswerten Arten herauszustellen.

Bisher wurden folgende "gefährdete Arten" auf der Brachfläche bestimmt:

Vögel: *Jynx torquilla* (A 3)/Gast, *Lanius collurio* (A 2); Tagfalter/Widderchen: *Papilio machaon* (A 3), *Clossiana dia* (A 4), *Melicta aurelia* (A 3), *Hamearis lucina* (A 3), *Cupido minimus* (A 4), *Lycaeides idas* (A 3), *Zygaena purpuralis/sareptensis* (A 4), *Zygaena ephialtes* (A 4); Heuschrecken: *Phaneroptera falcata* (A 2); Laufkäfer: *Carabus convexus* (A 3); sonstige Käfer: *Olibrus baudueri* (A 3)/Blatthornkäfer, *Onthophagus verticicornis* (A 3)/Blatthornkäfer, *Dorcadiion fuliginator* (A 2)/Bockkäfer, *Pilemostoma fastuosa* (A 2)/Blattkäfer; Ameisen: *Tapinoma erraticum* (A 3), *Formica cunicularia* (A 3), *F. rufibarbis* (A 2), *Myrmica schencki* (A 3), *M. sabuleti* (A 3); Spinnen: *Haplodrassus minor* (A 0), *Alopecosa accentuata* (A 3), *Trochosa robusta* (A 3); Schnecken: *Arion ater* (A 4), *Ceciloides acicula* (A 4), *Helicella itala* (A 2) und *H. obvia* (A 4).

Von den 29 Arten entfallen eine Art auf die Gefährdungskategorie A 0 (ausgestorben/verschollen), 6 Arten auf A 2 (stark gefährdet), 15 Arten auf A 3 (gefährdet) und 7 Arten auf A 4 (potentiell gefährdet). Unter den "Rote Liste-Arten" sind besonders viele thermo- bzw. xerophile Arten vertreten wie die Schmetterlinge *Melicta aurelia*, *Cupido minimus*, *Zygaena purpuralis/sareptensis* und *Z. ephialtes*, die Heuschrecke *Phaneroptera falcata*, die Blatthornkäfer *Onthophagus verticicornis* und *O. vacca*, der Erdbock *Dorcadiion fuliginator*, die Ameisen *Tapinoma erraticum*, *Formica cunicularia* und *F. rufibarbis* sowie die Schnecken *Helicella obvia* und *H. itala*. Unter den "Rote Liste-Arten" ist besonders der Fund der Spinne *Haplodrassus minor* hervorzuheben, die in der Bundesrepublik bisher als ausgestorben galt (HARMS et al. 1984 in BLAB et al.).

Die Bedeutung der untersuchten Brachfläche wird auch durch die gehäuften Hinweise faunistisch interessanter Arten unterstrichen, von denen aus Baden-Württemberg nur wenige Nachweise vorliegen. Allein 26 Arten, die nicht in der "Roten Liste" aufgeführt werden, können zu dieser Gruppen gerechnet werden:

Laufkäfer: *Notiophilus hypocrita*, *Harpalus tardus*, *Panagaeus bipustulatus*, *Metaphonus rupicola*, *M. puncticeps*, *M. melleti*, *Amara equestris*; Kurzflügler: *Lathriocnemum melanoccephalum*, *Bledius procerulus*, *Olophrum assimile*, *Astenus gracilis*, *Platydracus latebricola*, *P. stercorarius*, *Ocyphus winkleri*, *O. picipes*; sonstige Käfer: *Trachys troglodytes* (Prachtkäfer), *Scymnus haemorrhoidalis*

und *Cynegitis platynasper* (Marienkäfer), *Agapanthia violacea* (Bockkäfer), *Catops nigricantoides* und *Ptomaphagus medius* (Nestkäfer), *Atholus bimaculatus* (Stutzkäfer), *Cantharis decipiens* (Weichkäfer), *Hypocassida subferruginea* (Blattkäfer); Tausendfüßer: *Leptoilulus simplex glacialis*; Asseln: *Platyarthrus hoffmannseggii*.

Besonders hervorzuheben sind darunter die Funde von *Notiophilus hypocrita*, *Trachys troglodytes*, *Cantharis decipiens* und *Hypocassida subferruginea*. Mit fast 60 Arten, die entweder als gefährdet (Rote Liste) oder in Baden-Württemberg als selten einzustufen sind, wird die hohe zoologische Bedeutung dieser Brache als Artenreservoir vieler Tierarten, darunter besonders viele Arten von Xerothermstandorten unterstrichen. Überträgt man diese Ergebnisse auf die stellenweise großflächig in Baden-Württemberg vorhandenen Brachen auf Trockenstandorten (z.B. Taubergebiet, Schwäbische Alb), die faunistisch überhaupt nicht untersucht sind, wird das enorme Potential dieser Flächen deutlich. Erst durch das artenreiche Vorkommen einiger Tiergruppen (Ameisen) wird es auch anderen in der Kulturlandschaft schon selten gewordenen Tiergruppen und -arten (Bläulinge, einzelne Kurzflügler- und Spinnenarten) möglich, auf solchen Flächen zu existieren (Gast-Wirt-Beziehungen). Weiteren Untersuchungen muß es vorbehalten sein zu untersuchen, wie groß der Austausch zwischen der Brache und dem genutzten Umland ist. Es ist noch nicht geklärt, inwieweit Tiere in die Brache einwandern (z.B. im Herbst auf der Suche nach Überwinterungsmöglichkeiten) oder ob viele Tiere sich als Larve in der Brache entwickeln und von dort aus die Umgebung besiedeln.

5.2. AUSWIRKUNGEN DER PFLEGEMASSNAHMEN AUF DIE FAUNA DER BRACHE

Wir haben uns von dieser Untersuchung auch Hinweise auf die Wirkungen unterschiedlicher Pflegemaßnahmen erwartet. Die meisten Untersuchungen zu diesem Fragekomplex kommen allerdings zu sehr widersprüchlichen Ergebnissen, da der Untersuchungszeitraum zu kurz ist und die Folgen der Pflegemaßnahmen durch natürliche Faktoren (Populationsdynamik) überlagert werden (vgl. BAUCHHENSS 1980). Außerdem führen die Untersuchungsergebnisse aufgrund unterschiedlich gewählter Methoden (z.B. Barberfallen oder Eklektoren) auch zu verschiedenen Ergebnissen (vgl. LUNAU & RUPP 1983). Deshalb müssen auch unsere Untersuchungsergebnisse mit den Einschränkungen einer zu kurzen Untersuchungsperiode und der Beschränkung auf im wesentlichen eine Methode (Barberfallen) vorsichtig inter-

pretiert werden. Wir können keine endgültigen Aussagen darüber treffen, ob sich die nachgewiesenen Tiere auf den unterschiedlich behandelten Parzellen auch entwickelt haben oder ob sie erst als Imagines eingewandert sind.

Auf den beiden Sukzessions-Parzellen kam es seit 1974 floristisch zu einer Artenverarmung und zur Sukzession in Richtung von Saumgesellschaften (SCHIEFER 1981a, SCHREIBER 1980). Es bildete sich eine dichte Streudecke aus. Auf der Ungestörten Sukzession 2 dringt die Schlehe (*Prunus spinosa*) in Folge von Polykormonbildung jährlich um ca. 1,5 m vor (SCHIEFER 1981a). Leider sind wir über die Sukzession der Brache-Fauna nicht informiert. Aus faunistischen Untersuchungen auf anderen Flächen (siehe STRÜVE-KUSENBERG 1980 u. 1981, HEYDEMANN 1962, NEUMANN 1971 und GACK & KOBEL-LAMPARSKI 1984) kann aber geschlossen werden, daß sich auch in Oberstetten die faunistische Zusammensetzung im Vergleich zu Versuchsbeginn deutlich geändert hat. Hinweise darüber erhalten wir durch die zum Teil erheblichen Unterschiede zu den gepflegten Parzellen, wo sich z.B. bei den Laufkäfern ein deutlich höherer Anteil von Arten der Agrarflächen halten konnte. STRÜVE-KUSENBERG (1981) stellte im Vergleich von jungen und alten Brachen im Göttinger Raum fest, daß in den alten Sukzessionsstadien Asseln, Diplopoden, Chilopoden und Kurzflügler am artenreichsten vertreten waren, während die jungen Brachen besonders viele Laufkäferarten aufwiesen, darunter viele kleine *Trechus-* und *Bembidion*-Arten. Nach den Ergebnissen von HEYDEMANN (1962 u. 1964) an der Nordseeküste nimmt die Größe der gefangenen Laufkäferarten mit dem Alter der eingedeichten Flächen zu. Auch bei den frühen Sukzessionsstadien im Kaiserstuhl wurde bei den Pillenkäfern die Besiedlung durch kleine flugfähige Arten eingeleitet, während größere Arten, wie z.B. der flugunfähige *Byrrhus pilula* - eine häufige Art auf der Probefläche Oberstetten - dort fast ganz fehlte (GACK & KOBEL-LAMPARSKI 1984). NEUMANN (1971) fand auf verschiedenen alten Rekultivierungsflächen im Rheinland die meisten Asseln und Diplopoden auf den ältesten Flächen, während die Laufkäfer qualitativ und quantitativ am häufigsten auf den jungen Rekultivierungsflächen auftraten. Die Besiedlungsgeschwindigkeit der Sukzessionsflächen hängt dabei sicherlich von der Entfernung zu anderen extensiv genutzten Flächen und von der Mobilität der Tiere ab. Eine Erstbesiedlung kann besonders schnell durch flugfähige Tiere wie Vögel oder Schmetterlinge erfolgen, während z.B. die Zuwanderung von Diplopoden, *Carabus*-Arten, Asseln und insbesondere Schnecken viel langsamer verlaufen muß. Gerade die Brutvögel

und Tagfalter sind auf der Probefläche mit hohen Artenzahlen vertreten.

In engem Zusammenhang mit der fortschreitenden Sukzession steht das Auftreten von Tierarten, deren Vorkommen zumindest in einigen Entwicklungsstadien an das Vorhandensein von Bäumen oder Sträuchern gebunden ist. Solche Arten fanden wir insbesondere auf der Sukzessions-Parzelle 2 mit dichtem Schlehengebüsch. Brutvögel können als gute Indikatoren für ältere Sukzessionsstadien angesehen werden, da ihre Neststandorte alle im Bereich der Gebüsche auf den Sukzessions-Parzellen lagen. Ein weiterer typischer Gebüschnahmer ist die Haselmaus, von der wir ein Nest fanden. Unter den Schmetterlingen sind die Zipfelfalter *Callophrys rubi* und *Strymonidia pruni* während ihrer Larvalentwicklung an Gebüsch gebunden. Auch der Prachtkäfer *Anthaxia nitidula* entwickelt sich an Schlehen. Der geringe Anteil an Waldarten unter den Laufkäfern der Sukzessions-Parzelle läßt sich vermutlich durch die große Entfernung der Probefläche zu anderen Waldgebieten erklären. Als einzige Waldart tritt hier der euryöké *Abax ater* in wenigen Individuen auf. Unter den Heuschrecken bevorzugen die Laubheuschrecken *Pholidoptera griseoaptera* und *Tettigonia viridissima* die Gebüschkomplexe. Zumindest für die Laufkäferfauna der Sukzessions-Parzelle 1 ist ein erhöhter Anteil großer Arten (*Abax*, *Carabus*) charakteristisch. Nach HEYDEMANN (1964) ist dies ein Anzeichen für alte und stabile Lebensräume. Die Asseln sind als einzige untersuchte epigäische Tiergruppe auf den Sukzessions-Parzellen viel häufiger, was auch durch zahlreiche Handfänge bestätigt wurde. Die Doppelfüßer (*Diplopoda*) kommen auf den Sukzessions-Parzellen im Vergleich zu den gepflegten in wesentlich mehr Arten vor. Bei beiden Tiergruppen dürfte das gehäufte Vorkommen in den Sukzessions-Parzellen an dem Vorhandensein einer dichten Streuschicht liegen. Da in den zwei Barberfallen der Ungestörten Sukzession 2 unter dichtem Schlehengebüsch nur wenige Tiere gefangen wurden, ist zu erwarten, daß die Ameisenbestände dort mit dem weiteren Vordringen der Schlehe zurückgehen werden.

Auf den gepflegten Parzellen fehlen Brutvögel und Asseln weitgehend. Die meisten anderen untersuchten Tiergruppen (Kurzflügler, Laufkäfer, Spinnen, Webspinnende, Heuschrecken) hingegen sind dort in höheren Arten- bzw. Individuenzahlen vertreten. Auffällig ist auch ein höherer Anteil xero- bzw. thermophiler Arten der Roten Liste. Zumindest für die bisher untersuchten epigäischen Tiergruppen ist die starke Dominanz von nur wenigen Arten kennzeichnend (Laufkäfer: *Brachinus crepitans*, *Harpalus rubripes*;

Kurzflügler: *Philonthus lepidus*, *Olophrum assimile*; Spinnen: *Alopecosa cuneata*, *Pardosa palustris*). Deshalb kommt es bei diesen Tiergruppen im Vergleich zu den Sukzessions-Parzellen zu niedrigeren Diversitätswerten (Nischenreichtum).

Nach SCHREIBER (1980) und SCHIEFER (1981a u. b) begünstigt das Brennen das Vorkommen von Pflanzenarten mit Rhizomen, unterirdischen Ausläufern und Pfahlwurzeln. Untersuchungen von KALMUND (1985) ergaben einen im Vergleich zu den Sukzessions-Parzellen höheren Anteil von Blütenpflanzen. Auf den gepflegten Parzellen wurden deshalb im Sommer auch die meisten Tagfalter und Widderchen beobachtet. Spinnen, Laufkäfer und Kurzflügler sind auf der Brand-Parzelle mit den höchsten Individuen- und Artenzahlen vertreten. Charakteristisch für die Brand-Parzelle sind hohe Anteile thermo- bzw. xerophiler Kurzflügler-, Laufkäfer- und Spinnenarten sowie auch Vertreter aus anderen Käferfamilien (*Haplodrassus minor*, *Notiophilus hypocrita*, *Harpalus dimidiatus*, *Platydracus latebricola*, *Pilomostoma fastuosa*, *Onthophagus vacca* und *O. verticicornis*). Unklar ist allerdings noch, ob und wieviele dieser Tiere in die Parzelle einwanderten. Über die direkte Schädigung des Brennens auf verschiedene Entwicklungsstadien dieser Tiere können wir noch keine gesicherten Aussagen treffen. Aus der Sicht des Naturschutzes wurde das kontrollierte Brennen bisher aber eher negativ beurteilt. Durch die im Verlauf des Brennens entstehenden hohen Temperaturen wird die Streu zwar schnell abgebaut, andererseits werden die meisten oberirdischen Pflanzen mit Eiern, Raupen und Puppen vernichtet oder zumindest stark geschädigt (z.B. LUNAU & RUPP 1983, CRAWFORD & HARWOOD 1964). Besonders im Winter halten sich aber in oder an der oberirdischen Vegetation sehr viele Larvalstadien und Imagines von Insekten und Spinnen auf (FRÖMEL 1979). Auf einer Weinbergböschung in Südexposition im Kaiserstuhl fanden LUNAU & RUPP (1983) mit Barberfallen bei Kurzflüglern, Laufkäfern und Spinnen keine deutlichen Unterschiede zwischen gebrannten und ungebrannten Flächen, während die Ergebnisse von Eklektorfängen einen Rückgang von Carabiden, Staphyliniden, Spinnen, Asseln, Schnecken, Zwei- und Hautflüglern ergaben. Die Artenzahlen blieben allerdings weitgehend gleich. Diese Tatsache deutet aber darauf hin, daß die Ergebnisse der Barberfallenuntersuchung durch Zuwanderung aus der Umgebung erheblich beeinflußt werden. Untersuchungen an in Schnecken lebenden Tieren, an Ootheken der Gottesanbeterin und an winteraktiven Raupen zeigten erhebliche Schädigungen (LUNAU & RUPP 1983). BAUCHHENSS (1980) ermittelte auf gebrannten Brachflächen im

Spessart weniger Regenwürmer, Springschwänze, Käferlarven, Kurzflügler, Diplopoden und Nacktschnecken, dafür aber mehr Gehäuseschnecken und Ameisen. Arbeiten aus den Niederlanden über die Fauna der Halbtrockenrasen im Raum Limburg bewerten das Brennen für Laufkäfer, Ameisen und Tagfalter negativ (TURIN 1983a, BOER 1983, MABELIS 1983a, MADE 1983). Die Gegenüberstellung dieser Ergebnisse, die um eine Reihe weiterer Arbeiten ergänzt werden könnte, ergibt ein recht heterogenes Bild, das wohl im wesentlichen durch die unterschiedlichen Erfassungs- und Brennmethoden hervorgerufen wird. Nach RIESS (1976) ist die Wirkung des Feuers in starkem Maße von der Streufeuchtigkeit, der Luftfeuchtigkeit und -temperatur, der Windgeschwindigkeit und der Möglichkeit für Tiere, sich in Holz oder unter Steinen zu verstecken, abhängig. Deshalb können auch die Auswirkungen des Brennens von Jahr zu Jahr stark variieren. Nach BAUCHHENSS (1980) kommen durch kurzfristige Untersuchungen die Auswirkungen nicht eindeutig zum Vorschein, da sie zu stark von natürlichen Faktoren beeinflußt werden. Erst durch mehrjährige Untersuchungen mit verschiedenen Methoden, u.a. Eklektoren, wird eindeutig zu klären sein, welche Tierarten durch das kontrollierte Brennen gefördert bzw. benachteiligt werden. Zur Erhaltung einer thermophilen gefährdeten Fauna auf solchen Standorten würden wir das kleinflächige kontrollierte Brennen nach dem bisherigen Kenntnisstand durchaus begrüßen. Da aber in Übereinstimmung mit vielen Untersuchungen (z.B. CRAWFORD & HARWOOD 1964 u. LUNAU & RUPP 1983) mit einem Rückgang von Raupen und Puppen vieler Tierarten, die in der Vegetation überwintern, zu rechnen ist, sollte auf eine großflächige Anwendung dieser Pflegemaßnahme verzichtet werden.

Auf der Mulch-Parzelle werden nach SCHIEFER (1981a) und SCHREIBER (1980) Pflanzenarten des Wirtschaftsgrünlandes sowie lichtbedürftige, konkurrenzschwache und niedrigwüchsige Halbtrockenrasenarten gefördert. Unter den Tieren finden sich die meisten Individuen von "Wiesenarten" wie *Gryllus campestris*, *Stenobothrus lineatus*, *Poecilus cupreus*, *Pseudophonus rufipes* und *Bembidion quadrimaculatum*. Ähnlich wie das Brennen stellt auch das Mulchen für viele Tierarten einen erheblichen Eingriff dar. Viele Tiere, die in oder an den Pflanzen leben, werden durch den Schnitt vernichtet. Außerdem kommt es, wie eigene Beobachtungen auf der Brache gezeigt haben, durch das Mulchergerät auch zur Tötung von Wirbeltieren (Maulwurf, Feldmaus). Auf der frisch gemulchten Parzelle sind häufig Vögel (z.B. Stare, Sing- und Wacholderdrossel, Buchfink und Rabenkrähe) auf der Nahrungssuche zu beobachten, die in den hochwüchsigen Beständen der

Brand- und Sukzessions-Parzellen keine Nahrung auffinden können. Nach dem zweiten Schnitt waren auf der Mulch-Parzelle häufig junge Feldgrillen (*Gryllus campestris*), der Laufkäfer *Poecilus cupreus* und der Blattkäfer *Galeruca tanaceti* zu sehen. Heuschrecken und Weberknechte wurden am häufigsten auf der gemulchten Parzelle gefangen. Laufkäfer und Spinnen erreichen hier ähnlich hohe Artenzahlen wie auf der Brand-Parzelle. Es ist zu vermuten, daß durch den Schnitt in erster Linie die phytophagen Tiere geschädigt werden, während Räuber wohl als Folge des geringeren Raumwiderstandes häufiger nachgewiesen wurden. SOUTHWOOD & EMDEN (1959) fanden auf gemähten Wiesen mehr Spinnen und Käfer, aber weniger Schnecken, Asseln und Chilopoden. Mit Sicherheit ist davon auszugehen, daß durch den frühen ersten Mulchschnitt im Juni einige Tagfalter- und Widderchenarten geschädigt werden, die sich - wie z.B. *Melanargia galathea*, *Lycaeides idas* und *Zygaena filipendulae* - erst ab Ende Juni bzw. im Juli zu Imagines entwickeln (siehe auch BLAB & KUDRNA 1982 u. KRISTAL 1984). Untersuchungen von BONESS (1953) und SCHÄFER & HAAS (1979) haben gezeigt, daß sich viele Tiergruppen an den Schnitt von Wiesen angepaßt haben, während OST (1979) am Federsee durch den Mulchschnitt in einer Feuchtwiese einen Rückgang bei Spinnen, Asseln und Käfern feststellen konnte. Nach diesem Autor wirkt sich das Mulchen dort auf die meisten Tiergruppen negativ aus und sollte nur alle drei bis vier Jahre angewendet werden. Auf unserer Probefläche hebt sich insbesondere die Brand-Parzelle von den übrigen Parzellen ab. Auf der Mulch-Parzelle fand sich nur bei den Heuschrecken eine relativ eigenständige Fauna. Die Anzahl thermo- bzw. xerophiler Arten ist im Vergleich zu den Sukzessions-Parzellen höher, liegt aber deutlich unter dem Anteil der Brand-Parzelle.

Zusammenfassend läßt sich nach unserem bisherigen Kenntnisstand sagen, daß die zoologische Bedeutung dieser Brachfläche auf unterschiedlichen Vegetationsstrukturen beruht, die durch verschiedene Pflegemaßnahmen hervorgerufen werden. Eine einheitliche Behandlung der Fläche durch Mulchen oder Brennen, aber auch das "Liegenlassen" der Brache würde mit Sicherheit zu einer Artenverarmung führen. Mit der zunehmenden Verbuschung der Fläche ist mit dem Verlust der wertvollen thermo-/xerophilen Fauna dieses Standorts zu rechnen. Besonders artenreich sind die abwechselungsreichen Übergangsstadien, die sowohl von Waldarten (hier: viele Vögel) als auch von Offenlandsarten (z.B. viele thermophile Tagfalter und Laufkäfer) genutzt werden können. Unabhängig von der bestimmten Pflege-

maßnahme, die man durchführen will, sollte stets ein Mosaik aus ungestörten Sukzessionsflächen mit Büschen und aus offengehaltenen Bereichen erhalten werden. Dies bezieht sich allerdings auf Xerothermstandorte. Von den Sukzessions-Parzellen aus kann die Besiedlung der gepflegten Bereiche immer wieder erfolgen. Arten der offengehaltenen Bereiche können auf den Sukzessions-Parzellen überwintern. Auch auf anderen Brachen in Baden-Württemberg in anderen Lebensräumen (Hochheiden, Feuchtwiesen, Halbtrockenrasen) zeigte sich die große faunistische Bedeutung von unterschiedlichen Vegetationsstrukturen (HANDKE in Vorber.). Nach den bisherigen Ergebnissen sollte auf Standorten, die der Probefläche Oberstetten ähneln, das Brennen (kontrolliert!) dem Mulchen vorgezogen werden, sofern weiterführende Untersuchungen nicht zeigen sollten, daß die meisten seltenen Arten, die wir auf der Brand-Parzelle fanden, sich dort nicht entwickelt haben, sondern zugewandert sind. Der erste Mulchschnitt im Juni sollte zumindest auf Xerothermstandorten nicht großflächig durchgeführt werden, da er die artenreiche Schmetterlingsfauna erheblich schädigen kann.

6. ZUSAMMENFASSUNG

1983 und 1984 wurden auf einer Brache im Taubergebiet (trockene Glatthaferwiese) Wirbeltiere, Wanzen, Zikaden, Heuschrecken, Tagfalter, Widderchen, Käfer, Ameisen, Asseln, Tausendfüßer, Spinnen und Schnecken qualitativ und teilweise quantitativ untersucht. Es war beabsichtigt, Aussagen über das Arteninventar und die Auswirkungen verschiedener Pflegemaßnahmen (Mulchen 2x jährlich, Kontrolliertes Brennen 1x jährlich und Ungestörte Sukzession auf 2 Parzellen) zu erhalten. Methodisch wurde mit Barberfallen, Käscher- und Handfängen gearbeitet.

Im Verlauf der Untersuchung konnten auf der weniger als ein ha großen Fläche mindestens 560 Tierarten bestimmt werden, darunter mindestens 17 Brutvögel-, 39 Tagfalter- und Widderchen-, 13 Heuschrecken-, 37 Laufkäfer-, 25 Blattkäfer-, 15 Ameisen-, 12 Diplopoden, 10 Assel-, 117 Spinnen- und 46 Schneckenarten. 29 Arten, darunter eine bisher als ausgestorben geltende Spinnenart (*Haplodrassus minor*), stehen auf der Roten Liste gefährdeter Tierarten der Bundesrepublik. Mindestens 26 weitere Arten gelten in Baden-Württemberg als selten. Unter ihnen ist ein besonders hoher Anteil thermo- bzw. xerophiler Tiere. Die Gruppe der Tagfalter und Widderchen stellt einen besonders großen Anteil der gefährdeten Arten.

Typisch für das Untersuchungsgebiet sind hohe Individuenzahlen von Ameisen, Spinnen (besonders Wolfs-spinnen) und Diplopoden. Unter den Ameisen bewirken insbesondere *Formica pratensis* und *Lasius niger* mit ihren zahlreichen Bauten eine starke Veränderung des Mikroreliefs auf den meisten Parzellen. Zu den häufigsten und charakteristischsten Arten der Brache gehören die Schmetterlinge *Melitaea aurelia*, *Melanargia galathea* und *Zygaena filipendulae*, die Heuschrecken *Gomphocerus rufus* und *Phaneroptera falcata*, die Feldgrille *Gryllus campestris*, die Laufkäfer *Brachinus crepitans*, *Poecilus cupreus*, *Harpalus rubripes* und *H. dimidiatus*, die Kurzflügler *Drusilla canaliculata*, *Ocypterus similis*, *Zyras spec.* und *Philonthus lepidus*, der Aaskäfer *Silpha obscura*, der Blatt-hornkäfer *Onthophagus ovatus/joannae*, die Doppel-füßer *Ommatoiulus sabulosum* und *Megaphyllum unilineatus*, die Asseln *Armadillidium vulgare* und *Trachelipus rathkei* und die Schnecken *Truncatellina cylindrica* und *Pupilla muscorum*, sowie die Spinnen *Alopecosa cuneata*, *Pardosa palustris* und *P. pullata*.

Typisch sind zahlreiche wärmeliebende Arten wie *Zygaena ephialtes*, *Ciacadetta montana*, *Methophonus melleti*, *M. rupicola*, *M. puncticeps* und *M. azureus*, *Notiophilus hypocrita* und *Brachinus explodens*, *Onthophagus verticicornis* und *O. vacca*, *Trachys troglodytes*, *Dorcadion fuliginator*, *Hypocassida subferruginea*, *Helicella itala* und *Glomeris pustulata*. Viele Tierarten leben von bzw. bei Ameisen (*Clytra quadripunctata*, *Drusilla canaliculata*, *Zyras spec.*, *Platyarthrus hoffmannseggii*, *Mastigusa arietina*).

Besonders gut lässt sich die Brache anhand von Laufkäfern charakterisieren. Auf allen vier Parzellen dominieren "Feldcarabiden", deren Anteil an den gefangenen Tieren auf der Mulch-Parzelle sogar über 98% ausmacht! Waldarten fehlen bis auf den euryöken *Abax ater* sogar auf der verbuschten Sukzessions-Parzelle 2. Ca. 15 bis 20% der Laufkäfer auf den Sukzessions-Parzellen und über 45% auf der Brand-Parzelle entfallen auf Individuen mit Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa. Vergleichende stichprobenhafte Fänge auf den Feldern und Wiesen der Umgebung ergaben Unterschiede zwischen den Laufkäfergemeinschaften.

Die meisten seltenen und thermophilen Tierarten wurden auf den beiden gepflegten Parzellen gefangen. Besonders die Käferfauna der Brand-Parzelle hebt sich von den übrigen Parzellen durch eine sehr arten- und individuenreiche Laufkäfer-Gemeinschaft ab. Bei den Heuschrecken zeigte sich eine deutliche Präferenz von *Tetrix nutans* für die Brand- und von

Gryllus campestris für die Mulch-Parzelle. Die meisten Weberknechte und Heuschrecken wurden auf der gemulchten, die meisten Laufkäfer und Kurzflügler auf der gebrannten Parzelle gefangen. Spinnen waren auf beiden gepflegten Parzellen häufiger als auf den Sukzessions-Parzellen. Diese waren durch erhöhte Artenzahlen bei den Doppelfüßern sowie hohe Individuenzahlen von Asseln gekennzeichnet. Die Asseln fehlen auf den gepflegten Parzellen fast völlig. In einigen Bereichen der Sukzessions-Parzellen ist die Verbuschung insbesondere mit Schlehe bereits stark vorangeschritten. Typisch für solche Standorte sind viele Brutvogelarten (z.B. Neuntöter und Grasmücken), die Haselmaus, die Zipelfalter *Calliphrys rubi* und *Strymonidia pruni*), die Heuschrecke *Tettigonia viridissima* und der Laufkäfer *Abax ater*. Hier werden nur sehr wenige Ameisen und Laufkäfer gefangen.

Für die Pflege der Brache wäre es aus zoologischer Sicht wünschenswert, Teilbereiche immer wieder durch Brennen oder Mulchen offenzuhalten, da die Voraussetzung für die hohen Artenzahlen mit vielen seltenen thermophilen Arten in dem Mosaik unterschiedlicher Vegetationsstrukturen zu sehen ist. Zur Erhaltung und Förderung vieler wärmeliebender Arten wäre zumindest ein kleinflächiges Brennen zu empfehlen. Eine völlige Verbuschung der Fläche würde in starkem Maße die Besiedlung von Waldarten, darunter viele Vögel, fördern, während insbesondere thermophile Offenlandsarten (Tagfalter, Ameisen, Käfer und Spinnen) verschwinden werden.

7. DANKSAGUNG

Das breite Artenspektrum der untersuchten Tiergruppen machte es notwendig, verschiedene Gruppen durch Spezialisten bestimmen bzw. unsere eigenen Bestimmungen überprüfen zu lassen.

Für die Determination einiger Tiergruppen danken wir den Herren G. BAUSCHMANN, Gießen (Ameisen), D. EISINGER, St. Ingbert (Rüsselkäfer und einige andere Käferfamilien), K.G. BERNHARDT, Münster (Wanzen und Zikaden), U. HANDKE, Göttingen (Tausendfüßer und Schnecken), Dr. H. KASCHEK, Münster (Prachtkäfer), Dr. H. KROKER, Münster (Schnell-, Blatt- und Nestkäfer), A. MALDEN, Dreieich (Spinnen) und H. TERLUTTER, Münster (Kurzflügler).

Für die Überprüfung einiger Arten danken wir
 Dr. H.C. HARZ, Steinsfeld (Heuschrecken), Prof.
 Dr. B. GERKEN und M. SMOLIS, Höxter (Widderchen),
 U. HANKE, Göttingen (Asseln) und A. MALTEN, Dreieich (Amara- und Harpalus-Arten).

Herrn Dr. M. BAEHR, München, G. EBERT, Karlsruhe,
 J. TRAUTNER, Neuweiler, Frau Dr. C. GACK und Frau
 Dr. A. KOBEL-LAMPARSKI, Freiburg, danken wir für
 Anregungen und Literaturhinweise.

Das Regierungspräsidium in Karlsruhe erteilte uns
 freundlicherweise die Ausnahmegenehmigung zum Fang
 der Tiere.

Fräulein P. KALMUND, Delmenhorst, danken wir für
 die Anfertigung der Abbildungen.

8. LITERATUR

- ALBERT, A.M. 1977: Biomasse von Chilopoden in einem Buchenaltbestand des Solling. Verh. Ges. Ökol. Göttingen 1976: 93-101.
- ALBERT, A.M. 1978: Bodenfallenfänge von Chilopoden in Wuppertaler Wäldern (MTB 4708/09). J. Naturw. Ver. 81: 41-45.
- BAEHR, M. 1979: Beiträge zur Faunistik der Carabiden Württembergs (Insecta, Coleoptera) 1. Einige neue und bemerkenswerte Arten der württembergischen Fauna. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 49/50: 489-497.
- BAEHR, M. 1980: Die Carabidae des Schönbuchs bei Tübingen (Insecta, Coleoptera) 1. Faunistische Bestandsaufnahme. Beiträge zur Faunistik der Carabiden Württembergs 2. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 51/52: 515-600.
- BAEHR, M. 1981a: Neue und seltene Carabiden der württembergischen Fauna (Insecta, Coleoptera). 3. Beitrag zur Faunistik der Carabiden Württembergs. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 53/54: 453-458.
- BAEHR, M. 1981b: Die Carabiden des Rahnsbachtals im Rammert bei Tübingen (Insecta, Coleoptera). 4. Beitrag zur Faunistik der württembergischen Carabidae. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 53/54: 459-475.
- BAEHR, M. 1984: Die Carabidae des Lautertals bei Münsingen (Insecta, Coleoptera). Ein Querschnitt durch ein Fluttal der Schwäbischen Alb. 5. Beitrag zur Faunistik der württembergischen Carabidae. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 57/58: 341-374.
- BAEHR, B. & M. 1984: Die Spinnen des Lautertals bei Münsingen (Arachnida, Araneae). Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 57/58: 375-406.
- BARBER, H.S. 1931: Traps for cave-inhabiting insects. J. Elisha Mitchell Sci. Soc. 46: 259-266.
- BARNDT, D. 1976: Das Naturschutzgebiet Pfaueninsel in Berlin, Faunistik und Ökologie der Carabiden. Dissertation, Berlin.
- BAUCHHENSS, J. 1980: Auswirkungen des Abflämmens auf die Bodenfauna einer Grünlandfläche im Spessart. Bayer. Landwirtschaftl. Jb. 57, Sonderheft 1: 100-114.
- BAUSCHMANN, G. 1980: Faunistisch-ökologische Untersuchungen zur Kenntnis der Ameisen des Vogelsberges (Hymenoptera: Formicidae). Dipl.arb. Univ. Gießen.
- BECKER, J. 1975: Art und Ursachen der Habitatbindung von Bodenarthropoden (Carabidae, Coleoptera, Diplopoda, Isopoda) xerothermer Standorte in der Eifel. Beiträge Landespflege Rhld.-Pfalz, Beiheft 4: 89-140.
- BLAB, J. & O. KUDRNA 1982: Hilfsprogramm für Schmetterlinge - Ökologie und Schutz von Tagfaltern und Widderchen. Naturschutz aktuell 6, Greven: 135 S.
- BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & H. SUKOPP 1984: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Naturschutz aktuell 1, 4. Aufl., Greven: 270 S.
- BOER, D. 1983: Mieren (Hymenoptera: Formicidae). 1. Natuurhist. Maandbl 72 (4): 73-84.
- BOMBOSCH, S. 1962: Untersuchungen über die Auswertbarkeit von Fallenfängen. Z. angew. Zool. 49: 149-160.
- BONESS, M. 1953: Die Fauna der Wiesen unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. Z. Morph. Ökol. Tiere 42: 225-277.
- BRABATZ, E. 1977: Auswirkungen des kontrollierten Brennens auf Spinnen und Schnecken einer Brachfläche im Hochspreewald. Diplomarbeit, Erlangen.
- BRANDL, R. & E. WOLBERGER 1982: Zur ornithologischen Bedeutung von Brachflächen. Anz. orn. Ges. Bayern 21: 21-42.
- BURMEISTER, F. 1939: Biologie, Ökologie und Verbreitung der europäischen Käfer auf systematischer Grundlage. I. Adephaga I. Familienreihe: Carabidae. Krefeld.
- BURMEISTER, F. 1981: Coleoptera. In: STRESEMANN, E.: Exkursionsfauna für die Gebiete der DDR und der BRD, Bd. 2/1 Wirbellose, Insekten - Erster Teil. 5. Aufl., Berlin.
- BUSCHINGER, A. 1975: Die Ameisen des Bausenbergs, der nordöstlichen Eifel und Voreifel (Hymenoptera: Formicidae) mit einer quantitativen Auswertung von Fallenfängen. Beitr. Landespflege Rhld.-Pfalz, Beiheft 4: 251-273.
- CASEMIR, H. 1961: Spinnen aus dem Naturschutzgebiet Feldberg (Schwarzwald). Ber. Naturforsch. Ges. Freiburg i. Br. 51 (1): 109-118.
- CRAWFORD, C.S. & R.F. HARWOOD 1964: Bionomics and control of insects affecting Washington grass seed fields. Tech. Bull. agric. Exp. Stn. Wash. St. 44.
- CROME, W. 1976: Myriapoda - Tausendfüßer. In: STRESEMANN, E.: Exkursionsfauna für die Gebiete der DDR und der BRD, Wirbellose 1, 5. Aufl., Berlin: 424-436.
- DIERSCHKE, F. 1975: Die Sommervogelbestände in aufgelassenen Weinbergen bei Bad Mergentheim. Angew. Orn. 4: 187-192.
- DOBAT, K. 1969: Die Höhlenfauna der Schwäbischen Alb - mit Einschluß des Dinkelberges, des Schwarzwaldes und des Wutachgebietes. Jh. Ges. Naturk. Württ. 130: 259-381.

- DUNGER, W. 1983: Tiere im Boden. Die Neue Brehm-Bücherei Nr. 327. 3. Aufl., Wittenberg.
- DUNGER, W. & K. STEINMETZGER 1981: Ökologische Untersuchungen an Diplopoden einer Rasen-Wald-Catena im Thüringer Kalkgebiet. Zool. Jb. Syst. 108: 519-553.
- ELLENBERG, H. 1985: Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen. Schweiz. Z. Forstwes. 136: 19-39.
- FREUDE, H., HARDE, K.W. & G.A. LOHSE 1964 - 1976: Die Käfer Mitteleuropas. Bd. 1-10. Krefeld.
- FRÖMEL, R. 1979: Die Verbreitung im Schilf überwinternder Arthropoden im westlichen Bodenseegebiet und ihre Bedeutung für Vögel. Diplomarbeit, Stuttgart.
- GACK, C. & A. KOBEL-LAMPARSKI 1984: Die Pillenkäfer alten und neuen Rebgeländes im Kaiserstuhl (Südbaden) (Byrrhidae, Coleoptera). Veröff. Naturschutz Landespflage Bad.-Württ. 57/58: 325-340.
- GEILER, H. 1956/57: Zur Ökologie und Phänologie der auf mitteldeutschen Feldern lebenden Carabiden. Wiss. Z. Karl-Marx-Univ. Leipzig, Mat. Nat. R. 6: 35-61.
- GEILER, H. 1959/60: Zur Staphylinidenfauna der mitteldeutschen Agrarlandschaft. Wiss. Z. Karl-Marx-Univ. Leipzig, Mat. Nat. R. 9: 587-594.
- GEISER, R. 1984: Rote Liste der Käfer (Coleoptera). In: BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & H. SUKOPP: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Naturschutz aktuell 1, 4. Aufl., Greven: 270 S.
- GREIN, G. & G. IHSSEN 1980: Heuschreckenschlüssel. DJN. 2. Aufl., Hamburg.
- GRIMM, R., FUNKE, W. & J. SCHAUERMANN 1975: Minimalprogramm zur Ökosystemanalyse: Untersuchungen an Tierpopulationen in Wald-Ökosystemen. Verh. Ges. Ökol. Erlangen 1974: 77-87.
- GRIMM, U. 1985: Die Gnaphosidae Mitteleuropas (Arachnida, Araneae). Abh. Naturwiss. Ver. Hamburg, N.F. 26: 144-145.
- GREENSLADE, P.-J.M. 1973: Sampling ants with pitfall traps: Digging-in effects. Ins. Soc. 20: 343-353.
- GRUNER, H.E. 1966: Krebstiere oder Crustacea, V. Isopoda, 2. Lief. In: DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands, 53, Jena.
- GRUNER, H.E. 1976: Isopoda - Asseln. In: STRESEMANN, E.: Exkursionsfauna für die Gebiete der DDR und der BRD, Wirbellose 1. 5. Aufl., Berlin: 424-436.
- HAACKER, U. 1968: Deskriptive, experimentelle und vergleichende Untersuchungen zur Autökologie rheinmainischer Diplopoden. Oecologia 1: 87-129.
- HAESELER, V. 1983: Zur heutigen Besiedlung der ostfriesischen Inseln durch Ameisen. Abh. Naturwiss. Ver. Bremen 40: 23-38.
- HANDKE, K. 1982: Ergebnisse einer Siedlungsdichteuntersuchung der Brutvögel auf einer 52,2 ha großen Brachfläche in Saarbrücken, den St. Arnualer Wiesen. Faun.-Flor. Notizen a. d. Saarland 14: 127-133.
- HARMS, K.H. 1966: Spinnen vom Spitzberg (Araneae, Pseudoscorpiones, Opiliones). In: Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 3: 972-997.
- HARMS, K.H., BLANKE, R., GRIMM, U., PLATEN, R. & J. WUNDERLICH 1984: Rote Liste der Spinnen (Araneae). In: BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & H. SUKOPP: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Naturschutz aktuell 1, 4. Aufl., Greven: 122-125.
- HARTMANN, P. 1976: Die Staphylinidenfauna verschiedener Waldbestände und einer Wiese des Solling. Ergebnisse des Solling-Projektes d. DFG Mitt. Nr. 120. In: Ökologie - Arbeiten, Berichte, Mitteilungen des Lehrstuhls Ökologie Morphologie der Tiere, Universität Ulm.
- HARZ, K. 1957: Die Geraspflügler Mitteleuropas. Jena: 494 S.
- HAUPT, H. 1935: Gleichflügler (Homoptera). In: BROHMER, EHRMANN & ULMER: Tierwelt Mitteleuropas, Bd. 4.
- HELVERSEN, O. VON 1974: Die Wolfsspinnen (Lycosidae) im Schutzgebiet "Taubergießen". In: Das Taubergießengebiet, eine Rheinauenlandschaft. Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 7: 547-549.
- HEYDEMANN, B. 1955: Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. Ber. Wandervers. Dt. Entomologen 7: 172-185.
- HEYDEMANN, B. 1956: Über die Bedeutung der Formalinfalle für die zoologische Landesforschung. Faun. Mitt. Norddeutschlands 6: 19-24.
- HEYDEMANN, B. 1962: Die biozönotische Entwicklung vom Vorland zum Koog. Teil 2, Käfer (Coleoptera). Wiesbaden: 197 S.
- HEYDEMANN, B. 1964: Die Carabiden der Kulturbiotope von Binnenland und Nordseeküste - ein ökologischer Vergleich (Coleoptera, Carabidae). Zool. Anz. 172: 49-86.
- HEYDEMANN, B. 1983: Vorschlag für ein Biotopschutz-zonen-Konzept am Beispiel Schleswig-Holsteins - Ausweisungen von schutzwürdigen Ökosystemen und Fragen ihrer Vernetzung. Schr.R. d. Dtsch. Rates f. Landespflage 41: 95-104.
- HIGGINS, L.G. & N.D. RILEY 1978: Die Tagfalter Europas und Nordwestafrikas. Übersetzt und überarbeitet von W. FORSTER. Hamburg und Berlin: 377 S.
- HOFFMANN, R. 1979: Classification of Diplopoda. Musée d'Histoire Naturelle. Genève.
- HOFFMANN, B. 1980: Vergleichende ökologische Untersuchungen über die Einflüsse des kontrollierten Brennens auf die Arthropodenfauna einer Riedwiese im Federseegebiet (Südwürttemberg): Veröff. Naturschutz Landshaftspflege Bad.-Württ: 51/52: 691-714.
- HOLSTE, U. 1974: Faunistisch ökologische Untersuchungen der Carabiden- und Chrysomelidenfauna (Coleoptera, Insecta) xerothermer Standorte im oberen Weserbergland. Abh. Landesmuseum Naturk. Münster 36: 28-53.
- HORION, A. 1941: Faunistik der deutschen Käfer. I. Adephaga. Krefeld.
- HORION, A. 1949: Faunistik der deutschen Käfer. II. Papilicornia - Staphylinoidea (außer Staphylinidae). Frankfurt.

- HORION, A. 1951: Verzeichnis der Käfer Mitteleuropas. Stuttgart: 535 S.
- HORION, A. 1953: Faunistik der deutschen Käfer. III. Malacodermata - Sternoxia (Elateridae bis Throscidae). München.
- HORION, A. 1955: Faunistik der deutschen Käfer. IV. Sternoxia, Fossipedes, Macrodactyla, Brachymera. München.
- HORION, A. 1956: Faunistik der deutschen Käfer. V. Heteromera. München.
- HORION, A. 1958: Faunistik der deutschen Käfer. VI. Lamellicornia. Überlingen.
- HORION, A. 1959: Bemerkungen zur Faunistik der württembergischen Käfer. I. Carabidae (Laufkäfer). Jh. Ver. vaterl. Naturk. Württ. 114: 176-190.
- HORION, A. 1960: Faunistik der deutschen Käfer. VII. Clavicornia, 1. Teil, Überlingen.
- HORION, A. 1963: Faunistik der deutschen Käfer. IX. Staphylinidae, 1. Teil. Micropeplinae - Euasthetinae. Überlingen.
- HORION, A. 1965: Faunistik der deutschen Käfer. X. Staphylinidae, 2. Teil. Paederinae - Staphylinidae. Überlingen.
- HORION, A. 1967: Faunistik der deutschen Käfer. XI. Staphylinidae, 3. Teil. Habrocerinae - Aleocharinae. Überlingen.
- INGRISCH, S. 1983: Rote Liste Geredflügler (Insekten) Hessen. Hessische Landesanstalt f. Umwelt: 19 S.
- ITTING, R. & B. NIEVERGELT 1977: Einfluß von Brachland auf das Verteilungsmuster einiger Wildtierarten in einem begrenzten Gebiet des Mittelgoms. Natur und Landschaft 52: 170-173.
- JACOBER, H. & W. STRAUBER 1981: Habitatansprüche des Neuntöters. Ökologie der Vögel 3: 323-348.
- JANSEN, E. 1982: Die Carabiden der Gemarkung Erpfingen im Landkreis Reutlingen sowie eine Methode zur Ermittlung der relativen Laufaktivität in verschiedenen Biotopen. Diplomarbeit, Tübingen.
- KALMUND, P. 1985: Phänologische Entwicklung von Pflanzenbeständen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. Diplomarbeit, Münster.
- KING, T.J. 1977a: The plant ecology of ant hills in calcareous grasslands. Part 1: Patterns of species in relation to ant hills in southern England. Journ. Ecol. 65: 235-256.
- KING, T.J. 1977b: The plant ecology of ant hills in calcareous grasslands. Part 2: Succession on the mounts. Journ. Ecol. 65: 257-278.
- KING, T.J. 1977c: The plant ecology of ant hills in calcareous grasslands. Part 3: Factors affecting the population sizes of selected species Journ. Ecol. 65: 279-316.
- KLESS, J. 1961: Die Käfer und Wanzen der Wutachschlucht. Mitt. bad. Landesver. Naturkunde Naturschutz N.F. 8: 79-152.
- KLIMETZEK, D. 1977: Die Ameisenfauna des NSG "Mindelsee" (Hymenoptera: Formicidae). Beitr. Naturk. Forsch. Südwestdeutschland 36: 159-171.
- KOBEL-VOSS, A. 1983: Zur Isopoden-Diplopodenfauna des NSG "Mindelsee". In: Der Mindelsee bei Radolfzell. Monographie eines Naturschutzgebietes auf dem Bodanrück. Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ.: 531-538.
- KOCH, K. 1975: Untersuchungen an der Coleopterenfauna des Bausenbergs (Eifel). Decheniana Beih. 27: 274-325.
- KOCH, K., CYMONEK, S., EVERS, J., GRÄF, H., KOLBE, W. & S. LÖSER 1977: Rote Liste der im nördlichen Rheinland gefährdeten Käferarten (Coleoptera) mit einer Liste von Bioindikatoren. Entomol. Bl. 73 (Sonderh.): 39 S.
- KRISTAL, P.M. 1984: Problematik und Möglichkeiten des Schmetterlingsschutzes, insbesondere im Rahmen von Biotoppflegemaßnahmen. Vogel und Umwelt 3: 83-88.
- KROKER, H. 1978: Die Bodenkäferfauna des Venner Moores (Krs. Lüdinghausen). Abh. Landesmus. Naturk. Münster 40: 3-11.
- KROKER, H. 1980: Coleoptera Westfalica: Familia Elateridae. Abh. Landesmus. Naturk. Münster 42: 3-66.
- KROKER, H. 1983: Beitrag zur Kenntnis der Bodenkäferfauna unbewaldeter Habitate der Warburger Börde (ohne Staphylinidae). Abh. Landesmus. Naturk. Münster 45: 3-15.
- KROKER, H. & K. RENNER 1983: Beitrag zur Kenntnis der Staphylinidenfauna unbewaldeter Habitate der Warburger Börde. Abh. Landesmus. Naturk. Münster 45: 16-23.
- LARSSON, S.G. 1939: Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. Ent. Medd. 20: 275-560.
- LEIST, N. 1978: Die Spinnen des Rußheimer Altrheins. In: Der Rußheimer Altrhein, eine nordbadische Auenlandschaft. Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 10: 365-398.
- LINDROTH, C.H. 1945: Die Fennoscandischen Carabidae. Eine tiergeographische Studie. I. Spezieller Teil. Kgl. Vet. Vitterh. Samh. Handl. Göteborg 4: 709 S.
- LOHSE, G.A. 1964: Staphylinidae (Micropeplinae bis Tachyporinae). In: FREUDE, H., HARDE, K.W. & G.A. LOHSE: Die Käfer Mitteleuropas Bd. 4. Krefeld.
- LOUDA, J. 1973: Die Laufkäfer des Wiesenbestandes im Vorgebirge des Böhmischt-Mährischen Höhenzuges (Coleoptera, Carabidae). Acta ent. bohemoslov. 70: 390-399.
- LUNAU, K. & L. RUPP 1983: Auswirkungen des Abflämmens von Weinbergböschungen im Kaiserstuhl auf die Fauna - Fragestellungen und erste Ergebnisse. In: GÖLDAMMER, J.G. (Hrsg.): DFG-Symposium "Feuerökologie". Freiburger Waldschutz-Abh. 4.: 277-297.
- MABELIS, A.A. 1983a: Mieren (Hymenoptera: Formicidae). II. Natuurhist. Maandblad 72 (2): 33-37.
- MABELIS, A.A. 1983b: Kunnen mieren ons leren, kalkgraslanden te beheren? Publ. natuurhist. Gen. Limburg XXXIII (1-2): 13-24.
- MACHATSCHKE, J.W. 1969: Scarabidae. In: FREUDE, H., HARDE, K.W. & G.A. LOHSE: Die Käfer Mitteleuropas Bd. 8, Krefeld.
- MADE, J.G. van der 1983: Dagvlinders, wegwijzers voor een geïntegreerd heetheer van kalkgraslanden. Publ. natuurhist. Gen. Limburg XXXIII (1-2): 20-24.

- MADER, H.J. 1979: Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen, untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugern der Waldbiözönose. Schr.R. Landschaftspflege und Naturschutz 19: 126 S.
- MADER, H.J. 1981: Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittsstein oder Refugium. Natur und Landschaft 56: 235-242.
- MEES, A. 1907: Zweiter Beitrag zur Kenntnis der Hemipterenfauna Badens. Mitt. bad. zool. Ver.18.
- MOSSAKOWSKI, D. 1970: Ökologische Untersuchungen an epigäischen Coleopteren atlantischer Moor- und Heidestandorte. Z. wiss. Zool. 181: 233-316.
- MÜNCH, W. 1984: Die Ameisen der Tübinger Neuhalde, eine faunistisch-ökologische Bestandsaufnahme der Nestdichten. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 57/58: 305-324.
- NAGEL, P. 1975: Studien zur Ökologie und Chorologie der Coleopteren (Insecta) xerothermer Standorte des Saar-Mosel-Raumes mit besonderer Berücksichtigung der die Bodenoberfläche besiedelnden Arten. Diss. Univ. Saarbrücken.
- NATURE CONSERVANCY COUNCIL (Hrsg.) 1977: Nature conservation and agriculture. London: 40 S.
- NEUMANN, U. 1971: Die Sukzession der Bodenfauna (Carabidae, Coleoptera, Diplopoda und Isopoda) in den forstlich rekultivierten Gebieten des rheinischen Braunkohlenreviers. Pedobiologica 11: 193-226.
- ODUM, E.P. 1980: Grundlagen der Ökologie, Bd. 1. Stuttgart: 476 S.
- OST, G. 1979: Auswirkungen der Mahd auf die Artenvielfalt (Diversität) eines Seggenriedes am Federsee. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 49/50: 407-439.
- PRETSCHER, P. 1984: Rote Liste der Großschmetterlinge (Macrolepidoptera). In: BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & H. SUKOPP: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Naturschutz aktuell 1, 4. Aufl., Greven.
- PREUSS, G., BUSCHINGER, A., OUMPERT, K., HAESELER, V., GAUSS, R., HOOP, M., HORSTMANN, K., PAARMANN, W., SCHMIDT, K., WELLENSTEIN, G., WESTRICH, P. & H. WOLF 1984: Rote Liste der Ameisen (Formicoidea). In: BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & H. SUKOPP: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Naturschutz aktuell 1, 4. Aufl., Greven.
- REICHHOLF, J. 1973: Die Bedeutung nicht bewirtschafteter Wiesen für unsere Tagfalter. Natur und Landschaft 4: 80-81.
- REISE, K. 1970: Etwas zur Ökologie der Heuschrecken im Murnauer Moos. DJN Jb. 7: 47-102.
- REMMERT, H. 1978: Untersuchungen in einem fränkischen Mesobrometum. Ber. ANL 2: 4-16.
- RENKONEN, O. 1938: Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. Ann. Zool. Soc. Vanamo 6: 231 S.
- RENNER, K. 1980: Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Käferfauna pflanzensoziologisch unterschiedlicher Biotope im Evesell-Bruch bei Bielefeld-Sennestadt. Ber. Naturwiss. Ver. Bielefeld, Sonderheft 2: 146-176.
- RIEGER, C. 1972: Die Wanzenfauna des mittleren Neckartales und der angrenzenden Albhochfläche (Nürtingen, Reutlingen, Tübingen). Jh. Ges. Naturkunde Württ. 127: 120-172.
- RIEGER, C. 1984: Zur Systematik und Faunistik der Weichwanzen Orthops calmi (LINNÉ) und Orthops basalis (COSTA). Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 59/60: 457-465.
- RIESS, W. 1976: Umweltfaktor Feuer - Gelenkter Einsatz in der Landschaftspflege. Verh. Ges. Ökol. Göttingen 1975: 267-273.
- RÖBER, H. 1951: Die Oermapteren und Orthopteren Westfalens in ökologischer Betrachtung. Abh. Landesmus. Naturk. Münster 14 (1): 60 S.
- SCHÄFER, M. & L. HAAS 1979: Untersuchungen zum Einfluß der Mahd auf die Arthropodenfauna einer Bergwiese. Drosera 1979 (1): 17-40.
- SCHIEFER, J. 1981a: Bracheversuche in Baden-Württemberg. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege 22, Karlsruhe: 325 S.
- SCHIEFER, J. 1981b: Vegetationsentwicklung und Pflegemaßnahmen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. Natur und Landschaft 56: 263-268.
- SCHILLER, A. 1979: Käfer. In: Der Buchwald bei Grenzach (Grenzacher Horn). Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ., Bd. 9.
- SCHMID, G. 1965: Bemerkenswerte Käfer und Wanzen aus Baden-Württemberg. Veröff. Landesstelle Natur- und Landschaftspflege Bad.-Württ. 33: 248-257.
- SCHMID, G. 1966: Die übrige "niedere" Tierwelt des Spitzbergs. In: Der Spitzberg bei Tübingen. Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 3: 998-1028.
- SCHREIBER, K.-F. 1960: Beobachtungen über die Entstehung von Buckelwiesen auf den Hochflächen des Schweizer Jura. Erdkunde XXIII: 280-290.
- SCHREIBER, K.-F. 1977: Zur Sukzession und Flächenfreihaltung auf Brachland in Baden-Württemberg. Verhdl. Ges. Ökologie, Göttingen 1976. Den Haag (Junk): 251-263.
- SCHREIBER, K.-F. 1980: Entwicklung von Brachflächen in Baden-Württemberg unter dem Einfluß verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen. Verh. Ges. Ökol. Weihenstephan 1979: 185-203.
- SCHREIBER, K.-F. 1981a: Brachflächen in der Kulturlandschaft. Daten Dok. Umweltschutz 30: 61-93.
- SCHREIBER, K.-F. 1981b: Das kontrollierte Brennen von Brachland - Belastungen, Einsatzmöglichkeiten und Grenzen. Angew. Botanik 55: 255-275.
- SCHREIBER, K.-F. & J. SCHIEFER 1985: Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. Münstersche Geogr. Arb. 20: 111-153
- SCHUBART, O. 1934: Tausendfüßer oder Myriapoda. In: OAHU, F.: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. Jena.
- SHANNON, C.E. & W. WEAVER 1949: The mathematical theory of communication. Urbana: 3-91.
- SIMPSON, E.H. 1949: Measurement of diversity. Nature 163: 688 S.

- SOKOLOWSKI, K. 1958: Faunistische und ökologische Bemerkungen zu einigen deutschen Laufkäfern (Coleoptera, Carabidae). Entomol. Bl. 54: 102-111.
- SØRENSEN, T. 1948: A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. Vidensk. Selsk. Biol. Skr. 5: 4.
- SOUTHWOOD, T.R.E. & H.F. VAN EMDEN 1959: A comparison of the fauna of cut and uncut grassland. Z. angew. Ent. 59: 188-198.
- SPÄH, H. 1980: Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Carabiden- und Staphylinidenfauna verschiedener Standorte (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae). Decheniana 133: 33-56.
- STITZ, H. 1939: Ameisen oder Formicidae. In: DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. 37. Jena.
- STORCH, M. 1978: Haselmaus - *Muscardinus avellanarius*. In: NIETHAMMER, J. & W. KRAPP: Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 1. Frankfurt/Wiesbaden.
- STRÜVE-KUSENBERG, R. 1980: Untersuchungen über die Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) verschiedener alter Brachflächen: Besiedlung und Sukzession. Drosera 1980 (1): 25-50.
- STRÜVE-KUSENBERG, R. 1981: Sukzession und trophische Struktur der Bodenfauna von Brachflächen. Pedobiologica 21: 132-141.
- THIELCKE, G. 1973: Brachland und Artenschutz. Natur und Landschaft 48: 217-219.
- THIELE, H.U. 1959: Experimentelle Untersuchungen über die Abhängigkeit bodenbewohnender Tierarten vom Kalkgehalt des Standorts. Z. angew. Entomol. 44: 1-21.
- THIELE, H.U. 1964: Ökologische Untersuchungen an bodenbewohnenden Coleopteren einer Heckenlandschaft. Z. Morphol. Ökol. Tiere 53: 537-586.
- THIELE, H.U. 1977: Carabid Beetles in their Environment. A study on Habitat Selection by Adaptions in Physiology and Behaviour. Berlin: 369 S.
- TISCHLER, W. 1958: Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze. Z. Morphol. Ökol. Tiere 47: 54-114.
- TOPP, W. 1982: Vorkommen und Diversität von Laufkäfer-Gemeinschaften in verschiedenen Ökosystemen (Col. Carabidae). Drosera I 82/1: 109-116.
- TRETZEL, E. 1955: Technik und Bedeutung des Fallenganges für ökologische Untersuchungen. Zool. Anz. 155: 276-287.
- TURIN, H. 1983a: Loopkevers (Coleoptera, Carabidae) van kalkgraslanden en hellingbossen. Natuurhist. Maandblad 72 (4): 73-83.
- TURIN, H. 1983b: Loopkevers als thermometers vor kalkgraslanden. Publ. Natuurhist. Gen. Limburg XXXIII (1-2): 17-20.
- ULRICH, R. 1982: Vergleich von bewirtschafteten Wiesen und Brachen hinsichtlich des Wertes für unsere Tagfalter. Natur und Landschaft 57: 378-382.
- VERHOEFF, K.W. 1937: Myriapoda. In: BROHMER, EHRMANN, ULMER: Die Tierwelt Mitteleuropas, Bd. 2, Leipzig.
- VOIGT, K. 1977: Wanzenfauna des Schwarzwaldes. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 46: 103-111.
- VOIGTLÄNDER, K. 1983: Diplopoden aus Fallenfängen im Waldgebiet Hakel im nordöstlichen Harzvorland der DDR. Hercynia N.F. 20 (1): 117-123.
- VON DER TRAPPEN, A. 1929-1935: Die Fauna von Württemberg (Die Käfer). Jh. Ver. vaterl. Naturk. Württ. Bd. 85-91.
- WOLF, E. 1935-44 u. 1963: Beiträge zur Coleopterifauna der Freiburger Bucht und des Kaiserstuhls. Mitt. bad. Landesver. Naturk. Naturschutz N.F. 3: 140-146, 190-223, 261-270, 334-341, 361-369, N.F. 4: 9-16, 168-175, 385-393, N.F. 8: 431-438.

Anschrift der Verfasser:

Klaus Handke
Lehrstuhl Landschaftsökologie
Institut f. Geographie
Universität Münster
Robert-Koch-Str. 26

D-4400 Münster

Prof. Dr. Karl-Friedrich Schreiber
Lehrstuhl Landschaftsökologie
Institut f. Geographie
Universität Münster
Robert-Koch-Str. 26

D-4400 Münster

SCHREIBER, Karl-Friedrich (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984.* Paderborn: Ferdinand Schöningh 1985, S. 187-198 (*Münstersche Geographische Arbeiten* 20)

Reversing succession: From abandoned shrubland to grassland after scrub-clearing, in Southern France.

Paule Ogereau-Poissonet and Michel Thiault

KEYWORDS

Cutting, vegetation dynamics, fertilization, grassland, grazing, scrub-clearing, shrubland, succession.

In 1969, a small fenced plot experiment was established in a rangeland of *Quercus coccifera* L. in order to investigate the responses of vegetation with the aim to improve the plant production and the forage availability, by means of scrub-clearing, fertilization (N, P, K) and cuttings.

Some results of this experiment are partly described in the first part of this paper; these results concern the species dynamics in the reversing succession. Other results, already published, show that the potential stocking rate could be 0.3 ha/AU/yr, against 2.0 ha/AU/yr for traditional rangelands (AU = 1 ewe and lamb (Merinos d'Arles breed) of about 45 kg live weight). According to these data a new experiment, with grazing animals and large plots designed for rotational grazing, has taken place from 1976. Results concerning the species dynamics and the forage availability are shown in the second part of this paper.

I Vegetation phases by cuttings and fertilization

Paule Ogereau-Poissonet

ZUSAMMENFASSUNG

Auf einer Cocciferetum-Versuchsfläche wurde die Reaktion der Vegetation auf Gebüschbeseitigung, Mahd und Düngung über eine Dauer von neun Jahren erfaßt. Es wurden qualitative (Florenlisten) und quantitative Daten (nach der Punkt-Quadrat-Methode) erhoben. Bezuglich der Artendynamik lassen sich verschiedene Typen unterscheiden, die im Hinblick auf die taxonomischen und pflanzensoziologischen Aspekte sowie die experimentellen, klimatischen und chronologischen Auswirkungen diskutiert werden.

Die Reaktion der Vegetation tendiert teilweise zu regionalen Nachnutzungsstadien und teilweise zu einem mehr mesophytischen Typ des Extensivgrünlandes.

1. INTRODUCTION

The Cocciferetum Br. - Bl. 1924 sub-association *brachypodietosum* Br. - Bl. 1935 (BRAUN-BLANQUET et al. 1952) is a dense, evergreen shrubland, till 1.50 m high in France. This association is covering more than 100 000 ha in the South of France. It grows under humid and subhumid mediterranean climate (EMBERGER 1942), generally on poor and shallow limestone soils. In it many species could be pastured if they are not surrounded by shrubs more or less prickly; so the grazing capacity is low, about half a sheep per ha. Until now the vegetation was burnt every six to ten years, to destroy the shrubs and to allow that the palatable species are grazed. From BRAUN-BLANQUET et al. (1952), by this technic, the *Brachypodium ramosi* Br. - Bl. 1924 association would appear as one of the last stages of the *Quercetum gal-*

lo-provinciale Br. - Bl. (1915) 1936 damage. To avoid this damage and to obtain a better pasture, our researches aim at opening the vegetation by scrub-clearing and after cuttings and at favouring the grazed species by fertilizers so that the number of sheep can increase; so these researches concern reversing succession. Several papers have already been published about certain results (e.g. LONG et al. 1978; POISSONET P. et al. 1978 a, b, 1982; POISSONET J. et al. 1981; THIAULT 1979); this one specially presents the floristic and phytosociological succession during 9 years in relation to experimental, climatic and chronological effects.

2. LOCALIZATION; EXPERIMENTAL DESIGN AND METHODS

The experiment has taken place at about 10 km from Montpellier. This *Cocciferetum brachypodietosum* community was chosen because several vegetation studies and maps were made there, at several scales, in the past (LONG et al. 1961, 1967; POISSONET P. 1966). It grows on lacustral limestone (eocene). The mean average temperature is about 14.4°C; the mean of the minimal temperature for the coldest month (January) is 2.4°C; the annual mean pluviometry is 1070 mm with important variations between years (POISSONET P. et al. 1981). The last two dates of burning were in September 1943 and August 1951. In 1969, just before the experiment, the shrubs were about 1 m high, covering almost the whole surface (90%). The dominant ligneous species were *Quercus coccifera* L. (80%), *Dorycnium pentaphyllum* (5%), *Genista scorpius* (2%). The herbaceous species covered 5% of the surface; the dominant ones were *Brachypodium retusum* (3%), *Carex humilis* and *C. halterana* (1%). The bare-ground and the stones covered 5%. (The nomenclature is from Flora Europaea (TUTTIN et al. 1964, 1968, 1972, 1976, 1980)).

The methods are the following ones: first, opening of the vegetation by clearing up and chopping the shrub layer about 10 cm above the ground, then keeping the vegetation open by successive cuttings and increase of the herbaceous species by fertilizations and cuttings.

So, the initial shrub layer was cleared up in 1969. The area was divided into plots (10 x 5 m). Two factors were tested at three levels: 3 dates of seasonal successive cuttings (J; J + 7 days; J + 14 days) and 3 levels of fertilization (0 (F_1), 100 (F_2) and 200 kg (F_3) / ha/yr of each fertilizer:

N, P_2O_5 and K_2O), according to a factorial design (9 treatments), with seven blocks. Two of them were frequently and regularly observed and measured.

The observations were made in every plot, from 1969 to 1977, along a line of 10 m long, divided in 100 parts of 10 cm. The floristic lists were made along this line; and, at the beginning of every part, the point-quadrat method was applied (LEVY & MADDEN 1933) by noting the present species and counting, for each of them, the number of hits with a needle. The responses have been statistically studied, year after year, in relation to the levels of controlled factors, by means of the correspondance factorial analysis and the classical variance analysis (presence-absence per part per plot and hit number per point per plot). Then, the species have been classified according to their types of responses.

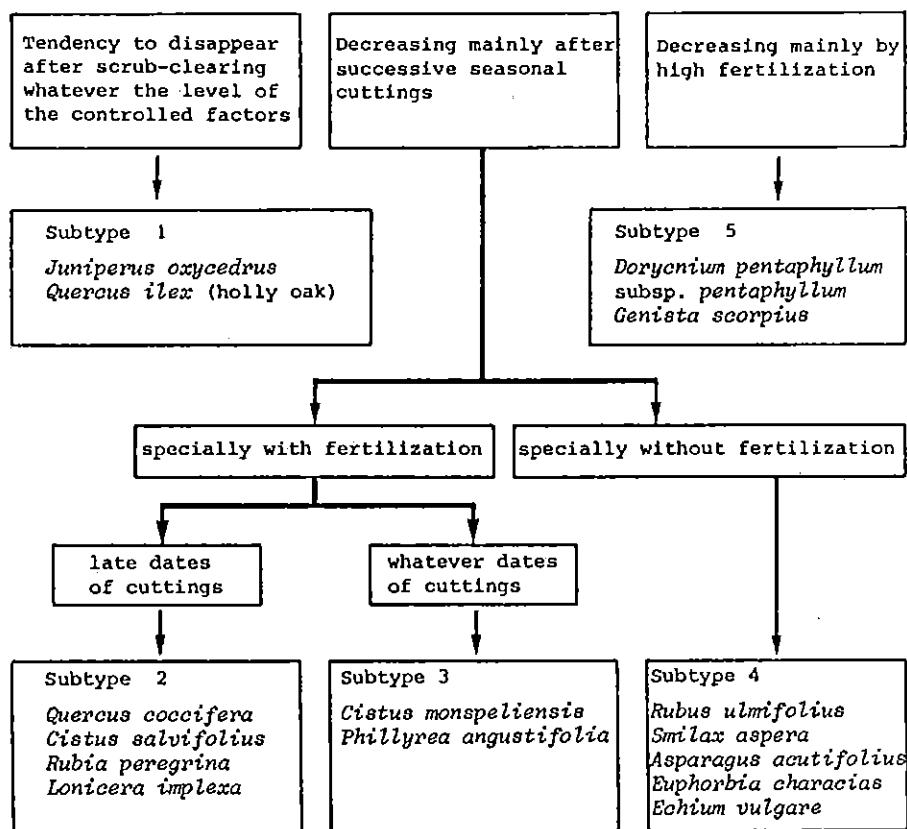
3. RESULTS

The differences between blocks are not important, the ones between treatments become higher and higher from 1969 (after scrub-clearing) till 1977. They allow to distinguish clearly the fertilized plots from the nonfertilized ones: the succession is similar but much slower. Furthermore, the later the dates of cuttings are at a level of fertilization, the closer the vegetation response is to the earliest date of cuttings at the higher level of fertilization; for example, the vegetation response of the " F_1 , J + 14" treatment is close to the one of the " F_2 , J" treatment.

A consequence of the scrub-clearing is an important decrease of the specific frequencies. This decrease is followed by the disappearing of a few species and by an increase of the other ones; the time and the magnitude of this increase vary according to the species. The dynamics of a species is the conjunction of two main factors which are its dynamical general tendencies and the treatment effects; these two factors have allowed to classify the species into 3 types subdivided into 16 elementary subtypes. The 3 types are the following ones:

- 1 - Plant species responses showing general tendencies to a decrease (including disappearing);
- 2 - Plant species responses showing general tendencies to an increase (at least, during the early years);
- 3 - Plant species responses not well-defined (rare species or localized species).

Table 1: Plant species responses showing tendency to decrease



3.1. GENERAL TENDENCIES TO A DECREASE

The tendencies are subdivided into 5 subtypes (Table 1).

3.1.1. TENDENCY TO DISAPPEAR AFTER SCRUB-CLEARING WHATEVER THE LEVEL OF CONTROLLED FACTORS

Two ligneous species have this tendency (subtype 1). They are *Juniperus oxycedrus* and *Quercus ilex* (holly oak). The first one, as many conifers, does not shoot; the second one which usually shoots very well, is cut at only 5 to 10 cm above the ground, which seems to be too low for shooting. These two species are classified into the *Quercetum galloprovinciale* Br. - Bl. (1915) 1936 and into the *Cocciferetum* Br. - Bl. 1924. *Juniperus oxycedrus* is a companion species and *Quercus ilex* a characteristic species of the *Quercion ilicis* Br. - Bl. (1931) 1936.

3.1.2. DECREASE MAINLY AFTER SEVERAL SUCCESSIVE SEASONAL CUTTINGS

This tendency includes 3 subtypes (number 2, 3, 4 in Table 1): two ones specially observed with fertilization, the third one without fertilization.

3.1.2.1. TENDENCY SPECIALLY NOTED WITH FERTILIZATION

The subtype 2, presented in figure 1a, is particularly observed with late dates of cuttings, it is composed of: *Quercus coccifera*, *Cistus salvifolius*, *Rubia peregrina*, *Lonicera implexa*. They are species which grow in late spring. The first one, dominant in 1969, has almost disappeared, in 1977, in the plots with a high level of fertilization (F_3) at late dates of cuttings (J + 14). The four species are classified into the *Quercetum galloprovinciale*, *Lonicera implexa* is a characteristic species of this association, *Rubia peregrina* and *Quercus coccifera* are characteristics of the order; they are also classified into the *Cocciferetum* except *Cistus salvifolius*.

The subtype 3 (Fig. 1b) is observed whatever dates of cuttings; it has two ligneous species: *Cistus monspeliensis* and *Phillyrea angustifolia*, classified into the *Cocciferetum*, the first one as a facies due to repeated burnings, the second one as a characteristic species of the order.

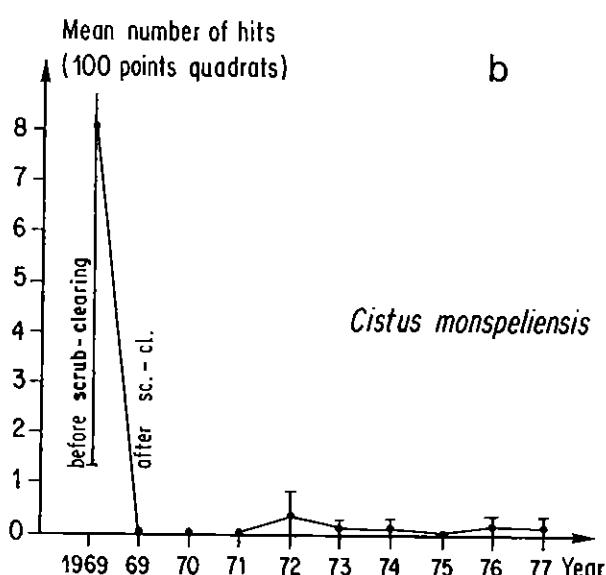
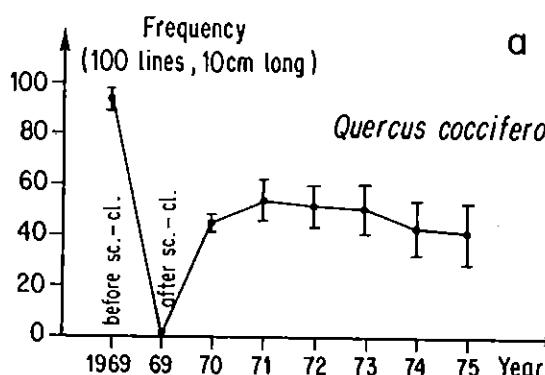


Figure 1: Two examples of species dynamics with decrease mainly after several successive cuttings and fertilizations
(a: specially with late dates of cuttings,
b: whatever dates of cuttings).

3.1.2.2. TENDENCY SPECIALLY NOTED WITHOUT FERTILIZATION

This subtype 4 is composed of five species: *Rubus ulmifolius*, *Smilax aspera*, *Asparagus acutifolius*, *Echium vulgare*, *Euphorbia characias*. Except *Echium vulgare*, these species are classified into the Cocciferetum, *Rubus ulmifolius* is a companion species, *Smilax aspera* is a characteristic species of order, the two other ones are characteristic species of alliance. The fertilization allows these species to react better to the cuttings than without fertilization.

3.1.3. DECREASE MAINLY BY HIGH FERTILIZATION

This tendency is the one of the subtype 5 (Fig. 2) which includes two ligneous Leguminosae: *Dorycnium pentaphyllum*, *Genista scorpius*. The first one was the second dominant ligneous species in 1969 before scrub-clearing. The two species tend to disappear in the fertilized plots and the late dates of cuttings accelerate this disappearing which does not eliminate the individuals but considerably modifies their shape and their dimension (small and herbaceous shootings). They are classified into the Cocciferetum as companion species.

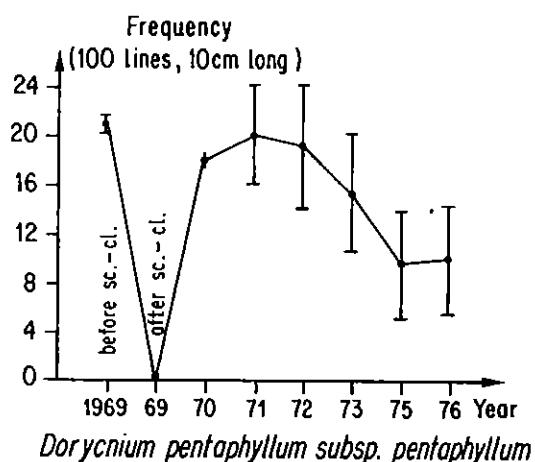


Figure 2: An example of species dynamics, with decrease mainly by high fertilization.

3.2. GENERAL TENDENCIES TO AN INCREASE

The tendencies (at least, during the early years) are subdivided into 10 subtypes (6 to 15, Table 2).

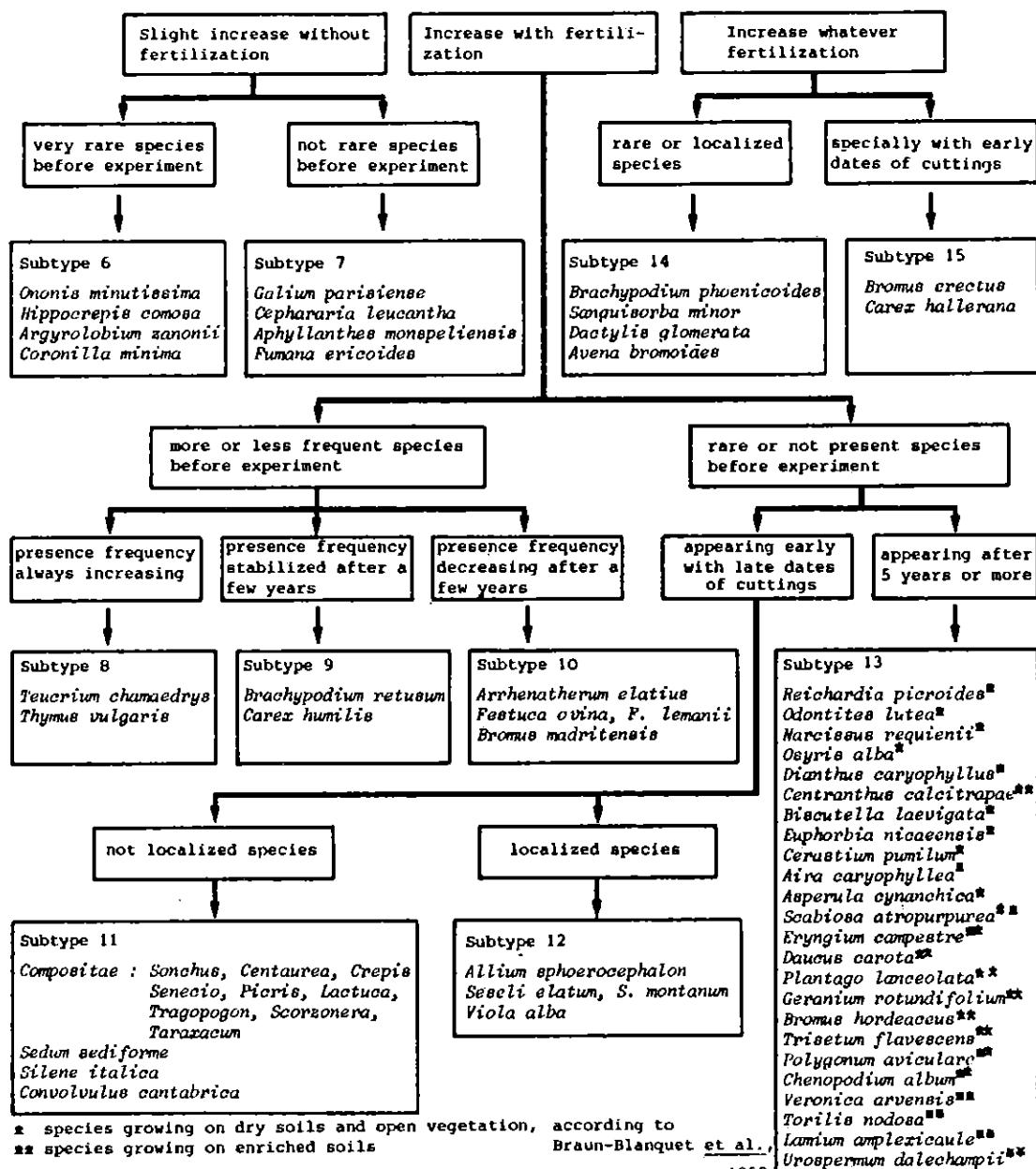
3.2.1. SLIGHT INCREASE WITHOUT FERTILIZATION

This tendency includes 2 subtypes (6 and 7, Table 2), the first one is specially observed with rare species before experiment, the second one without rare species before experiment.

3.2.1.1. VERY RARE SPECIES BEFORE EXPERIMENT

The corresponding subtype (6) is composed of herbaceous Leguminosae: *Ononis minutissima*, *Hippocratea comosa*, *Argyrolobium linnaeanum*, *Coronilla mi-*

Table 2: Plant species responses showing tendency to increase



nima which are not so rare at the end of the experiment as before. The first two ones appear since 1971, the two others after 1974 in non-fertilized plots. *Ononis minutissima* and *Hippocrepis comosa* are classified into the *Brachypodietum ramosi* as companion species; *Argyrolobium linneanum* and *Coronilla minima* in the *Rosmarineto-Lithospermetum Br.* - Bl. 1924, the first one as a companion species, the second one as a characteristic species of the alliance.

3.2.1.2. NOT RARE SPECIES BEFORE EXPERIMENT

The corresponding subtype (7) is composed of *Galium parisiense*, *Cepharalia leucantha*, *Aphyllantes monspeliensis*, *Fumana coridifolia*. The first two ones are very frequent in 1969, the two others are less frequent. They only tend to be developed in the non-fertilized plots and late dates of cuttings also seem to favour them. Furthermore, they increase during the first years, then they decrease. The last three ones are classified into the *Cocciferetum*, they are companion species. *Galium parisiense* and *Aphyllantes monspeliensis* are also in the *Brachypodietum ramosi*, the first one as a characteristic

species of alliance, the second one as a characteristic species of the sub-association *aphyllanthetosum* Br. - Bl. 1952.

3.2.2. INCREASE WITH FERTILIZATION

This tendency includes 6 subtypes (8 to 13, Table 2), 3 observed with more or less frequent species before experiment, 3 with rare or not present species before experiment.

3.2.2.1. MORE OR LESS FREQUENT SPECIES BEFORE EXPERIMENT

3.2.2.1.1. PRESENCE FREQUENCY ALWAYS INCREASING

The corresponding subtype (8) is composed of two chamaephytic species, classified into the Labiateae: *Teucrium chamaedrys* and *Thymus vulgaris*. Their presence frequency is increasing with cuttings and fertilization; but their hit frequency is maximum after 4-5 years, then it diminishes with values higher than before experiment. The two species are classified into the *Cocciferetum*, the first one as an association characteristic species, the second one as a companion species.

3.2.2.1.2. PRESENCE FREQUENCY STABILIZED AFTER A FEW YEARS

The corresponding subtype (9) is composed of two monocotyledons: *Brachypodium retusum* and *Carex humilis*. The first species, not grazed, was abundant before experiment. It rapidly increases, after scrub-clearing and its maximum value of present frequency, reached in 1974, is as much higher as the fertilization is important and the dates of cuttings are early (Fig. 3a). The second species well grazed was less abundant before experiment, its dynamics is the same as the one of *Brachypodium retusum*. Both species are classified into the *Cocciferetum* as companion species.

3.2.2.1.3. PRESENCE FREQUENCY DECREASING AFTER A FEW YEARS

This subtype (10) is composed of Poaceae, *Arrhenatherum elatius*, *Bromus madritensis*, *Festuca ovina* and *F. lemanii*. The first species (Fig. 3b), enough abundant before scrub-clearing, developed as early as 1970, specially in the fertilized plots and with late dates of cuttings; it is diminishing since 1974. This progressive disappearance can be explained by a very dry end of the spring time in 1973, with the con-

sequence of the death of numerous individuals replaced by other species in 1974. The other species are not so frequent but have the same dynamics as *Arrhenatherum elatius*; they are classified into the *Brachypodium retusum* except *Arrhenatherum* which generally grows in fertilized, cut and irrigated pasture of this mediterranean region.

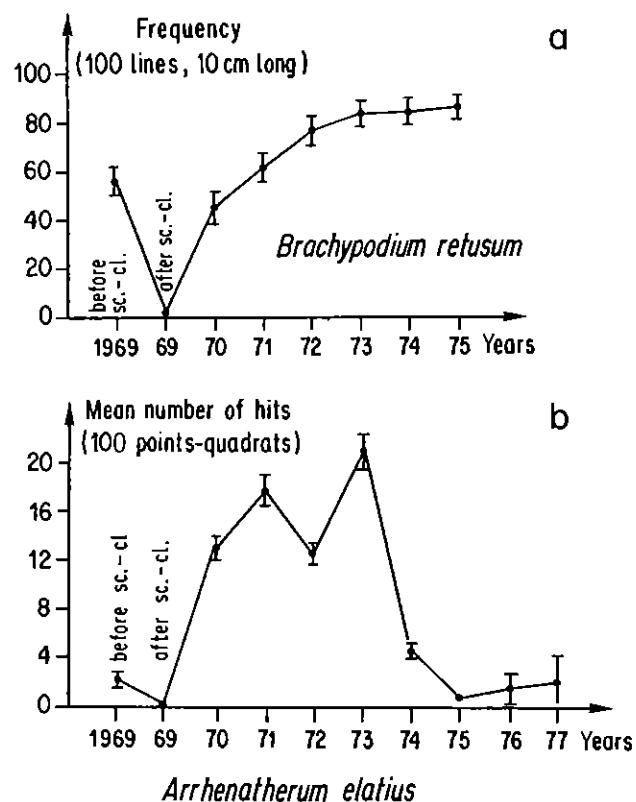


Figure 3: Two examples of species dynamics with increase after scrub-clearing, mainly by fertilization
(a: stabilization after a few years,
b: decreasing after a few years).

3.2.2.2. RARE OR NOT PRESENT SPECIES BEFORE EXPERIMENT

Certain species are appearing early, other ones only after five years.

3.2.2.2.1. SPECIES APPEARING EARLY WITH LATE DATES OF CUTTINGS

They are subdivided into two subtypes, according to their pattern.

3.2.2.2.1.1. NOT LOCALIZED SPECIES

This subtype (11) is composed of Compositae (list in Table 2), *Sedum sediforme*, *Silene italica* and *Convolvulus cantabrica*. These species are growing in the fertilized plots, not cut early. They are self - grown, from cultivated fields. They appeared for the first time, between 1970 and 1974, the first appeared ones partly disappeared in favour of new ones.

3.2.2.2.1.2. LOCALIZED SPECIES

This subtype (12) is composed of *Allium sphaerocephalum*, *Seseli elatum*, *S. montanum* and *Viola alba*. They are rare species, occasionally present which appear in fertilized and late cut plots.

3.2.2.2.2. SPECIES APPEARING AFTER 5 YEARS OR MORE

This subtype (13) is composed of numerous, herbaceous and various species (see Table 2). Certain ones generally grow on dry soils and open vegetation, the others on enriched soils; they can be classified into several associations.

3.2.3. INCREASE WHATEVER FERTILIZATION

This tendency includes 2 subtypes (14 and 15), the first one for rare or localized species, the other one for more frequent species which have spread with early dates of cuttings.

3.2.3.1. RARE OR LOCALIZED SPECIES

This subtype (14) is composed of *Avena bromoides*, *Brachypodium phoenicoides*, *Dactylis glomerata* and *Sanguisorba minor*, three Poaceae and one Rosaceae. The last three ones are companion species in the Cocciferetum. All the species are classified into the *Brachypodietum ramosi*, *Brachypodium phoenicoides* as a characteristic species of order, the other as companion species.

3.2.3.2. SPREAD WITH EARLY DATES OF CUTTINGS

This subtype (15) is composed of two herbaceous species: *Bromus erectus* and *Carex halleriana*. The fertilization seems to slightly favour them. These species are classified into the Cocciferetum as companion.

3.3. RARE OR LOCALIZED SPECIES WITH NON-PRECISED DYNAMICS

The main species which have non-precised dynamics are indicated in Table 3, it is the subtype 16.

Table 3: Plant species responses not well-defined.

Subtype 16

<i>Asphodelus ramosus</i>
<i>Bupleurum rigidum</i>
<i>Daphne gnidium</i>
<i>Gladiolus italicus</i>
<i>Ceranium robertianum</i>
<i>Hieracium murorum</i>
<i>Hieracium pilosella</i>
<i>Lonicera etrusca</i>
<i>Malva sylvestris</i>
<i>Rosa sempervirens</i>
<i>Teucrium montanum</i>

4. DISCUSSION

This discussion shows, in Table 4, the relations between dynamical subtypes and phytosociological, botanical, taxonomical aspects, experimental, climatic and chronological effects.

4.1. PHYTOSOCIOLOGICAL ASPECT

At the beginning of the experiment, the most species belong to the Cocciferetum; they ulteriorly diminish (subtypes 1 to 5) and the species classified into the *Brachypodietum ramosi*, *Rosmarino-Lithospermum* and other associations qualitatively and quantitatively increase. During this dynamics, different periods can be distinguished, each of them is characterized by the development of a subtype and by the decrease of the previous subtypes. At the end of the experiment, the subtypes 11 and 13 are the most developed ones in the plots where the succession is most important and the hypothetical succession is the following one: Cocciferetum, *Brachypodietum ramosi*, *Xerobromion erecti* Br. - Bl. (1931) 1936, *Secalinion mediterraneum* (Br. - Bl.) Tx 1937, *Chenopodieta* Br. - Bl. 1951.

The fertilization and the late dates of cuttings generally accelerate this dynamics and the last two phytosociological groups are specially developed in the "F₃, J + 14" plots. They are groups found in cultures and near dwelling places (plants growing in rubbish).

Table 4: Dynamical subtypes and their relations to botanical, taxonomical and phytosociological aspects, experimental, climatic and chronological effects.

Subtypes	Phytosociolo-gical classi-fication	Biological characteris-tic	Taxonomy	Chronological study	Factors			Pastoral Interest
					First	Second	Third	
1	Cocciferetum	Trees	(Miscella-neous)	Disappearing	Scrub-clea-ring	-	-	-
2	Cocciferetum	Shrubs	(Miscella-neous)	Diminishing	Cuttings	Fertiliza-tion	Late cut-tings	-
3	Cocciferetum	Shrubs	(Miscella-neous)	Diminishing	Cuttings	Fertiliza-tion	-	+
4	Cocciferetum	(Miscellaneous)	(Miscella-neous)	Diminishing	Cuttings	Non fertiliza-tion	-	-
5	Cocciferetum	Chamaephytes	Leguminosae	Diminishing	Fertiliza-tion	Late cuttings	-	+
6	Brachypodietum ramosi Rosmarinus Lithospermum	Perennial herbaceous + Ch.	Leguminosae	Increasing	Non fertiliz	-	-	++
7	Cocciferetum Brachypodietum r.	Perennial herbaceous + Ch.	(Miscella-neous)	Increasing	Non fertiliz	Late cuttings	-	++
8	Cocciferetum	Chamaephytes	Labiatae	Increasing	Fertilization	Cuttings	-	-
9	Cocciferetum	Perennial herbaceous	Poaceae	Incr. then stabilization	Fertilization	Early cut-tings	-	+
10	Brachypodietum ramosi + others	per. + annual herbaceous	Poaceae	Incr. then diminishing	Fertilization	Late cut-tings	Dryness	+++
11	(Miscellaneous)	per. + annual herbaceous	Compositae + others	Increasing	Fertilization	Late cut-tings	-	++
12	(Miscellaneous)	per. herba-ceous	(Miscella-neous)	Increasing	Fertilization	Late cut-tings	-	-
13	(Miscellaneous)	per. + annual herbaceous	(Miscella-neous)	Increasing	Fertilization	Dryness	-	++
14	Brachypodietum r.	per. herba-ceous	Poaceae	Increasing	Cuttings	-	-	++
15	Cocciferetum	per. herba-ceous	Monocoty-ledons	Increasing	Early cuttings	Fertilization	-	+++

4.2. BOTANICAL ASPECTS

The subtypes which disappear or diminish are composed of trees, shrubs and small chamaephytes (subtypes 1 to 3, and 5). The subtypes which increase include herbaceous species (perennial and annual ones). So, at the end of the experiment, the herbaceous species cover more than 90% of the ground in the plots with high level of fertilization and late dates of cuttings inside of 5% at the beginning of the experiment.

4.3. TAXONOMICAL ASPECT

Certain families have special reactions to the treatments. The quantity of chamaephytic Leguminosae (subtype 5) is diminishing, particularly with fertilization and late cuttings. The quantity of herbaceous Leguminosae (subtype 6) is increasing what-

ever the dates of cuttings, especially when it is not fertilized. Chamaephytic Labiateae (subtype 8) are increasing, particularly with fertilization. The Poaceae and certain Monocotyledons (subtypes 9, 10, 14, 15) increase but, after a few years, the tendencies vary. The Compositae (subtype 11) are favoured by high fertilization and late dates of cuttings.

4.4. EXPERIMENTAL, CLIMATIC AND CHRONOLOGICAL EFFECTS

More often, when species are disappearing or diminishing, cutting is the first experimental factor (subtypes 1 to 4 except 5); when the quantity of a species is increasing, fertilization is the first experimental factor (subtypes 6 to 13, except 14 and 15). Dryness seems to be an active factor for two subtypes (10 and 13). At the end of the experiment, the

plots can be classified from " F_1, J ", " $F_1, J + 7$ ", " $F_1, J + 14$ " till to " F_3, J ", " $F_3, J + 7$ ", and finally " $F_3, J + 14$ ", in the successional stages. " F_1, J " being the most close to this initial stage. In " F_1, J " plots, the subtypes 1 to 4, 6 and 7 are found. In " $F_3, J + 14$ " plots, all the subtypes are found but the 11 and 13 ones are particularly developed and the subtypes 1 to 4, 6 and 7 are only a little present. Let us remember that, for example, the " $F_1, J + 14$ " plots are close to the " F_2, J " plots and there are more differences between the " $F_1, J + 7$ " plots and the " $F_1, J + 14$ " ones than between the " $F_1, J + 14$ " plots and the " F_2, J " plots.

5. SUMMARY

In a *Cocciferetum* experimental parcel, plant species responses resulting from a factorial design were noted during 9 years. The gathered data concern the floristic list and the quantity of every species (point-quadrat method). The species dynamics are divided in several types which are discussed in relation to taxonomic and plant sociological aspects, experimental, climatic and chronological effects.

The general plant responses partly trend towards regional post-cultural stages and a more mesophytic type of rangeland.

6. REFERENCES

- BRAUN-BLANQUET, J., M. RDUSSINE & R. NEGRE, 1952: Les groupements végétaux de la France méditerranéenne. C.N.R.S., Paris: 297 p.
- EMBERGER, L., 1942: Un projet de classification des climats de point de vue phytogéographique. Bull. Soc. Hist. Naturelle, Toulouse 77: 97-124.
- LEVY, E.A. & E.A. MADDEN, 1933: The point method of pasture analysis. N. Zeal Jour. Agric. 46: 267-279.
- LONG, G., L. VISONA & J. RAMI, 1961: La végétation du domaine de Coulondres (Hérault). Relation avec les problèmes de mises en valeur. Bull. Inst. Bot. Univ. Catania 3: 5-52.
- LONG, G., F. FAY, M. THIAULT & L. TRABAUD, 1967: Essais de détermination expérimentale de la productivité d'une garrigue de *Quercus coccifera*. C.E.P.E., C.N.R.S., Montpellier, doc. 39: 28 p.
- LONG, G.A., M. ETIENNE, P.S. POISSONET* & M. THIAULT, 1978: Inventory and evaluation of range resources in "maquis" and "garrigues" (French Mediterranean area): productivity levels. Proc. First Int. Rangeland Congr.: 505-509.
- POISSONET, J., P. POISSONET* & M. THIAULT, 1981: Development of flora, vegetation and grazing value in experimental plots of a *Quercus coccifera* garrigue. Vegetatio 46: 93-104.
- POISSONET, P.* , 1966: Etude méthodologique en écologie végétale à partir de photographies aériennes. Thèse, Ecologie, Fac. Sci., Montpellier: 107 p.
- POISSONET, P.* , F. ROMANE, M. THIAULT & L. TRABAUD, 1978: Evolution d'une garrigue de *Quercus coccifera* L. soumise à divers traitements: quelques résultats des cinq premières années. Vegetatio 38: 135-142.
- POISSONET, P.* & M. THIAULT, 1978: Quelques problèmes posés par une série d'expériences faites dans une garrigue de *Quercus coccifera* L. Phytocoenosis 7: 191-202.
- POISSONET, P.* , C. COLLIN, C. FLORET, M. GRANDJANNY, J.L. GUILLERM, E. LE FLOC'H, G. LONG, J. POISSONET, S. RAMBAL, M. THIAULT & L. TRABAUD, 1981: Recherche expérimentale sur un système écologique complexe: la garrigue de *Quercus coccifera* L. (Premier rapport de synthèse) C.E.P.E. Louis Emberger, C.N.R.S., Montpellier: 348 p.
- POISSONET, P.* , J. POISSONET, M. THIAULT & S. RAMBAL, 1982: Range experimental dynamics, management and hydrology in "garrigue" of *Quercus coccifera* L. (S. - France). Proc. Symp. dynamics and management of Mediterranean-type ecosystems, San Diego, Californie: 627-628.
- THIAULT, M., 1979: Présentation des parcours méditerranéens. III - Réflexions à partir de quelques aspects bioclimatiques. Xème journées du Grenier de Theix, I.N.R.A., Versailles: 361-373.
- TUTTIN, T.G., V.H. HEYWOOD, N.A. BURGES, D.M. MOORE, D.H. VALENTINE, S.M. WALTERS & D.A. WEBB, 1964, 1968, 1972, 1976, 1980: Flora Europaea, 5 vol. Cambridge (Cambridge Univ. Press).

* today, OGEREAU P.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Paule Ogereau-Poisonet
Centre d'Etudes Phytosociologiques
et Ecologiques (C.E.P.E.)
Louis Emberger, C.N.R.S.
Route de Mende
B.P. 5051
F-34033 Montpellier-Cédex

II Vegetation phases by grazing and fertilization

Paule Ogereau-Pissonet and Michel Thiault

ZUSAMMENFASSUNG

Auf verbuschtem Extensivweideland (*Cocciferetum*) wird die Vegetationsentwicklung nach Gehölzbeseitigung unter Einfluß von Beweidung untersucht. Die Beobachtung des Freßverhaltens der Tiere (Schafe) in Beziehung zu den Vegetationsphasen ermöglicht es, bestimmte Aspekte des Sukzessionsverlaufs hervorzuheben.

1. LOCALIZATION, EXPERIMENTAL DESIGN AND METHODS

The localization of the experiment is close to the one presented in part I. The *Cocciferetum* is the dominant association. This experimental area (24 ha) was above ground scrub-cleared and divided into 8 paddocks, each 3 ha. A set of 4 paddocks was grazed with optimal stocking rate (OSR) of 0.35 ha/AU/yr (AU = 1 ewe and lamb (*Merines d'Arles* breed) of about 45 kg live weight) and another set of 4 paddocks with high stocking rate of 0.20 ha/AU/yr; the grazing system was rotational with 12 days grazing followed by a rest of 36 days for every paddock, all year round. Vegetation was periodically above ground scrub-cleared, every 2 to 3 years. Application of fertilizers were 100 kg/ha/yr for each element or compound (N, P₂O₅, K₂O), once per year (in autumn) except for N, twice per year (50 kg in spring and 50 kg in autumn).

Quantitative data were simultaneously collected on grazed vegetation and on the diet ingested by sheep, measured with oesophageal fistulas and faeces sacks.

Vegetation changes were determined by evaluation of number of hits using point-quadrat method along two permanent lines per plot, 10 m long, with 100 points-quadrats (THIAULT et al. 1979); measurements were made before every animal entry to paddocks, from 1976 till 1983.

Considering the design with OSR of 0.35 ha/AU/yr, a few ewes were fistulated and fitted with faeces sacks. Measurements were conducted during 4 years, for 30 to 45 mm per day, 5 days per month, at 60 day increments, time adapted to the rotating system.

The oesophageal samples were observed with a binocular lens to determine the % of 4 species groups - dry *Poaceae* and *Carex*, not dry ones, *Quercus coccifera* (kermes oak) and other plants - and analysed for the % of N in the dried feed (Kjeldahl's method). The faeces weights were used to calculate back the amount of ingested dry matter (I.D.M.), also called "ratio technic" (VAN DYNE 1968; HARRIS 1968):

$$\text{I.D.M. for a group} = \frac{\% \text{ N in faeces}}{\% \text{ N in feed}} \times \text{faeces weight} \times \% \text{ of the group.}$$

(Numerous comments should be written concerning the zootechnic methods. This part was not done by the C.E.P.E. but by LEFORT at the I.N.R.A.-Zootechny Clermont-Ferrand (for details, see BECHET 1977; LEFORT 1980); the results relating to the vegetation have been studied by us).

2. RESULTS

Changes in botanical composition and forage availability are presented as well as relationships between the species groups and the ingested material.

2.1. THE BOTANICAL COMPOSITION AND ITS CHANGES

The botanical composition and its changes during the time are presented hereafter, in relation to the species subtypes obtained in part I (with cuttings instead of rotational grazings) and to the species groups studied from the oesophageal samples.

2.1.1. QUALITATIVE COMPARISON OF CUTTINGS AND GRAZINGS

Certain species subtypes have the same dynamics with cuttings as with grazings. They are the subtypes 1, 2, 3, 4, 10, 11, 13, 14, 15 (Tables 1 and 2, part I). The subtypes 1, 2, 3, 4 are composed of species the responses of which show a decreasing tendency over time; the main factor of decreasing is the scrub-clearing and cuttings in part I, the scrub-clearing and grazings in this part II. The subtypes 10, 11, 13, 14, 15 are composed of species

which show an increasing tendency with fertilization, the latter two especially increase with cuttings in part I, with grazings in part II.

The other species subtypes are composed of either rare or localized species (subtypes 6, 12) or species which variably react according to the treatments: cuttings or grazings. These subtypes are numbered 5, 7, 8 and 9 in part I, Tables 1 and 2. The subtype 5 decreases with cuttings if the level of fertilization is high; with rotational grazings, this subtype does not decrease; so, we can deduce that the fertilization is not too high with rotational grazing. The subtype 7 increases without fertilization if it is cut; with grazing, it is decreasing during the time, perhaps from the fertilization and faeces or from excessive grazings. The subtypes 8 and 9 increase with fertilization and cuttings; with rotational grazings, they decrease after a stability period for the subtype 9; so cuttings and grazings do not have the same effect on these species; for example, *Carex humilis* (subtype 9) well developed with cuttings is overgrazed.

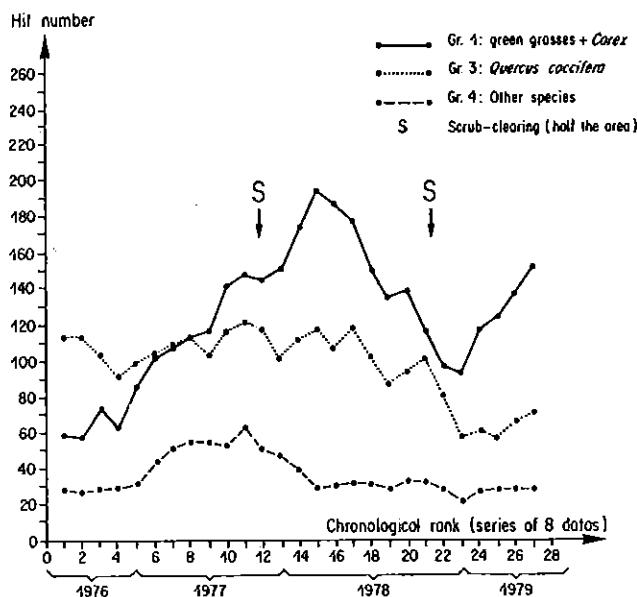


Figure 4: Quantitative dynamics of the species groups.

2.1.2. QUANTITATIVE STUDY OF THE SPECIES GROUPS

This study is made by the number of hits for the groups observed in the oesophageal samples. In Figure 4, the number of hits for the group 1 (green

grasses and *Carex*) increases ($\times 4$), except during the very dry 1978 summer-autumn. The group 3 (*Quercus coccifera*) shows a slight decrease, partially emphasized by repetitive scrub-clearings. The group 4 (other species) has a continuous low level. The group 2 is not represented because field measurements mainly vary according to seasons (annual species, often).

2.2. RELATIONSHIP BETWEEN THE NUMBER OF HITS AND THE INGESTED DRY MATTER

In Figure 5a, the I.D.M. per day (g/kg of life weight), concerning green *Poaceae* + *Carex*, allow to distinguish two periods, whatever the year:

- in spring, April and May with the I.D.M. values near 30 g.,
- the other months with the I.D.M. values around 15 g, specially in summer.

This result confirms that ewes eat more in the spring than in the other seasons, even if the physiological stadium is comparable.

Otherwise, there is a threshold effect of the hit number. Under 50 hits, the I.D.M. values are scattered. Above 50 hits, the I.D.M. values become closer and closer to 15 g. Beyond 150 hits, it seems that a superabundance threshold is reached. This indicates little feed variation between ewes when the species group is abundant and superabundant and the contrary when the group is not abundant, except in spring and during lactation.

In Figure 5b, the I.D.M. if dry *Poaceae* and *Carex* vary from near 20 g/day/kg to 1 g; they tend to diminish when the hit numbers increase; this also corresponds to the increases of green grasses which are preferably eaten by the ewes.

In Figure 5c, the I.D.M. of *Quercus coccifera* are below 5 g/day/kg of life weight, whatever the hit number, except when the I.D.M. of dry *Poaceae* and *Carex* are lower than the drawn curve with minus 6 g/day/ka; then, the I.D.M. of *Quercus* is between 5 and 10 g/day/kg. This corresponds to certain periods and years, between February and August; there would be a choice by ewes between dry grasses and *Quercus coccifera*.

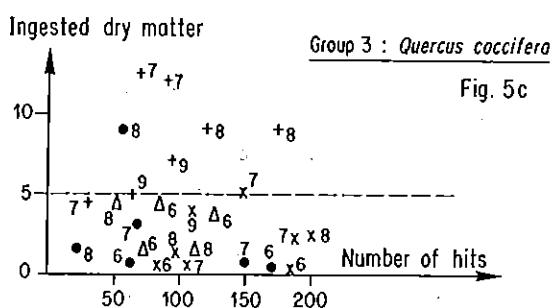
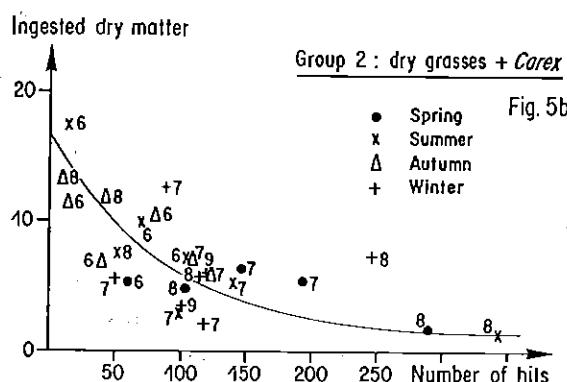
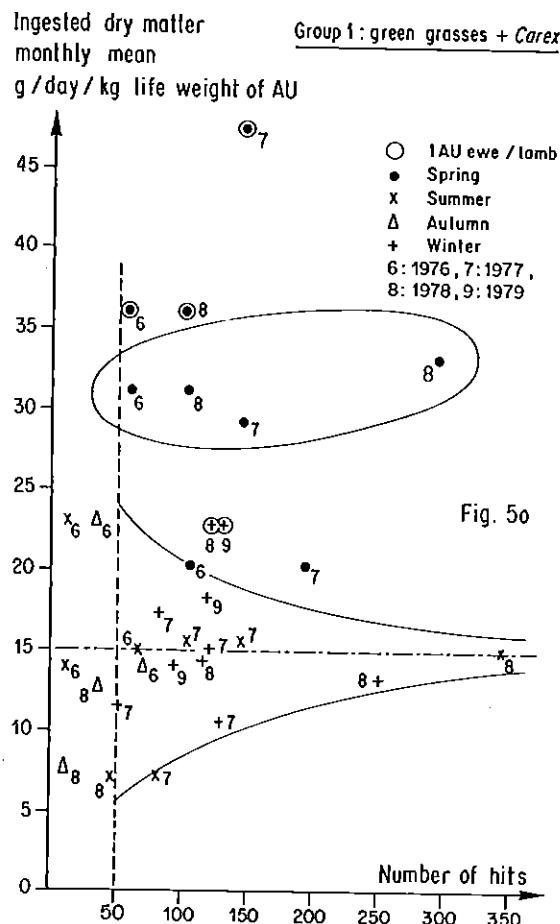


Figure 5: Relation between the vegetation (point-quadrat method) and the ingested dry matter (g/day/kg of live weight), according to the seasons and years, for three groups of species.

The I.D.M. of the other species (group 4) - not presented in detail here - is always below 5 g/day/kg of life weight except when the I.D.M. of green grasses (group 1) is very high or very low. Then the I.D.M. of the group 4 is between 5 to 10 g/day/kg of life weight. We can suppose that the species of both groups are ingested without choice when the I.D.M. of group 1 is high (in spring) and with choice when the I.D.M. of group 1 is low.

3. ABSTRACT

In a rangeland dominated by a scrubby formation (*Cocciferetum*), the vegetation evolution is studied under the effect of grazing, after scrub-clearing.

The survey of the animals' food behaviour (ovines) in connection with the vegetation phases allows to give prominence to certain aspects of the succession forms.

4. REFERENCES

BECHET, G., 1977: Evaluation de la qualité du régime et de la quantité de matière sèche ingérée par les brebis au pâturage. D.E.A. Nutrition, Faculté des Sciences de Clermont Ferrand et I.N.R.A. Theix.

HARRIS, L.E., 1968: Basic methods for range nutrition research in arid region. Honor lecture series, Utah State University, Logan.

LEFORT, V., 1980: Relations animal-végétal. Le comportement alimentaire des brebis sur garrigue. D.A.A. Agron. méditerranéenne, C.E.P.E. Louis Emberger et I.N.R.A., Montpellier: 61 p. + 21 Annexes.

THIAULT, M., M. PRUD'HON, G. REBOUL, G. BECHET, G. MOLENAT & M. THERIEZ, 1979: Amélioration pastorale de la garrigue. Xème j. du Grenier de Theix, I.N.R.A., Versailles: 375-396.

VAN DYNE, G.M., 1968: Measuring quantity and quality of the diet of large herbivores. Blackwell sci. publ.: Practical guide to the study of the productivity of large herbivores. Int. Biol. Prog., handbook n° 7, 5: 54-94.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Paule Ogereau-Poisonnet
Centre d'Etudes Phytosociologiques
et Ecologiques (C.E.P.E.)
Louis Emberger, C.N.R.S.
Route de Mende
B.P. 5051
F-34033 Montpellier-Cédex

Michel Thiault
Centre d'Etudes Phytosociologiques
et Ecologiques (C.E.P.E.)
Louis Emberger, C.N.R.S.
Route de Mende
B.P. 5051
F-34033 Montpellier-Cédex

SCHREIBER, Karl-Friedrich (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Douerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984.* Paderborn: Ferdinand Schöningh 1985, S. 199–212 (*Münstersche Geographische Arbeiten* 20)

Beobachtungen zur Vegetations- und Bodenentwicklung in Kalksteinbrüchen der Schwäbischen Alb

Peter Poschlod und Hermann Muhle

KEYWORDS

Limestone quarries, vegetation development, soil development, plant-communities.

ABSTRACT

Vegetation and soils of some limestone quarries on the Swabian Alb were investigated. Stages of different degrees of succession were found in used and disused quarries. Their plant communities were described. Stages of vegetation development were correlated to habitat and other environmental factors like pH, Nitrogen, Carbon and Carbonates. A scheme of succession for the quarry-floor is discussed.

1. EINLEITUNG

Steinbrüche prägen seit Ende des letzten Jahrhunderts zunehmend das Landschaftsbild der Schwäbischen Alb. Schon GRADMANN (1910) schreibt: "Berg und Tal sind leider heute nicht mehr sicher vor dem Abbau und der Einebnung". Aber er entgegnet auch: "Ein verlassener Steinbruch kann so malerisch wirken wie eine natürliche Felswand. Man muß ihn nur der Natur überlassen, die den Abraum schon begrünen wird". In diesem Sinne, nämlich, daß ein Steinbruch nicht nur eine Wunde in der Landschaft darstellt, sondern auch ein Refugium für die Natur, für gefährdete Arten und Vergesellschaftungen ist, wurde die natürliche Vegetationsentwicklung in Kalk- bzw. Zementmergelsteinbrüchen der Schwäbischen Alb untersucht. Unterschiedlich alte, stillgelegte Steinbrüche – der älteste seit 80 Jahren – und ruhende Teile von noch in Betrieb befindlichen Steinbrüchen standen zur Verfü-

gung. Neben vegetationskundlichen Fragen in Abhängigkeit von Standorten wie Sohle, Abraumhalde und Hang sollten auch solche, die die Bodenentwicklung betreffen, behandelt werden.

Die Arbeit wurde von Herrn Professor Weberling angeregt, der stetiger Diskussionspartner war und wenn notwendig, hilfreich zur Seite stand. Für die Erlaubnis, verschiedene Steinbrüche betreten zu dürfen, danken wir den Firmen SCHWENK Zement AG (Ulm) und HEIDELBERGER Zement AG (Blaubeuren) recht herzlich. Bei Feldarbeiten wurden wir von Fr. Marianne Brändle und Herrn Martin Rehrauer unterstützt.

2. METHODEN

Für die Taxonomie und Nomenklatur wurden bei den Phanerogamen die Darstellungen von ROTHMALER (1976) bei den Moosen von FRAHM & FREY (1983) und bei den Flechten von WIRTH (1980) zugrunde gelegt. Die pflanzensoziologischen Aufnahmen wurden mit der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) erarbeitet und zu Stetigkeitstabellen zusammengefaßt. Die Standortsangaben richten sich nach BENZLER et al. (1982). Die Bestimmung chemischer Kenngrößen des Bodens erfolgte nach Methoden in SCHLICHTING & BLUME (1966) und STEUBING (1965).

3. UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die untersuchten Steinbrüche liegen im Raum der mittleren Schwäbischen Alb: Ehingen (3), Schelklingen (2), Blaubeuren (3), Ulm (2), Heidenheim (3), Neuffen (1); Anzahl in Klammern.

Im südlichen Teil der mittleren Schwäbischen Alb fallen durchschnittlich 700 - 750 mm Niederschläge. Die jährlichen Temperaturschwankungen liegen zwischen 18 und 20°C Grad. Dem Klima haften schon deutlich kontinentale Züge an (Extremtemperaturen, ausgeprägter Sommerregentypus, manchmal recht schneearme Winter mit anhaltender östlicher Luftzufuhr).

In fast allen untersuchten Steinbrüchen wird bzw. wurde der Zementmergel (Weißjura ξ_2) abgebaut. Der Zementmergel ist ein Schüsselsediment mit einem hohen Ton- (6-10%) und Silikatanteil (15-25%). In einem Steinbruch wurden Plattenkalke des Weißjura ξ_1 mit niedrigem Tonanteil (1-2%), in einem anderen der sog. Brenztal-Oolith (Tonanteil ca. 5%) aus dem Weißjura ξ_2 abgebaut. Da die Standortsverhältnisse in diesen nach der Stilllegung fast die gleichen waren, wurden sie in die Untersuchungen mit einbezogen.

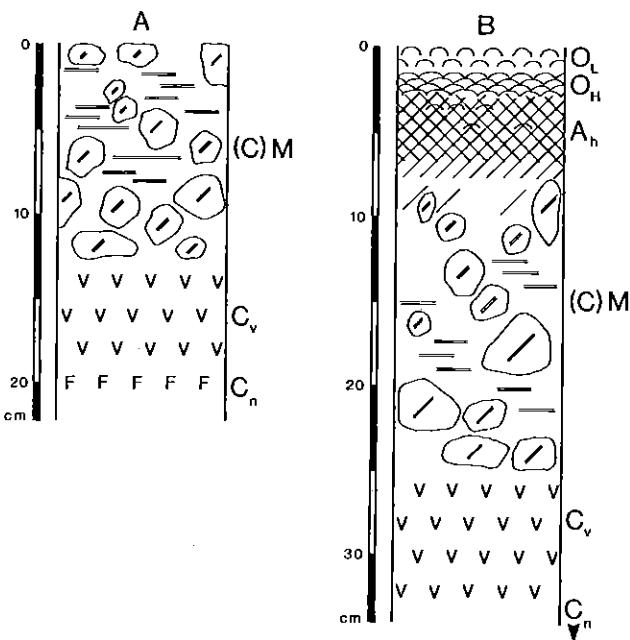


Abb. 1: Horizontabfolge (nach Signaturen in SCAMONI 1963, S. 98-99).

- A = Kalkrohboden der Sohle nach der Stilllegung (Gerhausen)
- B = Entwicklungsstadium nach 50 Jahren (Sotzenhausen)
- v = verwittertes Grundgestein, f = festes Grundgestein

Die Flora und Vegetation der Schwäbischen Alb wurden schon ausführlich (KUHN 1937, GRADMANN 1950) dargestellt. Weitere pflanzensoziologischen Angaben finden sich in OBERDORFER (1957, 1977, 1978, 1983) und MÜLLER (1962, 1975, 1980).

4. DER STEINBRUCH

4.1. Die Lebensräume im Steinbruch

Sohle: Alle Übergänge zwischen Skelettböden und staunassen Bereichen kommen vor.

Hänge: Aktiv, rutschend, ruhend - wir finden alle drei Möglichkeiten der Beweglichkeit eines Hanges. Grus-, Grob- bzw. Blockschutt und die jeweiligen Expositionen schaffen die vielfältigsten Standortsbedingungen.

Steilwände und Felssimse: Solche Standorte sind nur im Bereich der überlagernden Bankkalke besiedelbar. Im Bereich der Zementmergel wird eine Ansiedlung durch die schnelle Verwitterung des Gesteins verhindert.

Flache Abraumhalden: Die Oberfläche der Abraumhalden bietet den skelettreichsten, aber tiefgründigsten Boden.

Zwischenplateaus: Sie bieten die gleichen Standortsbedingungen wie die Sohle, staunasse Zonen treten fast nie auf.

Hanggrund: Der Hanggrund ist im Bereich der Sohle der Standort mit dem tiefgründigsten Boden (kolluviale Einschwemmungen)..

Hangkante bzw. Steilwandkante: An solchen exponierten Stellen kommt es gelegentlich zu einer Häufung thermophiler Elemente.

4.2. DER BODEN

4.2.1. HORIZONTABFOLGE

Bei der Bodenbildung in Steinbrüchen sind mehrere Faktorenkomplexe wirksam. Auf die Sohle mit noch unverwittertem bzw. schon angewittertem Grundgestein wird ein Horizont (M-Horizont des Kolluviums) aufgelagert, der von den umgebenden Wänden bzw. Hängen eingespült wird. Gelegentlich kommt es während des Abbaus durch die Ablagerung von nicht verwertbarem Material zu einer Bodenumlagerung (Y-Horizont). Die durchschnittliche Höhe des M-Horizontes beträgt 15 (20) cm. Die wesentliche Durchwurzelung findet in diesem sehr flachgründigen Horizont statt. Der auf solche Weise entstandene Boden entspricht einem Kalkstein-Syrosem (MÜCKENHAUSEN 1977). Auch wenn ein Eintrag aus den umgebenden Wänden oder Hängen durch nachwitterndes, herabgeschwemmtes Material erfolgt, kann dieser Zustand bestehen bleiben. Vor allem am Fuße von Steilwänden bzw. -hängen entstehen dann durch periodische Einschwemmungen typisch geschichtete Böden, die nach Jahrzehnten noch die gleichen Standortsbedingungen bieten. An einigen

Stellen kann man auf skelettreichen Böden sogar die Ablagerung von Tonhäutchen beobachten.

Das Ausgangsmaterial des Kolluviums entspricht in seiner Bodenart lehmigem Sand bis tonigem Lehm, bei entsprechend hohem Tongehalt lehmigem Ton bis reinem Ton. Der Skelettanteil ist sehr unterschiedlich. Die Tonböden in flachen Senken sind fast skelettlos, die Lehmböden schwach bis stark steinig.

An bestimmten Stellen, an denen sich kein M-Horizont auflagert, sind die Pionierpflanzen auf Gesteinsspalten und -verwitterung angewiesen. Die Verwitterungsgeschwindigkeit nimmt mit zunehmendem Tongehalt zu.

Die skelettlosen Tonböden in den Flachsenken sind in gequollenem Zustand wasserundurchlässig, da der Boden durch den hohen Kolloidgehalt bei Befeuchtung aufquillt. So können sich dort bei entsprechendem Wassereintrag aus Oberflächenablauf und Quellhorizonten Flachwassertümpel bilden. Da die großen tonigen Aggregate die Luftzirkulation, Quellung und Schrumpfung das Wurzelwachstum behindern, werden solche Stellen, wenn überhaupt, nur von helomorphen, ausläuferbildenden Arten besiedelt.

Die Entwicklung der Bodenhorizontabfolge der Sohle wird wahrscheinlich zu einem Rendzina-Boden hin verlaufen (Dr. PERTSCH mündl.). Die Oberfläche der Abraumhalden und die Hänge besitzen im Gegensatz zur Sohle einen sehr tiefgründigen Boden. Die Abraumhalden besitzen meist einen sehr hohen Skelettanteil und bauen stark steinige bis Skelett-Böden auf.

Die Hangböden können sehr unterschiedlich ausgebildet sein. Mit hohem Feinerdeanteil entwickeln sich Feinschutthänge (Zementmergelverwitterung), oder, wenn die Hänge skelettreich sind, finden sich Grob- bzw. Blockschutthänge (Kalkgesteinverwitterung der die Zementmergel überlagernden Bankkalke). Meist gliedern sich die beiden zuletzt genannten Hänge in zwei Horizonte, den fast feinerdefreien Schuttmantel (oben) und den darunter liegenden, feinerdichten Teil. Die Schutthänge zeigen eine unterschiedliche Beweglichkeit. Wir haben sowohl ruhende Abraumhalden, als auch je nach Böschungswinkel rutschende Bereiche und aktive Gesteinsschutthalden unterhalb verwitternder Steilwände. Die aktiven Schutthalden zeigen von oben nach unten eine Gliederung – der obere an die Wand stoßende Teil besitzt einen geringen Skelettanteil, nach unten nimmt der Skelettanteil und dessen Größe immer mehr zu, so daß es zu einer Gesteinssortierung kommt.

Die Hangbewegung ist aber nicht nur vom Neigungswinkel, sondern auch vom Ton- bzw. Schluffgehalt, überhaupt vom Körnungsspektrum und vom Grad der Wassersättigung des Substrats abhängig (DUTHWEILER 1966, 1974; KÖSEOGLU 1970).

4.2.2. CHEMISCHE KENNGRÖSSEN DES BODENS

Da Boden- und Vegetationsentwicklung im Sukzessionsverlauf in dauernder Wechselwirkung stehen (BRAUN-BLANQUET 1964), wurden auch einige typische chemische Kenngrößen in die Untersuchungen miteinbezogen. Im Vordergrund stand dabei die Frage, ob nach einer bestimmten Zeit und entsprechender Vegetationsentwicklung eine Zunahme des Humus- und Stickstoffgehaltes des Kalkrohdbodens festzustellen ist. Die Ausgangswerte eines typischen Kalkrohdbodens der Sohle (obere 5 Zentimeter) mit tonig-lehmiger Feinerde sind:

pH 8,3 (in H_2O), 7,5 (in KCl); %C 0,38; %N 0,02; %CaCO₃ 80.

Die pH-Werte verlaufen im Altersgradienten gering absteigend (bis 7,9 in H_2O , 6,9 in KCl in den oberen 5 Zentimetern nach ca. fünfzig Jahren). Die Unterschiede betragen aber in Jahrzehnte älteren Steinbrüchen oft nicht einmal einen halben pH-Wert, der in dem natürlichen Schwankungsbereich enthalten sein kann.

Solange die ruderalen bzw. Trockenrasen-Stadien bestehen bleiben, ist keine nennenswerte Zunahme der organischen Substanz zu verzeichnen (Abb. 2). Erst im beginnenden Waldstadium finden wir eine starke Zunahme durch entsprechende Humusbildung in den oberen 5 Zentimetern (Abb. 3), in den unteren 5-10 Zentimetern dagegen eine sehr geringe (in der Bodenart noch dem ursprünglichen Rohboden vergleichbar, siehe auch Abb. 1).

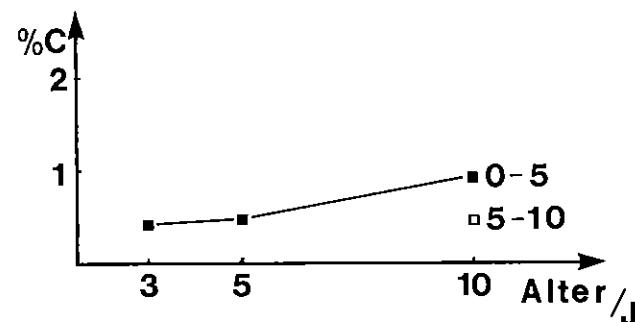


Abb. 2: Änderung des Gesamt C-Gehaltes in zwei Horizonten (0-5, 5-10 cm) in unterschiedlich alten Poo-Tussiloggineo-Gesellschaften auf mittelsteinigen Böden (Gerhausen).

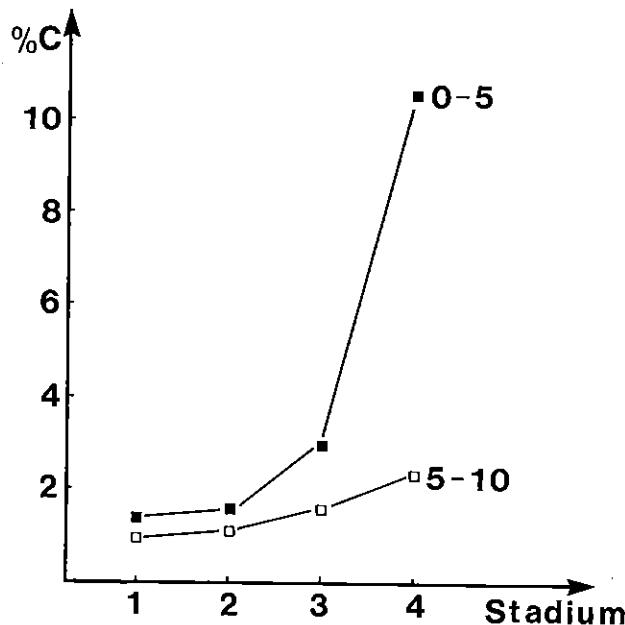


Abb. 3: Änderung des Gesamt C-Gehaltes in zwei Horizonten (0-5, 5-10 cm) in unterschiedlichen Entwicklungsstadien in einem ca. 50 Jahre alten Steinbruch (Sotzenhausen).

- 1 = Lückiger Kalkhalbtrockenrasen (25-40% Gesamtbedeckung)
- 2 = Fast geschlossener Kalkhalbtrockenrasen (75-80% Gesamtbedeckung)
- 3 = Geschlossener Halbtrockenrasen mit lockrem 5-20 Jahre altem Kiefernbewuchs
- 4 = Lückiger Kiefernwald mit von *Brachypodium pinnatum* dominierter Krautschicht.

Der Boden entspricht in seinem Anfangsstadium einem fast stickstofffreien Rohboden (Abb. 4). Bei der weiteren Entwicklung gilt das gleiche wie für die organische Bodensubstanz (Abb. 5). Die etwas höheren Werte in älteren ruderalen Gesellschaften beruhen wahrscheinlich auf einem in diesem Stadium hohen Anteil an Leguminosen wie *Lotus corniculatus* (USHER 1979). Auf wechselfeuchten Standorten tragen sicher nicht in unwesentlichem Maße Blaualgen, besonders *Nostoc*-Arten (VLASSAK et al. in ELLENBERG 1978) zur zusätzlichen Stickstofffixierung bei.

Mit zunehmendem Alter der Flächen erfolgt eine Kalkauswaschung. Der Kalkanteil der Feinerde beträgt in den ältesten Steinbrüchen zwischen 40 und 50%. Einige Kryptogamen (*Cephalozia bicuspidata*, *Cephalozielia divaricata*) weisen auch auf eine lokale, oberflächliche Versauerung hin.

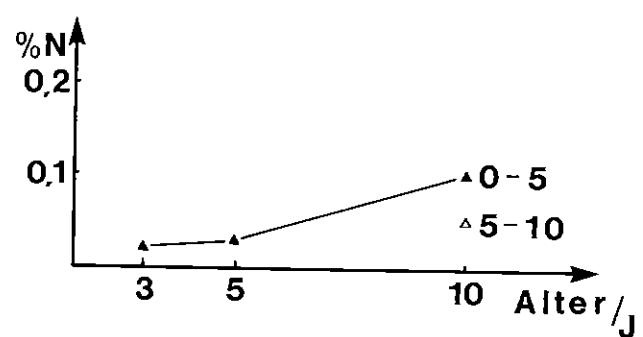


Abb. 4: Änderung des Gesamt-Stickstoffgehaltes in zwei Horizonten (0-5, 5-10 cm) in unterschiedlich alten Poo-Tussilaginetea-Gesellschaften auf mittelsteinigen Böden (Gerhausen).

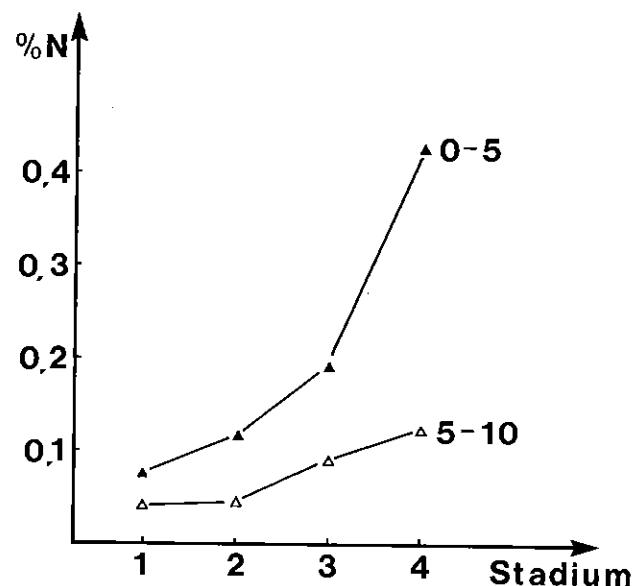


Abb. 5: Änderung des Gesamtstickstoffgehaltes in zwei Horizonten (0-5, 5-10 cm) in unterschiedlichen Entwicklungsstadien (s. Abb. 3) in einem ca. 50 Jahre alten Steinbruch (Sotzenhausen).

4.3. VEGETATION

4.3.1. PIONIERGESELLSCHAFTEN DER SOHLE

Tab. 1: Pioniergesellschaften der Sohle:

Poo-Tussilaginetum farfarae TX. 31
Echio-Melilotetum TX. 42
Galeopsietum angustifoliae (LIBB. 38) BUK. 42
Agrostis stolonifera-Gesellschaft
Carex flacca-Gesellschaft
Eleocharis palustris-Gesellschaft
Phragmites communis-Gesellschaft
Typha angustifolia-Gesellschaft
Typha latifolia-Gesellschaft
Zannichellia palustris-Gesellschaft

Poo-Tussilaginetum farfarae TX 31: Diese Gesellschaft siedelt auf stark bis schwach steinigen, trockenen bis wechseltrockenen, auch schwach wechselfeuchten Böden. Bei zunehmendem Feinerde- und Tongehalt der Böden und damit gelegentlicher Staufeuchte erfolgt eine Artenverarmung und eine Zunahme des Deckungsgrades von *Poa compressa*. Die floristische Zusammensetzung ist nicht immer gleichförmig, nicht nur, weil sie eine ausgesprochene Pionierassoziation ist (MÜLLER in OBERDORFER 1983), sondern auch, weil der Standort vom Wasserhaushalt her durch unterschiedliches Körnungsspektrum des Bodens kleinflächig variabel ist. Neben den Charakterarten *Poa compressa* und *Tussilago farfara* sind *Phleum pratense*, *Daucus carota*, *Lotus corniculatus* und *Plantago lanceolata* hochstet. Die Gesellschaft kommt häufig verzahnt mit Artenkombinationen des *Echio-Melilotetum* und *Galeopsietum angustifoliae* auf trockenen, skelettreichen Böden vor, auf stark wechselfeuchten und gelegentlich staunassen Böden mit geringem Skelettanteil auch angrenzend zur *Agrostis stolonifera*- und *Carex flacca*-Gesellschaft. Lassen es die Standortsbedingungen mit nicht zu staufeuchten Böden zu, wird diese Gesellschaft von einem Halbtrockenrasen abgelöst.

Echio-Melilotetum TX 42: Diese Gesellschaft ist in den Steinbrüchen mit dem *Poo-Tussilaginetum farfarae* oft eng verzahnt. Sie kommt vor allem auf stark steinigen, stellenweise leicht verdichteten Böden vor. Neben den Kennarten *Echium vulgare* und *Melilotus alba* treten hier besonders *Melilotus officinalis*, *Cichorium intybus* und *Hieracium piloselloides* als charakteristische Arten auf. Die Klassencharakterarten (*Artemisietea vulgaris*) sind nie vorhanden (MÜLLER in OBERDORFER 1983), was auf die Nährstoffarmut der Böden zurückzuführen ist. Auf mehr lehmigen Standorten, an denen Nährstoffeinträge von außen in der Nähe des Hanggrundes nicht ausgeschlossen werden können, zeigen sich Anklänge an das *Douco-Picridetum hieracioides* GÖRS 66. Hier tritt die Kennart *Picris hieracioides* in großen Beständen auf. Welche Entwicklung die Gesellschaft nimmt, kann nicht mit Sicherheit gesagt werden, da bis jetzt keine Folgestadien zur Verfügung standen. Nach MÜLLER (in OBERDORFER 1983) sollen sich im Laufe der Zeit entweder rudrale Halbtrockenrasen des Verbandes *Convolvulo-Agropyron* oder Gebüsche ausbilden.

Galeopsietum angustifoliae (LIBB. 38) BÜK. 42: Standörtlich findet sich diese Gesellschaft auf Skelettböden mit einem bestimmten Anteil an Feinerde, meist auf überlagernder Grobschuttsschicht über feinerdehaltigem Schutthorizont. Zahlreiche trockenheitsertragende Arten der vorher genannten Gesellschaften

dringen hier ein. Charakteristisch sind neben *Galeopsis angustifolia* die Therophyten *Chaenorhinum minus*, *Lepidium campestre* (stellenweise auch auf Tonböden) und *Teucrium botrys*. Bei ungestörter Entwicklung entstehen im Laufe der Zeit eine *Vincentoxicum hirundinaria*-Gesellschaft oder Gesellschaften mit Anklängen an das *Xerobromion*.

Agrostis stolonifera-, Carex flacca-Gesellschaft: Diese Gesellschaften leiten vom *Poo-Tussilaginetum farfarae* zu den extrem wechselfeuchten, gelegentlich staunassen Böden über. Diese Böden sind schwach steinig, die Feinerde besitzt einen hohen Tongehalt. Die erste Gesellschaft breitet sich vor allem an beschatteten (Steilwandnähe) oder an solchen Standorten aus, die keinen zu hohen Austrocknungsgrad aufweisen. Stellenweise tritt *Agrostis stolonifera* bestandsbildend auf und breitet sich dann nur vegetativ aus. Vergleichbar ist sie mit der von OBERDORFER (1983) angegebenen *Agrostis stolonifera-Potentilla onserina*-Gesellschaft. Bei erkennbarem Nährstoffeinfluß von außen breitet sich in dieser Gesellschaft *Ranunculus repens* stärker aus. Die letztere Gesellschaft siedelt auf den stark besonnten, gelegentlich völlig austrocknenden, wechselfeuchten Böden der Sohle. Charakteristische Zeiger sind *Plantago major* ssp. *major*, *Epilobium adnatum*, *E. hirsutum*, *E. parviflorum*, *Leontodon autumnalis*, *Prunella grandiflora* und *Juncus articulatus*. Ändern sich die Standortsbedingungen nicht, so können beide Gesellschaften in Weidengebüsche übergehen, die letztere kann aber länger bestehen bleiben. Entwickeln sich die benachbarten Pioniergesellschaften dann zu Halbtrockenrasen weiter, so können von dort einige Wechselfeuchte ertragende Arten wie *Briza media*, *Centaurea jacea* (besonders ssp. *subjacea*), *Leontodon hispidus*, *Linum catharticum* u.a. eindringen. Bleibt ein dauernder Wassereintrag durch angeschnittene Quellhorizonte bestehen, so kann aus dieser Gesellschaft in seltenen Fällen ein Kalkumpf unter Vorausschaltung moosreicher Initialstadien entstehen.

Gesellschaften nasser Standorte: In den Flachwassertümpeln oder den Flachwasserbereichen der tieferen Tümpel bis 20 (30) cm Wassertiefe finden wir auf den kolluvialen, reinen Tonböden die *Eleocharis palustris*-Gesellschaft (PHILIPPI in OBERDORFER 1977), die meist nur aus der Kennart selbst besteht. Gelegentliche Begleiter können *Equisetum palustre*, *Juncus articulatus* und *Alisma plantago-aquatica* sein. Nur an solchen Stellen, die Vogelbesuch aufweisen, können weitere Pionierarten auftreten. Die Flachwasserbereiche dürfen nicht zu starker und zeitlich zu langer Austrocknung unterliegen.

Die *Phragmites communis*- (*Phragmitetum communis* SCHMALE 39), die *Typha angustifolia*- (*Typhetum angustifoliae* PIGN. 53) und die *Typha latifolia*-Gesellschaft (*Typhetum latifolioe* G. LANG 73) bilden im Randbereich und stellenweise in den Flachwasserbereichen der Tümpel ausgedehnte Bestände. Sie sind meist monodominante Gesellschaften. Aufgrund ihrer vegetativen Ausbreitungsmöglichkeiten besitzen die Charakterarten die Fähigkeit zur Bestandsbildung auf den reinen Tonböden. In den Grenzbereichen der Flachwassertümpel, die praktisch nie austrocknen, siedelt gelegentlich die *Zannichellia palustris*-Gesellschaft (*Zannichelliagetum palustris* LANG 67).

Die Gesellschaften der nassen Standorte bleiben bestehen, solange keine tiefgründigen Standortsveränderungen auftreten. Extreme Trockenjahre (1983) scheinen keine größeren Auswirkungen zu haben. Ihren Nährstoffverhältnissen nach sind die Gewässer oligotroph. Es kann nicht immer ausgeschlossen werden, daß gelegentlich Nährstoffeinträge auftreten.

4.3.2. FOLGESELLSCHAFTEN DER SOHLE

Tab. 2: Folgegesellschaften der Sohle:

Mesobrometum BR.-BL. ap. SCHERR. 25
Gentiano-Koelerietum KNAPP 42 ex BORNK. 60
Cirsio tuberosi-Molinietum arundinaceae OBERD. et PHIL.
 ex GÖRS 74
Caricetum davallianae DUTOIT 24 em. GÖRS 63
 Weidengebüsche

Mesobrometum BR.-BL. ap. SCHERR. 25, *Gentiano-Koelerietum* KNAPP 42 ex BORNK. 60: Beide Ausbildungen von Trockenrasen sind auf der Sohle zu finden, ohne daß irgendwelche anthropogenen Einflüsse (Mahd, Beweidung) vorhanden sind.

Das *Mesobrometum* zeichnet sich durch einen hohen Deckungsgrad von *Bromus erectus* und Orchideenreichtum, besonders *Orchis militaris*, *Ophrys insectifera*, gelegentlich auch *Orchis mascula* und *Ophrys apifera* aus. Es gedeiht vor allem auf den stärker steinigen und besonnten Flächen. Den trockenen Charakter unterstreichen *Globularia elongata* (im ganzen Untersuchungsgebiet) und *Linum tenuifolium* (Blaatal, Schmiechtal). Stellenweise treten auch Massenbestände von *Gentiana verna* in diesen Mesobrometen auf.

Im Gegensatz dazu finden wir an schattigeren und in Bezug auf den Wasserhaushalt ausgeglicheneren Stand-

orten die Ausprägung zum *Gentiano-Koelerietum* mit hohem Anteil an *Brachypodium pinnatum* und der Kennart *Gentianella ciliata*. Meist kommt diese Gesellschaft deshalb im Bereich des Hanggrundes, bevorzugt auf den feinen, zementmergeligen Böden vor. Kennzeichnend für etwas mesophilere Standortsbedingungen sind die oft großen Bestände von *Gymnadenia conopsea*.

Beide Gesellschaften beherbergen meist von Beginn an Arten des *Trifolion medii*, die stellenweise schon in Pionierstadien auftreten, so z. B. *Hypericum perforatum*. Mit der Zeit wandert das *Trifolio-Agrimonetum eupatoriae* (MÜLLER in OBERDORFER 1978) immer mehr in die Halbtrockenrasen ein. Typische Arten sind unter anderem *Agrimonia eupatoria*, *Aster amellus*, *Bupthalmum salicifolium*, *Coronilla varia*, *Gallium verum*, *Medicago falcata* und besonders *Trifolium medium*, das hier eine starke Ausbreitung erfährt. Mit zunehmender Beschattung durch eintretende Verbuschung, vor allem mit *Juniperus communis*, und Eindringen der Kiefer in das *Mesobrometum* verschiebt sich die von *Bromus erectus* beherrschte Gesellschaft immer mehr zu einer von *Brachypodium pinnatum* dominierten.

Weidengebüsche: Weidengebüsche sind die Folgegesellschaft der *Agrostis stolonifera*- und *Carex flacca*-Gesellschaften. Dort herrschen vom Wasserhaushalt her die besten Keimungsbedingungen. Gelegentlich treten Weiden auch im *Poo-Tussilaginetum farfarae* auf, meist jedoch nur auf den artenarmen, gelegentlich staunassen Böden. Beim Austrocknen von Flachwassertümpeln kann es in der Trockenperiode plötzlich zu einer Massenkeimung von *Salices* kommen, die bei wieder zunehmendem Wasserstau meist absterben. Im Randbereich bleiben sie dagegen oft bestehen.

Wir finden die Weidengebüsche in einer feuchten Ausbildung, in der fast nur *Salices* vorherrschen - die häufigsten Arten sind *Salix alba*, *S. caprea*, *S. cinerea*, *S. eleagnos*, *S. myrsinifolia* und *S. purpurea* - und in einer trockenen, in der Arten der Pioniergebüsche wie *Cornus sanguinea*, *Frangula alnus*, *Juniperus communis* und *Viburnum lantana* auftreten. Möglicherweise verlieren auch die staunassen Böden ihren Charakter mit der zunehmenden Auflockerung des Bodens durch die flachstreichenden Wurzeln der Weiden. In der Krautschicht bleiben die Vertreter der Pioniergegesellschaften erhalten. Arten mit ruderalem Charakter werden aber zunehmend durch konkurrenzstärkere, streßtolerante Arten (GRIME 1979) zurückgedrängt.

Cirsio tuberosi-Molinietum arundinaceae OBERD. et PHIL. ex GÖRS 74: Die Gesellschaft präsentiert sich in der trockenen, *Bromus erectus*-reichen Ausbildung

und war nur einmal als eine Übergangsgesellschaft vom Halbtrockenrasen zum Kalksumpf vertreten. Neben den beiden Kennarten breitet sich besonders *Tofieldia calyculata* aus, die in den trockenen Randbereichen (Halbtrockenrasen) ihr Optimum besitzt. Da stellenweise auch *Gentianella ciliata* auftritt, und *Brachypodium pinnatum* in etwa denselben Deckungsgrad wie *Bromus erectus* aufweist, zeigt die Artenkombination Verwandtschaft zum *Gentiano-Koelerietum cirsietosum tuberosi*. Der Standort, auf dem die Gesellschaft siedelt, ist der praktisch nie überschwemmte Randbereich des Kalksumpfes. Die Bodenart ist der Zementmergelton. Der Standort kann oft völlig trocken sein.

Caricetum davallianae DUTOIT 24 em. GÖRS 63: Das *Caricetum davallianae* wird immer über moosreiche Initialgesellschaften eingeleitet. Voraussetzung ist ein staunasser Boden mit hohem Tongehalt in der oberen Bodenschicht, der durch angeschnittene Quellhorizonte ständig mit Wasser versorgt wird. Die Initialstadien sind vor allem durch den hohen Deckungsgrad von *Drepanocladus aduncus* gekennzeichnet. Daneben tritt *Bryum pseudotriquetrum* als hochsteter Begleiter auf, das auch häufig in den Pionierstadien an schattigen, nordexponierten Überhängen (Aufschüttungen, Fahrtrinnen) zu finden ist. Typische Vertreter der Krautschicht sind *Deschampsia cespitosa*, *Juncus articulatus* und *Prunella grandiflora*. Das *Caricetum davallianae* wurde auf der mittleren Schwäbischen Alb bisher nur einmal in Steinbrüchen (Blauer Steinbruch, Ehingen) nachgewiesen. Die Gesellschaft zeichnet sich am Beginn durch Artenarmut aus, in die erst nach und nach typische Kalkflachmoorvertreter eindringen. Im Blauen Steinbruch siedelt es auf einer ca. 15-20 cm dicken Zementmergeltonsschicht. *Eriophorum angustifolium* (in Schlenkenbereichen), *Eriophorum latifolium* (auf über den Wasserspiegel erhobenen Bereichen), *Carex flacca* und *Carex panicea* besitzen den höchsten Deckungsgrad. *Carex davalliana* breitet sich von einer Stelle nur langsam aus. Als typischer Moosvertreter kam bisher nur *Cratoneuron filicinum* hinzu. Wie die Weiterentwicklung dieser Gesellschaft verläuft, lässt sich nur schlecht abschätzen. Möglicherweise breitet sich der an einer Stelle vorkommende *Phragmites communis*-Bestand stärker aus, oder es erfolgt eine Verbuschung (*Betula pubescens*, *Rhamnus alnus*, *Salices*). Vielleicht bleibt es auch wegen der extremen Bodenverhältnisse bestehen.

4.3.3. VORLÄUFIGE ENDGESELLSCHAFTEN DER SOHLE

Pinus sylvestris-Brachypodium pinnatum-Gesellschaft: Die Gesellschaften der Halbtrockenrasen entwickeln sich

in fast allen Fällen – solange die Kiefer in der Umgebung vorhanden ist (SCHMIDT 1918, gibt als mittlerer Verbreitungsdistanz 150 m an) – zu von Kiefern dominierten Gesellschaften. Die Fichte dringt zwar auch ein, entwickelt sich aber in diesem Stadium bei weitem nicht so gut und erfährt keine so starke Ausbreitung wie die Kiefer. Die Kieferngesellschaften sind relativ licht. Deshalb bleibt der Strauchbestand, der schon in die Halbtrockenrasen eingedrungen ist, vorläufig bestehen. Stellenweise breiten sich unter den Kiefern (Vogelverbreitung!) Strauchbestände des *Berberidion* aus. Auffallend ist, daß erst bei diesen mesophileren Bedingungen *Brachypodium pinnatum* dominiert, das oft Deckungsgrade über 50% (bis 80%) erreicht. Neben Arten der *Festuco-Brometea*, die mit der Zeit immer mehr verdrängt werden, erfahren die Saumarten der *Trifolio-Geranietea* hier ihre höchste Ausbreitung. Als typische Arten der Krautschicht sind noch die Pyrolaceen (*Moneses uniflora*, *Orthilia secunda*, *Pyrola rotundifolia*, *Monotropa hypopitys*) zu nennen. Gelegentlich finden wir auch *Goodyera repens* und *Crepis alpestris*.

In etwa gleicht die Artenkombination den von MÜLLER (1980) beschriebenen "natürlichen" Kiefernwäldern (*Coronillo-Pinetum*, *Cytiso-Pinetum*) der Schwäbischen Alb. Die beiden Kennarten *Cytisus nigricans* und *Coronilla vaginalis* kommen im Untersuchungsgebiet vor, wobei letztere im Raum Ulm die Ostgrenze ihrer Verbreitung auf der Schwäbischen Alb erreicht.

4.3.4. PIONIER- UND FOLGEGESELLSCHAFTEN ANDERER LEBENS RÄUME

Die Gesellschaften der Hänge sind im Gegensatz zu denen der Sohle pflanzensoziologisch schwer einzurichten. Die Heterogenität des Mikroreliefs, des engen Nebeneinander von unterschiedlichen Standortsbedingungen sind neben der 'Aktivität' die dafür verantwortlichen Faktoren. Oft sind aktive bzw. rutschende Hänge nach 80 Jahren noch spärlich besiedelt.

Tussilago farfara ist die Pionierart der Hänge schlechthin: Seien es die typischen, rutschenden Zementmergelhänge, die feinerdereichen oberen Teile der an die Steilwand grenzenden Grob- und Blockschutthänge oder die feinerdearmen Schutthänge selbst. Aufgrund der Art ihrer Verbreitung (pogonochor, LUFTENSTEINER 1982), ihrer Möglichkeit vegetativer Ausbreitung durch unterirdische Ausläufer und des Wurzelbildes (Tiefwurzler, bis 1 m, ELLENBERG 1950 und OBERDORFER 1979) bietet sie auch die besten Voraussetzungen. Auf den Zementmergelhängen zeichnet sie

Tab. 3: Stetigkeitstabelle aus Aufnahmen der wichtigsten Entwicklungs- und Übergangsstadien der Sohle auf trockenen bis leicht wechselfeuchten Böden.

Stadium			1	2	3	4	5	
Zahl der Aufnahmen			10	8	10	12	13	
Alter der Flächen			0-15	10-25	30-50	40-80	40-80	
Baumschicht:								
LF	VB	SO						
MP	AN	P	<i>Pinus sylvestris</i>	I	I	II	IV	V
MP	AN	VP	<i>Picea abies</i>	I	II	II	I	III
MP	AN	FA	<i>Acer pseudoplatanus</i>	I	I	I	III	II
NP	AN	EA	<i>Salix caprea</i>	I	III	I		I
Strauchsicht:								
NP	ZN	N	<i>Juniperus communis</i>			II	III	II
NP	ZN	AL	<i>Frangula alnus</i>		I	II	III	
NP	ZN	PR	<i>Cornus sanguinea</i>			II	IV	
NP	ZN	QF	<i>Viburnum lantana</i>			II	IV	
NP	ZN	QF	<i>Ligustrum vulgare</i>			I	II	
Krautschicht:								
HS	AN	TH	<i>Hieracium piloselloides</i>	III				
HS	ZP	MA	<i>Daucus carota</i>	V	V			I
HC	AZ	MA	<i>Phleum pratense</i>	V	V			
HS	AN	CH	<i>Picris hieracioides</i>	III	IV			
HC	AN	MA	<i>Dactylis glomerata</i>	III	III			
HS	AN	MA	<i>Leontodon autumnalis</i>	III	II			
HC	AN	PL	<i>Lolium perenne</i>	III	II			
TA	AN	CH	<i>Tripleurospermum marit. ssp. in.</i>	III	II			
HS	ZP	CH	<i>Echium vulgare</i>	III	I			
TB	AU	AT	<i>Melilotus albus</i>	III	I			
HS	AN	MA	<i>Trifolium pratense</i>	III	I			
HS	AN	CH	<i>Cichorium intybus</i>	II	II			
HC	AN	MA	<i>Arrhenatherum elatius</i>	I	IV		I	
HR	AN	AG	<i>Poa compressa</i>	V	V	I		
GK	AN	AT	<i>Tussilago farfara</i>	IV	III	I		
HS	AN	TG	<i>Hypericum perforatum</i>	III	IV	I		
TA	AN	MA	<i>Linum catharticum</i>	III	II	III		I
TA	AN	FB	<i>Medicago lupulina</i>	III	I	I		I
HR	AN	MA	<i>Agrostis gigantea</i>	II	III	II		
TB	AN	FB	<i>Erigeron acris</i>	II	III	I		
HR	AZ	MA	<i>Plantago lanceolata</i>	IV	IV	I	I	
HS	AU	MA	<i>Lotus corniculatus</i>	IV	V	III	II	IV
HS	AN	MA	<i>Taraxacum officinale</i>	III	III	I	II	III
HR	AN	NC	<i>Hieracium pilosella</i>	II	II	I	I	I
HS	AN	FA	<i>Hieracium murorum</i>	I	IV	I	III	II
GR	AN	N	<i>Carex flacca</i>	I	II	V	V	III
HR	AU	FB	<i>Prunella grandiflora</i>	I	II	IV	III	I
HS	AN	TG	<i>Trifolium medium</i>	I	I	I	II	II
HS	ZP	TG	<i>Agrimonia eupatoria</i>	I		I	I	II
HS	AN	FB	<i>Senecio erucifolius</i>	II	I			
HS	AN	FB	<i>Scabiosa columbaria</i>	I		III		
HS	BA	MA	<i>Centaurea jacea ssp. subjacea</i>	III	III	I		
CS	AN	FB	<i>Ononis spinosa agg.</i>	I		III	I	
HS	AN	TG	<i>Bupthalmum salicifolium</i>	I	II	I		
HS	AN	FB	<i>Potentilla tabernaemontani</i>	I	II	I		
HC	AN	FD	<i>Bromus erectus</i>	IV	V	IV		II
HS	AN	FB	<i>Sanguisorba minor</i>	III	III	IV		IV
CH	AN	TG	<i>Origanum vulgare</i>	III	I	I		II
HC	AN	FD	<i>Festuca ovina</i>	I	V	III		I
GR	AN	FB	<i>Brachypodium pinnatum</i>	II	IV	IV		V
HS	AN	FB	<i>Anthyllis vulneraria</i>	II	I	I		I
HC	AN	FB	<i>Koeleria cristata</i>	I	II	III		II
HR	AU	FB	<i>Euphorbia cyparissias</i>	I	II	II		II
IIS	AZ	FB	<i>Plantago media</i>	I	II	II		I
HS	AN	TG	<i>Medicago falcata</i>	I		IV		II
CS	AN	FB	<i>Thymus pulegioides</i>	II				
HS	AN	FB	<i>Globularia elongata</i>	III		II		
HS	AN	FB	<i>Pimpinella saxifraga</i>	III		I		
HS	AN	TG	<i>Galium verum</i>	I		II		
HS	AN	TG	<i>Aster amellus</i>	I		I		
HC	AN	TG	<i>Clinopodium vulgare</i>	I				I
HS	AN	MA	<i>Leontodon hispidus</i>	III	II	I		
HC	AU	FB	<i>Hippocratea comosa</i>	II		III	I	
HC	AN	FB	<i>Asperula cynanchica</i>	II		I	I	
HS	AN	FB	<i>Carlina vulgaris</i>	I		I	I	
GB	AN	VP	<i>Goodyera repens</i>			II	II	
HR	ZN	EA	<i>Fragaria vesca</i>	II		I	III	
CS	AN	VP	<i>Moneses uniflora</i>			I	III	
CS	AN	VP	<i>Orthilia secunda</i>			I	III	
HS	AN	VP	<i>Pyrola rotundifolia</i>			I	II	
HS	AN	QR	<i>Hieracium umbellatum</i>			I	II	
CS	ZN	VP	<i>Rubus saxatilis</i>			I	I	

Außerdem mit geringer Stetigkeit oder nur an einigen Stellen vorkommend:

In 1: *Agrostis stolonifera*, *Arenaria serpyllifolia*, *Carduus nutans*, *Carex muricata* agg., *Cirsium arvense*, *Cirsium vulgare*, *Convolvulus arvensis*, *Crepis capillaris*, *Epilobium adnatum*, *E. hirsutum*, *E. parviflorum*, *Festuca pratensis*, *Galium album*, *G. aparine*, *Gentianella ciliata*, *Juncus articulatus*, *Lathyrus pratensis*, *Lepidium campestre*, *Leucanthemum vulgare*, *Melilotus officinalis*, *Plantago major*, *Poa pratensis*, *Populus tremula*, *Prunella vulgaris*, *Rumex crispus*, *R. obtusifolius*, *Salix alba*, *S. purpurea*, *Senecio jacobaea*, *Sonchus arvensis*, *S. asper*, *Tragopogon dubius*, *Trifolium repens*, *Vicia tetrasperma*, u.a.

- In 2: *Achillea millefolium*, *Arabis hirsuta*, *Betula pendula*, *Campanula rapunculoides*, *Carex muricata* agg., *Cerastium semidecandrum*, *Dipsacus sylvestris*, *Galium album*, *Geranium columbinum*, *Knautia arvensis*, *Pastinaca sativa*, *Petroxhagia prolifera*, *Pimpinella major*, *Polygala amarella*, *Populus tremula*, *Potentilla anserina*, *Salix alba*, *S. purpurea*, *Sedum reflexum*, *Silene vulgaris*, *Trifolium campestre*, *Vicia cracca*, u.a.
- In 3: *Achillea millefolium*, *Anthericum ramosum*, *Berberis vulgaris*, *Betula pendula*, *Briza media*, *Campanula rotundifolia*, *Carex caryophyllea*, *Carduus nutans*, *Carlina acaulis*, *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*, *Epipactis atrorubens*, *Euphrasia rostkoviana*, *E. stricta*, *Gentianella ciliata*, *G. germanica*, *Gymnadenia conopea*, *Leucanthemum vulgare*, *Linum tenuifolium*, *Ophrys insectifera*, *Orchis militaris*, *Orobanche lutea*, *O. teucrii*, *Platanthera bifolia*, *P. chlorantha*, *Polygala amarella*, *P. comosa*, *Quercus robur*, *Rhinanthus minor*, *Teucrium montanum*, *Thesium pyrenaicum*, u.a.
- In 4: *Achillea millefolium*, *Botrychium lunaria*, *Briza media*, *Campanula rotundifolia*, *Carex ornithopoda*, *Carpinus betulus*, *Cephalanthera damasonium*, *Convallaria majalis*, *Epipactis atrorubens*, *Galium album*, *Gymnadenia conopea*, *Listera ovata*, *Lonicera xylosteum*, *Platanthera bifolia*, *Poa nemoralis*, *Polygala amarella*, *P. comosa*, *Primula veris*, *Pulsatilla vulgaris*, *Quercus robur*, *Ranunculus acer*, *Rosa canina*, *Rubus fruticosus* agg., *Sorbus aria*, *S. torminalis*, *Teucrium chamaedrys*, u.a.
- In 5: *Acer campestre*, *A. platanoides*, *Achillea millefolium*, *Ajuga genevensis*, *Anemone nemorosa*, *Astragalus glycyphyllos*, *Briza media*, *Carum carvi*, *Crataegus monogyna*, *C. oxyacantha*, *Fagus sylvatica*, *Galium album*, *Gymnadenia conopea*, *Lathyrus pratensis*, *Lilium martagon*, *Listera ovata*, *Lonicera xylosteum*, *Melica nutans*, *Monotropa hypopitys*, *Platanthera bifolia*, *Polygala amarella*, *Primula veris*, *Prunus spinosa*, *Quercus robur*, *Rhinanthus minor*, *Rosa sp.*, *Sorbus aucuparia*, *S. torminalis*, *Veronica teucrium*, *Vicia sepium*, u.a.

- 1 = *Poa compressa*-Stadium
 2 = Übergangsstadium zum *Bromus erectus*-Stadium
 3 = *Bromus erectus*-Stadium
 4 = Übergangsstadium zum *Brachypodium pinnatum*-Stadium
 5 = *Brachypodium pinnatum*-Stadium

Lebensformen (LF):

1. T = Therophyten (Kurzlebige, Einjährige)
 - 1.1. TA = Therophyta aestivalia (Sommereinjährige)
 - 1.2. TB = Therophyta biannuellia (Zweijährige)
2. G = Geophyten (Erdpflanzen)
 - 2.1. GK = Geophyta radicigemma (Wurzelknospen-Geophyten)
 - 2.2. GB = Geophyta bulbosa (Knollen-Geophyten)
 - 2.3. GR = Geophyta rhizomatosa (Rhizom-Geophyten)
3. H = Hemikryptophyten (Erdschürfepflanzen)
 - 3.1. HC = Hemikryptophyta caespitosa (Horst-Hemikryptophyten)
 - 3.2. HR = Hemikryptophyta reptantia (Kriech-Hemikryptophyten)
 - 3.3. HS = Hemicryptophyta scaposa (Schaft-Hemikryptophyten)
4. C = Chamaephyten
 - 4.1. CS = Chamaephyta suffrutescentia (Halbsträucher, am Grunde verholzt)
 - 4.2. CH = Chamaephyta herbacea (Krautige Halbsträucher)
5. P = Phanerophyten (Baumartige)
 - 5.1. NP = Nanophanerophyten (Strauchartige)
 - 5.2. MP = Makrophanerophyten (Baumartige)

Verbreitung (VB):

1. AU = Autochorie (Selbstverbreitung)
2. BA = Barochorie (Verbreitung durch die Schwerkraft)
3. AN = Anemochorie (Windverbreitung)
4. AZ = Anemo-Zoochorie (Wind- und Tierverbreitung)
5. Z = Zoochorie (Tierverbreitung)
 - 5.1. ZP = Epizoochorie (Klettverbreitung)
 - 5.2. ZN = Endozoochorie (Verdauungsverbreitung)
3. Anthrozoogene Heiden und Wiesen
 - 3.1. NC = Nardo-Callunetea (Kl.)
 - 3.2. FB = Festuco-Brometea (Kl.)
 - 3.3. MA = Molinio-Arrhenatheretea (Kl.)
4. Waldnahe Staudenfluren und Gebüsche
 - 4.1. TG = Trifolio-Geranietea (Kl.)
 - 4.2. EA = Epiobieteae (angustifolii) (Kl.)
5. Nadelwälder
 - 5.1. P = Erico-Pinetea, Pulsatillo-Pinetea
 - 5.2. VP = Vaccinio-Piceetea
6. Laubwälder
 - 6.1. QR = Quercetea robori (-petraeae) (Kl.)
 - 6.2. QF = Querco-Fagetea (Kl.)
 - 6.2.1. PR = Prunetalia (O.)
 - 6.2.2. FA = Fagetalia (O.)

Soziologie (SO):

1. Krautige Vegetation oft gestörter Plätze
 - 1.1. CH = Chenopodieta (Kl.)
 - 1.2. AT = Artemisieta (Kl.)
 - 1.3. AG = Agropyretea (Kl.)
 - 1.4. PL = Plantaginetea (Kl.)
2. Steinfluren und alpine Rasen
 - 2.1. TH = Thlaspietea (rotundifolii) (Kl.)

Tab. 4: Pionier- und Folgegesellschaften anderer Lebensräume:

Hänge:

Tussilago farfara-Gesellschaft
Brachypodium pinnatum-Gesellschaft
Acer pseudoplatanus-*Brachypodium pinnatum*-Gesellschaft
Gymnocarpium robertianum KUHN 37, TX. 37
Rumicetum scutati FAB. 36 em. KUHN 37
 Gebüschesellschaften des Berberidion
Epilobio-Salicetum capreae OBERD. 57
Melico-Fagetum (Initialgesellschaften)

Flache Abraumhalden:

Vincetoxicum hirundinaria-Gesellschaft SCHWICK 44
Xerobrometum BR.-BL. 15 em. 31 (Initialgesellschaften)
 Gesellschaften des Mesobromion
 Gebüschesellschaften des Berberidion

Hanggrund:

Gebüschesellschaften des Berberidion (*Ligstro-Prunetum* TX. 52 u.a.)

sich gleichzeitig als die Art aus, welche die steilsten Hangneigungen (bis 55°) besiedelt.

Abgelöst wird dieses Pionierstadium auf den Zementmergelhängen und den Feinschutthängen des Kalkgesteins durch eine von *Brachypodium pinnatum* dominierte Gesellschaft. *Brachypodium pinnatum* breitet sich dabei vom Hanggrund rein vegetativ den Hang hinauf aus und drängt *Tussilago farfara* in der Bestandesdichte immer mehr zurück. Zur weiteren Hangfestigung tragen besonders die beiden Pfahlwurzler *Pimpinella saxifraga* und *Sanguisorba minor* (KAHNE 1966) bei. Als Schuttstauer wirken horstbildende Pflanzen wie *Festuca ovina* und *Koeleria cristata*. Stetige Begleiter sind *Daucus carota* und *Hieracium murorum*. Bemerkenswert sind noch zwei Arten: *Epipactis atrorubens* als sich stark ausbreitender Pionier noch völlig offener Hänge und der Neophyt *Salvia verticillata*, der an einigen Stellen im Untersuchungsgebiet als Hangfestiger (unterirdische Ausläufer) in größeren Beständen auftritt.

Die Besiedlungsgeschwindigkeit hängt eindeutig auch von der Exposition ab. Viele der mehr nördlich exponierten Hänge zeigen schon fast bis zur oberen Hangkante die von *Brachypodium pinnatum* dominierte Gesellschaft. Nach der oberflächlichen Hangfestigung dringen dann auch die ersten Gehölze ein, deren Keimung durch den im Frühjahr extremen Hangrutsch infolge der Wassersättigung der Feinerde behindert wird. Meist kommen *Acer campestre* und *A. pseudoplatanus* auf, auf den Zementmergelhängen aber auch *Picea abies* und *Pinus sylvestris*.

Auf den meist aktiven Grob- und Blockschutthängen, die aus den die Zementmergel überlagernden Bankkalke entstehen, finden wir ein Nebeneinander von meh-

reren Gesellschaften. Auf mehr nordexponierten Hängen finden wir als Initialstadium eine Gesellschaft, die in ihren Grundzügen an das *Gymnocarpium robertianum* erinnert. Als Abgrenzung zum mehr xerophileren, an südexponierten Hängen siedelnden *Rumicetum scutati* kann hier eigentlich nur das Auftreten von *Mycelis muralis*, vielleicht noch von *Geranium robertianum* angeführt werden. Das *Rumicetum scutati* ist ebenfalls nur in Fragmenten angedeutet. Wie in der vorigen Gesellschaft sind die Kennarten bisher nicht aufgetreten, obwohl sie im Gebiet verbreitet sind. Deshalb breiten sich die typischen Begleiter *Anthericum ramosum*, *Knautia dipsacifolia* und andere stärker aus. Als Gras ist *Arrhenatherum elatius* häufig vertreten.

Neben diesen Gesellschaftsfragmenten kommen Pioniergebüsch des Berberidion und das *Epilobio-Salicetum capreae* als typische Vorwaldgesellschaft auf den gleichen Standorten vor. Die Pioniergebüsch zeichnen sich durch große Bestände von *Cornus sanguinea* und *Frangula alnus* aus, die die aktiven Hänge durch unterirdische Ausläufer schnell besiedeln. Auf ruhenden Hängen (v.a. der Abraumhalden) treten zahlreiche andere Arten hinzu, unter denen *Ligustrum vulgare* meist die größte Ausbreitung erfährt.

Das *Epilobio-Salicetum capreae* tritt meist nur kleinflächig auf. An einigen Stellen ist es mit *Populus tremula* vergesellschaftet, die sich durch Wurzelbrut schnell ausbreitet. In der Krautschicht haben wir je nach Beschattung unterschiedliche Ausprägungen. An offenen Stellen finden wir Hochstauden wie *Epilobium angustifolium*, *Knautia dipsacifolia* und *Solidago virgaurea*, an beschatteten, meist nordexponierten Stellen nimmt die Krautschicht zugunsten einer

starken Moosbedeckung von *Ctenidium molluscum* und *Hylocomium splendens* ab.

Erwähnt werden soll noch eine meist im Bereich des Hanggrundes häufig vorkommende Artenkombination: unter alten *Salix caprea*-Exemplaren finden wir oft einen fast reinen *Pyrola rotundifolia*-Bestand über einer 10-20 cm dicken Humusschicht. Die gleiche Vergesellschaftung tritt auch in aufgelassenen Basalt-Steinbrüchen im Raum Göttingen auf (DIERSCHKE, mündl.).

An nordexponierten, ruhenden Blockschutthängen kommen an zwei Stellen (ca. 50 und 80 Jahre alt) über einem 'Mullrendzina-Syrosem' Initialstadien für ein *Melico-Fagetum* (i.W.S.) vor. In der Baumschicht waren noch alte *Salix caprea*-Exemplare vertreten, aber auch *Acer campestre*, *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Picea abies* und *Pinus sylvestris*. Der Deckungsgrad der Buche beträgt im älteren Bestand schon mehr als 50%. Begleiter der Krautschicht waren auch schon einige Arten der *Querco-Fagetea*: *Anemone nemorosa*, *Asarum europaeum*, *Brachypodium sylvaticum*, *Galium sylvaticum* und besonders *Melica nutans*.

Auf den flachen Abraumhalden kommt neben den schon vorher beschriebenen Gesellschaften noch die *Vincetoxicum hirundinaria*-Gesellschaft hinzu. Diese Gesellschaft, die schon von KUHN (1937) für Schutthalden in Steinbrüchen, die zur Ruhe gekommen sind, beschrieben wurde, ist durch das starke Auftreten der Kennart charakterisiert. Begleiter sind zahlreiche Arten der vorher aufgeführten Schuttgesellschaften wie *Epipactis atrorubens*, *Galeopsis angustifolia*, *Teucrium chamaedrys*, aber auch schon Arten der *Prunetalia*. Wie lange diese Gesellschaft erhalten bleibt, hängt wahrscheinlich vom Feinerdeanteil des Untergrundes ab. Auf feinerdeärmstem Grobschutt kommt sie noch nach Jahrzehnten vor, auf feinerdereichem können wir neben der Verbuschung Übergänge zu Initialstadien des *Xerobrometum* finden. Diese Stadien zeichnen sich durch einen spärlichen Deckungsgrad der Krautschicht aus, in der xerophile Arten wie *Globularia elongata*, *Linum tenuifolium*, *Lotus corniculatus* ssp. *hirsutus*, *Stachys recta*, *Teucrium chamaedrys* und *T. montanum* dominieren.

Den Charakter des Trockenrasens unterstreicht der hohe Deckungsgrad wärmeliebender Kryptogamensynusien (*Bunte Erdflechtengesellschaft*, *Tortella inclinata*-Gesellschaft u.a.). Da das Potential typischer Kennarten in dieser Region fehlt, wird es bei diesem Stadium bleiben. Der hohe Deckungsgrad der Kryptogamen scheint neben den schlechten Wasserhaushaltsbedingungen eine

Verbuschung zu verhindern. Kontaktgesellschaften dieses Stadiums sind Gebüsche des *Berberidion*.

Die Gesellschaften des *Berberidion* sind typisch für den Hanggrund. Sie entwickeln sich unter einzelnen Gehölzen, meist *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior* und *Salix caprea*, die im blockschuttreichen Hanggrund ideale Keimungsbedingungen finden. Von dort breiten sie sich zu größeren Gebüschkomplexen aus. Die Artenzahl der Strauchschicht ist stellenweise sehr hoch. In diesem Lebensraum scheint mit Hilfe der Vogelwelt der stärkste Austausch mit der Umgebungsvegetation des Steinbruchs zu erfolgen. Im Saum dieser Gebüsche siedelt bei entsprechender Exposition ein von der Artenzahl her reicher Saum der *Trifolio-Geranietea*.

5. SUKZESSION

Die Art der Vegetationsentwicklung an den verschiedenen Standorten der Steinbrüche kann als eine primäre Sukzession im weiteren Sinne aufgefaßt werden. Im engeren Sinne müßte es sich um abiotisches Neuland handeln, das durch natürliche Prozesse entstanden ist. Die Initialphase der Sohlenvegetation entspricht im wesentlichen den Pioniergesellschaften des *Poa compressa*-Stadiums. Die Arten der Gesellschaft können nur teilweise als typische r-Strategen (GRIME 1979, HARPER 1977) bezeichnet werden. Zahlreiche Merkmale der meisten Arten müssen in die Kategorie der s-Strategen (s von stress-tolerant, GRIME 1979) eingestuft werden. Pflanzensoziologisch haben Arten der Vegetation häufig gestörter Plätze (ELLENBERG 1979) den größten Anteil. Die bestimmende Lebensform sind von Beginn an Hemikryptophyten. Beachtet man die Verbreitungsmechanismen, ist die

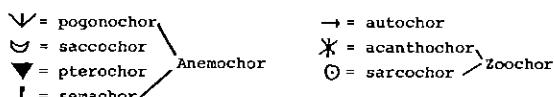
Tab. 5: Lebensformenspektrum (ROTHMALER 1976, SCHMIDT 1981) in unterschiedlich alten Pionierstadien (Gerhausen 3, 5 und 10 Jahre alte Flächen, Heidenheim 15 Jahre alte Fläche).

Lebensform Alter (J.)	T = Therophyt	G = Geophyt	H = Hemikryptophyt	C = Chamaephyt	P = Phanerophyt	GZ = Gesamtartenzahl
	T	G	H	C	P	GZ
3	10 (27,0)	1 (2,7)	23 (62,2)	-	3 (8,1)	37
5	5 (17,2)	2 (6,9)	18 (62,1)	1 (3,4)	3 (10,4)	29
10	7 (13,0)	2 (3,7)	34 (63,0)	4 (7,3)	7 (13,0)	54
15	6 (9,5)	2 (3,2)	43 (68,3)	4 (6,3)	6 (12,7)	63

Ohne Klammern Artenzahl, in Klammern Prozentanteil an Gesamt = 100%.

Semachorie (Ausstreuung durch den Wind, LUFTENSTEINER 1982) und die Anemochorie (innerhalb dieser die pogonochoren Arten) in den jüngeren Stadien dominant. Mit zunehmendem Sukzessionsalter dringen auch Arten mit anderen Verbreitungsmechanismen ein. Die Artenzahl nimmt im Laufe der Entwicklung der Pionierstadien zu.

Tab. 6: Art der Verbreitungsmechanismen nach LUFTENSTEINER (1982) in unterschiedlich alten Pionierstadien (Gerhausen 3, 5, 10 Jahre alte Flächen, Heidenheim 15 Jahre alte Fläche).



Alter (J)	Verbr.		↑	↓	↙	↘	→	*	○
	I	V							
3	21 (56,7)	15 (40,6)	-	-	-	-	1 (2,7)	-	-
5	20 (69,0)	6 (20,7)	-	-	-	1 (3,4)	2 (6,9)	-	-
10	29 (53,7)	15 (27,8)	1 (1,9)	3 (5,5)	2 (3,7)	2 (3,7)	2 (3,7)	2 (3,7)	2 (3,7)
15	37 (58,7)	12 (19,0)	2 (3,2)	3 (4,8)	3 (4,8)	3 (6,3)	4 (3,2)	2 (3,2)	2 (3,2)

Ohne Klammern Artenzahl, in Klammern Prozentanteil an Gesamt
= 100%.

Die ersten Gehölze, die auf der Sohle auftauchen, sind fast alle, außer *Acer* und *Fraxinus*, an die Fernverbreitung (Nahverbreitung bis 100 m, MÜLLER-SCHNEIDER 1977) angepaßt.

Die Zusammensetzung der ältesten Pionierstadien auf trockenen bis mäßig wechselfeuchten Standorten (*Poo-Tussilaginetum*, *Echio-Melilotetum*, *Galeopsietum angustifoliae*) läßt die Annahme zu, daß wir als nächstes Stadium einen Trockenrasen (*Bromus erectus*-Stadium) finden werden, der in einigen älteren Steinbrüchen die prägende Gesellschaft der Sohle ist. Solange die Standortsverhältnisse trocken sind, erscheint in den Mesobromion-Gesellschaften *Bromus erectus* gegenüber *Brachypodium pinnatum* konkurrenzkräftiger. Sobald sie aber mesophil sind oder durch Beschattung werden, breitet sich *Brachypodium pinnatum* stärker aus (*Brachypodium pinnatum*-Stadium). In der Baumschicht ist dann die Kiefer das bestimmende Element. Auf den nährstoffarmen und flachgründigen Böden gibt es keine Baumart, die konkurrenzkräftiger ist (ELLENBERG 1978). Die Kiefernwaldgesellschaften sind durch die hohen Deckungsgrade von *Brachypodium pinnatum* (bis 80%) ausgezeichnet. Dieses *Brachypodium pinnatum*-Stadium ist das vorläufige Endstadium.

Nimmt man die aktuelle Sukzessionstheorie von CONNELL und SLATYER (1977) als Grundlage, so finden wir in der Sukzession der Kalksteinbrüche alle drei

Modelle verwirklicht: Das 'Duldungs-Modell' (tolerance-model) im Übergang vom *Poa compressa*-Stadium zum *Bromus erectus*-Stadium, d.h., daß die später ankommenden Arten erfolgreich sind, ohne daß ihnen früher anwesende die Bedingungen erleichtern. Sie brauchen nur längere Zeit, um sich zu etablieren. Das 'Förderungs-Modell' (facilitation-model) im Übergang zum *Brachypodium pinnatum*-Stadium, d.h., daß durch Beschattung und damit verbesserte Wasserhaushaltsbedingungen *Brachypodium pinnatum* sich stärker ausbreitet und daß durch verstärkte Humusbildung anspruchsvollere Saumarten eindringen. Schließlich das 'Hemmungs-Modell' (inhibition-model), das bei stellenweise starker Ausbreitung von *Brachypodium pinnatum* gilt, dessen Dominanz durch starke Wurzel-filzbildung (OBERDORFER 1979; KUTSCHERA & LICHTENEGGER 1982) verjüngungshemmend wirkt.

Die Geschwindigkeit der Sukzession hängt von mehreren Faktoren ab:

1. der Umgebungsvegetation: Grenzen bestimmte Vegetationseinheiten direkt an den Steinbruch, so können Elemente dieser Einheiten schon in den Pionierstadien auftauchen. In einem Fall hat sich ein Trockenrasen in typischer Ausprägung schon nach 25-30 Jahren entwickelt.
 2. der Größe des Steinbruchs: Bei Steinbrüchen der Größenordnung von ca. 1-2 ha und kleiner können bestimmte Stadien nur in Bruchstücken oder gar nicht auftreten.
 3. der Exposition: Steinbrüche in Nordhanglage sind wesentlich rascher besiedelt. Vor allem Gehölzbewuchs kann sich dort relativ früh entwickeln.
 4. der Art der Stilllegung: Liegen Teile des Steinbruchs schon brach, bevor er endgültig stillgelegt wird, so kann sich die dort schon angesiedelte Vegetation auf die noch unbewachsenen Teile schneller ausbreiten.

6. DISKUSSION

Steinbrüche in Europa wurden bisher wenig unter pflanzensoziologischen Gesichtspunkten (DIEKJOBST & ANT 1972; LÜTTMANN 1978; BRANDES 1979) betrachtet, unter dem der progressiven Sukzession nur einmal (DIEKJOBST 1971).

Zusammenfassend schlagen wir in Abb. 6 ein Sukzessionsschema für die Vegetation der Sohle vor. Der Vergleich mit Arbeiten anderer Autoren (DIEKJOBST 1971) zeigt, daß eine ähnliche Vegetationsentwicklung auch in Kalksteinbrüchen Nordwestdeutschlands stattfindet.

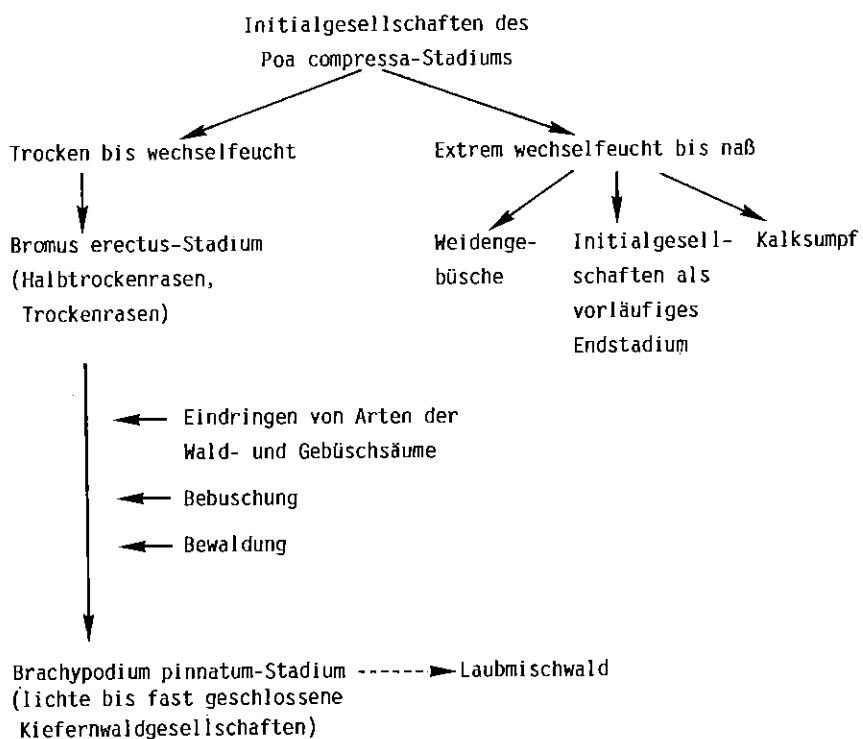


Abb. 6: Vegetationsabfolge der Sohlenvegetation.

Die Sukzession ist im Verlauf der ersten beiden Stadien meist von inter- und intraspezifischer Konkurrenz abhängig, erst im Übergang zum vorläufig letzten Stadium auch vom Zustand des Bodens durch beginnende stärkere Humusbildung. Die Geschwindigkeit der Sukzession hängt von mehreren Faktoren ab.

Abschließend soll betont werden, daß aus Sicht des Naturschutzes alle Stadien erhaltenswert sind. Sowohl in den Pionierstadien (*Thymelaea passerina* u.a.) als auch in den Folge- und vorläufigen Endstadien (*Ochidaceae*, *Gentianaceae*, u.a.) treten gefährdete Arten oft in Massenbeständen auf. So sind Steinbrüche nicht nur ideale Objekte der Sukzessionsforschung, sondern auch unrekultiviert erhaltenswert wegen ihrer besonders schützenswerten Pflanzenvorkommen.

7. LITERATUR

- BENZLER, J.H. et al., 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung. 3. Aufl. Hannover (AG Bodenkunde): 331 S.

BRANDES, D., 1979: Notiz über die Bedeutung aufgelassener Steinbrüche für Flora und Vegetation. Mitt. flor. soz. Arb. gem. N.F. 21: 29-30.

BRAUN-BLANQUET, J., 1964: Pflanzensoziologie. 3. Aufl. Wien/New York (Springer): 865 S.

ELLENBERG, H., 1978: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 2. Aufl. Stuttgart (Ulmer): 982 S.

ELLENBERG, H., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl. Scripta Geobotanica 9, Göttingen: 122 S.

FRAHM, J.-P. & W. FREY, 1983: Moosflora. Stuttgart (Ulmer): 522 S.

GRADMANN, E., 1910: Heimatschutz und Landschaftspflege. Stuttgart (Strecker & Schröder).

- GRADMANN, R., 1950: Pflanzenleben der Schwäbischen Alb. Band I und II. 4. Aufl. Stuttgart (Schwäb. Albverein): 449 u. 407 S.
- GRIME, J.P., 1979: Plant strategies and vegetation processes. Chichester/New York/Brisbane/Toronto (Wiley & Sons): 222 S.
- HARPER, J.L., 1977: Population biology of plants. London/New York/San Francisco (Academic Press): 892 S.
- KAHNE, A., 1966: Die vorderpfälzischen Steppenheidegesellschaften mit besonderer Berücksichtigung ihrer Bewurzelungsverhältnisse. *Pollichia* 13: 11-82.
- KÖSEOGLU, M., 1970: *Melilotus officinalis* und *albus* als Pionierpflanzen. Beobachtungen und experimenteller Vergleich. Diss. TU Hannover.
- KUHN, K., 1937: Die Pflanzengesellschaften im Neckargebiet der Schwäbischen Alb. Öhringen (Ferd. Rau): 340 S.
- KUTSCHERA, L. & E. LICHTENEGGER, 1982: Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen, Band I Monocotyledonae. Stuttgart (Fischer): 516 S.
- LÜTTMANN, J., 1978: Gutachten über Vegetationsverhältnisse und Fauna des Steinbruchs im Bauernstal sw. von Vinsebeck (Kreis Höxter). Düsseldorf (Bund Natur- und Umweltschutz): 7 S.
- LUFTENSTEINER, H.W., 1982: Untersuchungen zur Verbreitungsbioologie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich. *Bibliotheca Botanica* 135. Stuttgart (Schweizerbart): 68 S.
- MÜCKENHAUSEN, E., 1977: Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. 2. Aufl. Frankfurt (DLG-Verlag): 300 S.
- MÜLLER, T., 1962: Die Vegetation der Schwäbischen Alb. *Mitt. flor. soz. Arb. gem. N.F.* 9: 246-252.
- MÜLLER, T., 1975: Natürliche Fichtengesellschaften der Schwäbischen Alb. *Beitr. naturk. Forsch. Südw.-Dtl.* 34: 233-249.
- MÜLLER, T., 1980: Der Scheidenkronwicken-Föhrenwald (*Coronillo-Pinetum*) und der Geißklee-Föhrenwald (*Cytiso-Pinetum*) auf der Schwäbischen Alb. *Phytocoenologia* 7: 392-412.
- MÜLLER-SCHNEIDER, P., 1977: Verbreitungsbioologie (Diasporologie) der Blütenpflanzen. 2. Aufl. *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftg. Rübel, Zürich*, 61: 226 S.
- OBERDORFER, E., 1957: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. *Pflanzensoziologie* 10. Jena (Fischer): 564 S.
- OBERDORFER, E., 1977: Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I. Stuttgart (Fischer): 311 S.
- OBERDORFER, E., 1978: Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil II. Stuttgart (Fischer): 355 S.
- OBERDRFER, E., 1979: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 4. Aufl. Stuttgart (Ulmer): 997 S.
- OBERDORFER, E., 1983: Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil III. Stuttgart (Fischer): 455 S.
- POSCHLOD, P., 1984: Beobachtungen zur Vegetationsentwicklung von aufgelassenen Kalksteinbrüchen der Schwäbischen Alb. *Dipl.arb.Univ. Ulm*.
- ROTHMALER, W., 1976: Exkursion flora für die Gebiete der DDR und der BRD. Kritischer Band. 4. Aufl. Berlin (Volk und Wissen): 812 S.
- SCAMONI, A., 1963: Einführung in die praktische Vegetationskunde. 2. Aufl. Jena (Fischer): 236 S.
- SCHIEFER, J., 1981: Bracheversuche in Baden-Württemberg. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 22: 325 S.
- SCHLICHTING, E. & H.-P. BLUME, 1966: Bodenkundliches Praktikum. Hamburg/Berlin (Parey): 209 S.
- SCHMIDT, T., 1918: Die Verbreitung von Samen und Blütenstaub durch die Luftbewegung. *Österr. Bot. Z.* 67: 313-328.
- SCHMIDT, W., 1981: Ungeörtete und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. *Scripta Geobotanica* 15. Göttingen: 199 S.
- STEUBING, L., 1965: Pflanzenökologisches Praktikum. Hamburg/Berlin (Parey): 262 S.
- USHER, M.B., 1979: Natural communities of plants and animals in disuses quarries. *J. Environm. Management* 8: 223-236.
- WIRTH, V., 1980: Flechtenflora. Stuttgart (Ulmer): 552 S.

Anschrift der Verfasser:

Peter Poschlod
Lehrgebiet Geobotanik
Lehrstuhl f. Landschaftsökologie
d. Techn. Univ. München
D-8050 Freising-Weihenstephan

Prof. Dr. Hermann Mühl
Universität Ulm
Abt. für Spezielle Botanik
Oberer Eselsberg
D-7900 Ulm

SCHREIBER, Karl-Friedrich (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984*. Paderborn: Ferdinand Schöningh 1985, S. 213–223 (*Münstersche Geographische Arbeiten* 20)

Feinanalytische Sukzessionsuntersuchungen in Grünlandbrachen – Methode und Methodenvergleich

Anton Fischer

KEYWORDS

method, succession, succession analysis, grassland fallow

ABSTRACT

This paper describes a non-destructive method of vegetation analysis on permanent plots in grassland fallow stands. With this method it is possible to make accurate descriptions of the population dynamics of grassland plant species. A permanent plot (one square meter) is divided into 16 subplots. For each subplot total abundance and cover estimates of each species are recorded using a five grade scale. The product of the frequency (number of subplots occupied by a species; percentage of total subplot number) and the mean of the total estimates (in reference to the number of occupied plots) is used as a measure of the mass ("Mittlere Artmächtigkeitszahl"). The method was used to study the succession in grassland vegetation of the newly established loess embankments at Kaiserstuhl (SW-Germany) during a five years period (1978 to 1982). Simultaneously the Braun-Blanquet-method was also used for vegetation analysis. Closely located plots were studied for the comparison. The results show that population changes can be described more precisely using the detailed method. It is possible, therefore, with this method to visualise some population changes, which the less detailed Braun-Blanquet-method suggests do not occur.

Obviously this method can be used for permanent transect analysis. In this case one can compare the different population dynamics of a species on neighbouring patches in a gradient of site quality. Mathe-

matical indices can be used for further evaluation. The applicability of the method is discussed.

1. EINLEITUNG

Für die Aufnahme von Dauerbeobachtungsflächen eignen sich ausschließlich nicht-destructive Verfahren. Als praktikabel hat sich die Bestimmung (Abschätzung) der Artmächtigkeit erwiesen. In vielen Fällen wird dabei die Braun-Blanquet-Skala zugrunde gelegt; auch die "Arbeitsgruppe für Sukzessionsforschung auf Dauerflächen der IVV" gab dieser Methode den Vorzug, wenigstens im Minimalprogramm (SCHMIDT 1974).

Die mit vier Dominanz- und zusätzlich drei Abundanzstufen operierende Braun-Blanquet-Skala stellt für Sukzessionsuntersuchungen ein sehr grobes Artmächtigkeitsraster dar, mit dem auf einer 20 oder gar 100 qm großen Testfläche lediglich tiefgreifende syndynamische Prozesse mit einiger Sicherheit erfaßt werden können.

Es hat daher nicht an Versuchen gefehlt, detailliertere Aufnahmeverfahren zu entwickeln mit dem Ziel, die syndynamischen Vorgänge in einem Pflanzenbestand präziser zu erfassen. Zwei Hauptrichtungen lassen sich unterscheiden:

- Entwicklung von Frequenz- und Punktmethoden (sowie weiteren Methoden des "plot-less sampling", MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974; KNAPP 1983, 1984); sie sind meist sehr arbeitsaufwendig und werden bei Sukzessionsuntersuchungen deshalb nur in Einzelfällen angewendet;
- Verfeinerung der Artmächtigkeitsskala.

Bezüglich der zweiten Richtung sei auf die Untergliederung der Braun-Blanquet-Ziffern hingewiesen, die BARKMAN, DOING & SEGAL (1964) empfehlen. Von den dezimalen Skalen wird heute mehrfach die LONDO-Skala (LONDO 1975) verwendet, welche auch von der Arbeitsgemeinschaft Sukzessionsforschung für das Intensivprogramm vorgeschlagen wird. DIERSCHKE & SONG (1982) benutzen eine Skala mit 5%-Stufen. STÜSSI (1970) schließlich geht bei der Untersuchung subalpiner Weiderasen sogar soweit, die Vegetationsbedeckung auf 1m-Quadraten prozentpunktgenau abzuschätzen. Seine Meinung, daß "bei einiger Übung auch in dieser Detailierung eine rasche und exakte Anteilsbestimmung möglich..." ist (S. 10) gilt aber sicher nur für besonders einfach strukturierte Vegetationseinheiten, etwa für solche mit sehr geringem Deckungsgrad, kann aber zumindest nicht verallgemeinert und auf alle Grünlandgesellschaften übertragen werden.

Sind Schätzverfahren auch stets mit einem gewissen subjektiven Fehler behaftet, so bleibt dieser doch um so geringer, je übersichtlicher und kleiner die Aufnahmeparzelle und je wenigstufiger dabei die Artmächtigkeitsskala ist. Hieraus folgt, daß zur möglichst präzisen Artmächtigkeitsbestimmung die Aufnahmefläche in mehrere Teilflächen unterteilt werden sollte; die Vegetation jeder Teilfläche ist dann einzeln anhand einer Artmächtigkeitsskala aufzunehmen, welche grob genug ist, um reproduzierbare und vom Beobachter weitgehend unabhängige Artmächtigkeitsangaben zu erhalten. Aus den Einzeldaten der Teilflächen läßt sich mittels simpler mathematischer Operationen eine für die Gesamtfläche repräsentative Artmächtigkeitszahl ermitteln.

Für Waldgesellschaften hat GLAVAC (1975) eine entsprechend einsetzbare Methode vorgestellt ("desintegrierte Dauerfläche"). Hier soll über eine Methode berichtet werden, welche zur Behandlung bestimmter Fragestellungen in Grünlandgesellschaften entwickelt wurde. Zudem wird ein Vergleich gezogen zwischen den mittels dieser feinanalytischen Methode gefundenen Ergebnissen und den Ergebnissen von Paralleluntersuchungen unter Verwendung der Braun-Blanquet-Methode. Abschließend werden einige Auswertungsmöglichkeiten skizziert.

2. UNTERSUCHUNGSGEBIET; UNTERSUCHTE STANDORTTYPEN

Die hier vorgestellte feinanalytische Methode wurde entwickelt, um die syndynamischen Prozesse möglichst genau zu erfassen, welche auf Lößböschungen in Kai-

serstühler Reb-Flurbereinigungsgebieten ablaufen. Ziel war es dabei zugleich zu überprüfen, ob sich die aus dem Nebeneinander verschiedener Vegetationsbestände erschlossenen Sukzessionsschritte (FISCHER 1982) auch auf Dauerflächen in entsprechender Weise zu erkennen geben. Zusätzlich sollte versucht werden, weitere Informationen über das Ausbreitungsverhalten der einzelnen Arten in der Böschungsbrache zu erhalten.

Die Untersuchung wurde im Flurbereinigungsgebiet Oberbergen-Baßgeige im Zentral-Kaiserstuhl durchgeführt und erfaßt die ersten fünf Vegetationsperioden nach Fertigstellung der Böschungen. Sie wurde 1978 begonnen. Zum ersten Aufnahmetermin (Oktober 1978) waren die Böschungen erst wenige Monate alt; das Alter wird mit 0,5 Jahren angegeben. Unmittelbar anschließend fand die Begrünung mit einer Gras-Klee-Samenmischung statt. Bis zum folgenden Aufnahmetermin im Sommer 1979 stand der Vegetation eine ganze Vegetationsperiode zur Verfügung; das Alter wird mit 1 Jahr angegeben, usw.

Über die Strukturierung der Böschungen (Untergrundtypen "Aufgeschütteter Löß (Auftrag)", "Freigelegter Löß in situ (Abtrag)", "Lößüberschüttete alte Bodenreste") gibt Fig. 6 in FISCHER (1982; S. 170) Auskunft.

3. METHODE

Grundfläche der hier vorgestellten Feinanalyse ist ein fest markiertes Quadrat von 1 m Kantenlänge (1m-Quadrat können in den ca. 45° geneigten Böschungen gerade noch bearbeitet werden, ohne die Fläche zu betreten und damit durch Beschädigung die Vegetationsentwicklung zu beeinflussen). Diese Grundfläche läßt sich mittels eines tragbaren Rahmens in 16 Kleinquadrate von 0,25 m Kantenlänge teilen. Die Artmächtigkeit jeder Art wird für jedes Kleinquadrat anhand einer fünfstufigen Skala bestimmt. Die Skala berücksichtigt zunächst die Dominanz (Stufung: 0-20%, 20-50%, 50-100% Deckung), bei kleinen und damit weniger stark deckenden Pflanzenarten aber - entsprechend der BRAUN-BLANQUET-Skala - durch Untergliederung der 1. Stufe nach Individuenzahlkriterien auch die Abundanz.

- | | |
|--|--|
| 1 Einzelindividuum oder sehr wenige, kleine Pflanzen
2 wenige Individuen
3 zahlreiche bis sehr viele Individuen
4 deutliche Flächendeckung: 20 - 50%
5 große Flächendeckung: 50 - 100% | } geringe Flächen-deckung (< 20%)
} Individuenzahl beliebig |
|--|--|

Die Artmächtigkeitsangabe muß (wie dies auch in anderen Fällen nötig ist (vergl. z. B. TÜXEN & ELLENBERG 1937) in eine mathematisch verwendbare Form übersetzt werden. Die Ziffern 1 bis 5 sind als Bewertungspunkte aufzufassen, mit denen die Mächtigkeit jeder Art je Teilquadrat bonitiert wird.

Bei dieser Skala werden Arten, die im Bestand weniger stark hervortreten, stärker berücksichtigt. Für viele Sukzessionsuntersuchungen, besonders für solche, die sich mit der Anfangsphase der Sekundärsukzession beschäftigen, ist dies auch wesentlich; denn für die Syndynamik eines Pflanzenbestandes ist es dann von größerer Bedeutung, daß sich eine Pflanzenart auf einer Testfläche überhaupt in Form eines Einzelpflanzensstandortes etablieren kann und späterhin durch Produktion von Tochterindividuen eine zunächst kleine, dann größere Population bildet, als daß eine ohnehin dominante Art ein wenig zu- oder abnimmt.

Eine auf die 1 qm-Testfläche bezogene "Mittlere Artmächtigkeitszahl" AMZ ergibt sich durch Multiplikation der Anzahl der von einer Art besiedelten Kleinquadrate des 1m-Quadrates (Frequenz; in %) mit der mittleren Artmächtigkeitsbewertung der Art (Mittel für die Kleinfächen, in denen die Art tatsächlich auftritt; bei verminderter Vitalität wird die Bewertungszahl nur zu 1/2 berücksichtigt). Die Mittlere Artmächtigkeitszahl kann also Werte von 0 bis 500 annehmen: Frequenz von 0 bis 100%, Artmächtigkeitsbewertung von 0 bis 5. Artmächtigkeitsänderungen oder der Ausfall bzw. das Einwandern einer Art bereits auf 1/16 der Gesamtfläche machen sich somit im Gesamtergebnis, also in der Mittleren Artmächtigkeitszahl, bemerkbar.

Je 10 oder 11 solcher 1m-Quadrate wurden in einer Böschung in Form eines Transektes untereinander und unmittelbar aneinander angrenzend angebracht (Abb. 1). Die drei wesentlichen Untergrundtypen der Löbböschungen sind jeweils durch mindestens zwei 1m-Quadrate erfaßt; die Grenzen der Untergrundtypen fallen mit den Quadratgrenzen zusammen.

Benachbart zu jedem Transekt wurde je Untergrundtyp eine 25 qm große Dauerfläche angelegt, die - parallel zur feinanalytischen Untersuchung - unter Verwendung der Braun-Blanquet-Skala aufgenommen wurde.

4. METHODENVERGLEICH

Exemplarisch geben die Tabellen 1 bis 4 die Untersuchungsergebnisse der parallel mittels feinanalytischer und klassischer Methode aufgenommenen Testbestände vergleichend wieder, und zwar für eine ONO-exponierte und eine SO-exponierte Böschung (ONO: alle drei Untergrundtypen; SO: nur "Aufgeschütteter Löß").

Die Arten sind dabei zu Artengruppen zusammengefaßt, die zum einen das Sukzessionsgeschehen, zum zweiten die standortsbezogene Vegetationsdifferenzierung widerspiegeln, die sich aus der vergleichenden Untersuchung unterschiedlich alter Bestände ergeben hatte (FISCHER 1982).

Der Vergleich zeigt, daß sich mit beiden Methoden der Sukzessionsbeobachtung auf Dauerflächen die aus der vergleichenden Untersuchung unterschiedlich alter Bestände erschlossene zeitliche Vegetationsdif-

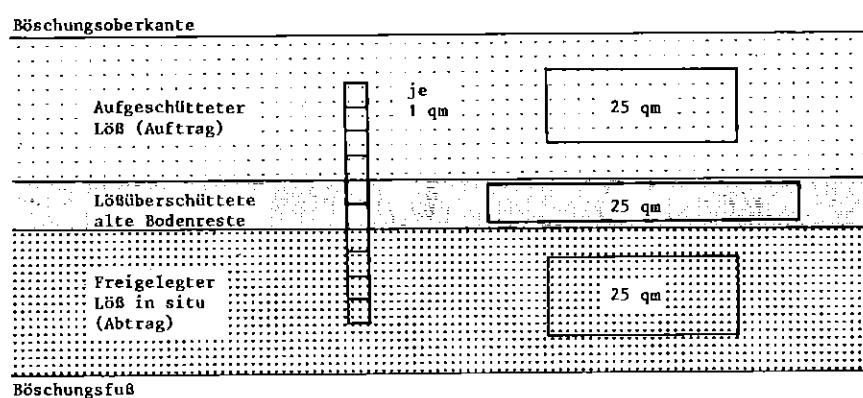


Abb. 1: Lage der fest markierten Testflächen in einer Untersuchungsböschung; schematisiert.

Tabelle 1: Vegetationsentwicklung auf "Freigelegtem Löß in situ"

Flurbereinigungsgebiet Oberbergen-Baßgeige, ONO-Exposition
Ansattermin: Oktober 1978

Tabelle 2: Vegetationsentwicklung auf "Aufgeschüttetem" [88]

216

Flurbereinigungsgebiet Oberbergen-Baßgeige, ONO-Exposition
Ansatztermin: Oktober 1978

Aufnahmetechnik		nach BRAUN-BLANQUET		feinanalytisch	
angegeben				Mittlere Artenärmigkeit (\emptyset aus 5 1m-Quadrat.)	Artenärmigkeit (\emptyset aus 5 1m-Quadrat.)
Alter seit Planierung (Jahre)	0,5	1	2	3	4
Aufnahmedatum	Jahr	78	79	80	81
	Monat	10	08	07	07
	Tag	10	09	01	20
Deckung Krautschicht (%)	Krautschicht	5	60	70	75
	Moosschicht	0	40	50	60
Höhe Krautschicht (cm)	Krautschicht	25	50	80	60
	Moosschicht	-	1	3	5
Artenzahl Krautschicht	Krautschicht	24	39	25	27
	Moosschicht	0	3	6	8
				94	186
				148	164
				160	
I		Polygonum persicaria	+	-	-
Anagallis arvensis		+	-	-	-
Chamaerhynchum minus		+	-	-	-
Galinsoga parviflora		+	-	-	-
Legousia speculum-veneris		+	-	-	-
Sesleria decipiens		-	-	-	-
2a		Stellaria media	2a	-	-
Mercurialis annua		12m	-	-	-
Chenopodium album		1	-	-	-
Senecio vulgaris		1	-	-	-
2a		Sonchus oleraceus	+	-	-
Dipsacus muralis		+	-	-	-
Sinapis arvensis		+	-	-	-
Erucastrum gallicum		+	-	-	-
Papaver rhoeas		+	-	-	-
Apera spica-venti		+	-	-	-
Veronica persica		-	-	-	-
2b		Pea annua	2m	2a	-
Aerotis stolonifera		12m	1	+	-
Capsella bursa-Pastoris		2m	2m	-	-
Polygonum aviculare agg.		+	-	-	-
Coryza canadensis		-	+	-	-
Lactuca serriola		-	-	-	-
2c		Reseda lutea	-	+	-
Daucus carota		-	1	+	-
Crepis capillaris		-	+	1	-
Vicia angustifolia		-	-	+	-
Picris hieracioides		-	-	+	-
Pastinaca sativa		-	-	+	-
2d					-
					-
					-
					-

Aufnahmetechnik

Tabelle 3: Vegetationsentwicklung auf "Lößüberschütteten alten Bodenresten"

Flurbereinigungsgebiet Oberbergen-Baßgige, ONO-Exposition
Ansattermin: Oktober 1978

Tabelle 4: Vegetationsentwicklung auf "Aufgeschüttetem Löß"

Flurbereinigungsgebiet Oberbergen-Baageige, SO-Exposition
Ansatztermin: Oktober 1978

nach BRAUN-BLANQUET		Feinanalytisch		Mittelste Artnachstiegszahl (d aus 3-er-Quadrat)	
Aufnahmehinweise		Artdichtigkeit			
angegeben					
Alter seit Planierung (Jahre)	0,5	1	2	3	4
Aufnahmedatum Jahr	78	79	80	81	82
Monat	10	08	07	07	07
Tag	10	09	15	20	17
Deckung Krautschicht (%)	65	100	80	90	95
Moosschicht (%)	2	5	25	30	15
Höhe Krautschicht (cm)	85	150	140	150	180
Moosschicht (mm)	1	1	3	5	10
Artenzahl Krautschicht	31	35	21	20	25
Moosschicht	1	4	7	5	7
<u>1</u>	Polygonum perfoliatum	12m	+	+	+
	Euphorbia helioscopia	1	-	-	-
	Anagallis arvensis	1	-	-	-
<u>2a</u>	Chenopodium album	2b3	-	-	-
	Stellaria media	2b3	-	-	-
	Mercurialis annua	2a	+	-	-
	Senecio vulgaris	2m	-	-	-
<u>2b</u>	Papaver rhoes	+	+	-	-
	Fallopia convolvulus	1	-	+	-
	Sinapis arvensis	1	-	-	-
	Veronica persica	1	-	-	-
	Sonchus oleraceus	+	-	-	-
	Dipsotaxis muralis	+	+ ^o	-	-
	Sonchus asper	.	-	-	-
<u>2c</u>	Agrostis stolonifera	2m	-	-	-
	Poa annua	2m	-	-	-
	Capsella bursa-pastoris	2m	-	-	-
	Polygonum aviculare agg.	2m	-	-	-
<u>3</u>	Lactuca serriola	-	+ ^o	-	-
	Conyza canadensis	.	-	-	-
<u>4a</u>	Reseda lutea	.	1	+	-
<u>4b</u>	Daucus carota	+	12m	2m ^o	2m
	Vicia angustifolia	1	-	1 ^o	1
	Crepis capillaris	+	+	1 ^o	1
	Pastinaca sativa	+	+	+	+
	Polygonum hieracoides	.	-	-	-

Tabelle 4: Vegetationsentwicklung auf "Aufgeschüttetem Löß"

Flurbereinigungsgebiet Oberbergen-Baageige, SO-Exposition
Ansatztermin: Oktober 1978

ferenzierung bestätigen läßt. Auch das standörtliche Differenzierungsmuster der Vegetation in Bestände mit frischeanzeigenden Arten in N-exponierten Böschungen bzw. auf dem frischeren "Aufgeschütteten Löß" und in Bestände mit trockenheitsertragenden Arten in S-exponierten Böschungen bzw. auf dem wasserableitenden "Freigelegten Löß" ergibt sich in übereinstimmender Weise mit allen drei Methoden (vgl. dazu FISCHER 1982). Damit kann am Beispiel der Vegetation der Kaiserstühler Lößböschungen gezeigt werden, daß bei genügender Berücksichtigung der für die Vegetationsdifferenzierung relevanten Standortfaktoren tatsächlich aus dem Nebeneinander verschiedener alter Vegetationsbestände ("Querschnittsanalyse") auf ein zeitliches Nacheinander geschlossen werden darf.

Abb. 2 zeigt anhand ausgewählter Beispiele, daß bei der Dauerbeobachtung (Längsschnittuntersuchung) der Sukzessionsverlauf mittels der feinanalytischen Methode insgesamt gleichsinnig, aber präziser nachgezeichnet werden kann als mittels der klassischen Methode. In vielen Fällen wird die Artmächtigkeitsänderung durch beide Aufnahmeverfahren in übereinstimmender Form wiedergegeben (obere Reihe). In einer großen Zahl von Fällen wird durch die Feinanalyse die Artmächtigkeitsänderung der Arten in den fünf Vegetationsperioden detaillierter nachgezeichnet (mittlere Reihen), so daß die syndynamische Tendenz deutlicher hervortritt. In vielen Fällen wird aber erst durch die Feinanalyse ein Trend der Artmächtigkeitsänderung erkennbar, welcher bei Anwendung des größeren Artmächtigkeitsrasters nicht oder höchstens spekulativ ersichtlich ist (untere Reihe).

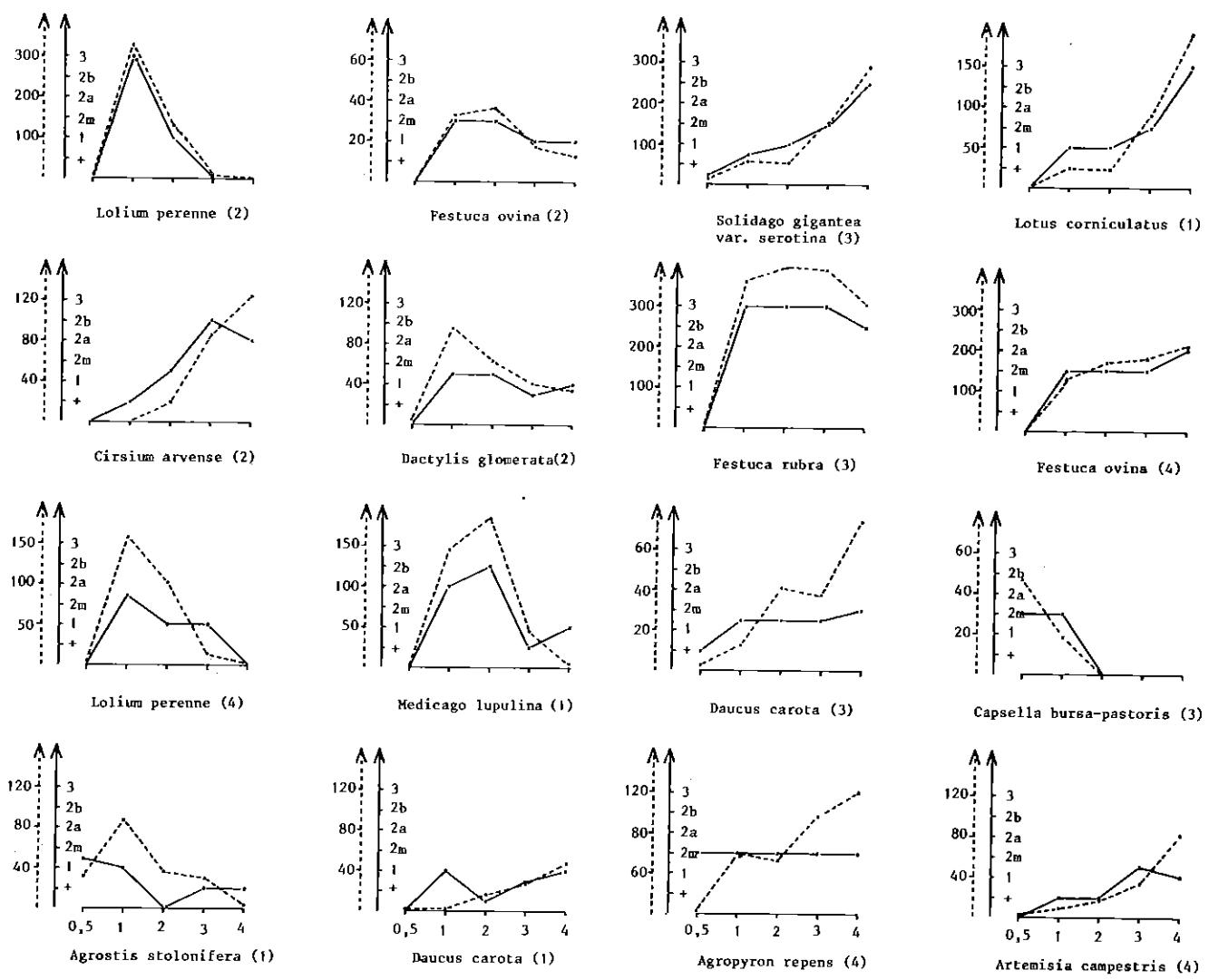


Abb. 2: Populationsentwicklung ausgewählter Pflanzenarten. Vergleich der Erhebungsmethoden: BRAUN-BLANQUET-Methode (durchgezogene Linie, rechte Skala); feinanalytische Methode (gestrichelte Linie, linke Skala). Zahl in Klammer: Testflächen und Tabellen-Nr.
 (1) ONO-exp., Freigelegter Löß *in situ* (Tab. 1)
 (2) ONO-exp., Aufgeschütteter Löß (Tab. 2)
 (3) ONO-exp., Lößüberschüttete alte Bodenreste (Tab. 3)
 (4) SO-exp., Aufgeschütteter Löß (Tab. 4)
 (alle Flächen liegen im Flurbereinigungsgebiet Oberbergen-Baßgeige/Kaiserstuhl)

Ein Nachteil der hier umrissenen Aufnahmemethode ist sicher, daß die zugrunde gelegte Testfläche mit 1 qm weit kleiner als das Minimalareal einer Grünlandgesellschaft ist und damit einerseits nicht alle Arten erfaßt werden können, andererseits aber Zufälligkeiten wie z. B. Herdenbildung einzelner Arten eventuell stärker hervortreten. Durch Anlage mehrerer Testflächen pro Bestand kann diesem Problem jedoch abgeholfen werden. Solange zudem im Vordergrund des Interesses die Grundtendenz der Entwicklung des Gesamtbestandes steht, nicht aber unbedingt die Mengenänderungen aller Arten des Bestandes nachvollzogen werden sollen, sind Testflächen geringerer Größe durchaus ausreichend.

5. WEITERE AUSWERTUNGSMÖGLICHKEITEN

Der hier vorgestellte methodische Ansatz legt nahe, im Grenzbereich verschiedener, aneinander angrenzender Standorte Dauer-Transektsuntersuchungen durchzuführen und damit nicht nur die zeitliche, sondern auch die standörtliche Einnischung der einzelnen Arten zu verfolgen. Wird in einem dreidimensionalen Koordinatensystem auf der z-Achse die Position der 1m-Quadrat im Transekt, auf der Abszisse die Zeit und auf der Ordinate als Meßgröße die Mittlere Artmächtigkeitszahl verzeichnet, so ist es möglich, zeitliche und standörtliche Einnischung einzelner Arten (oder Artengruppen) auf einen Blick zu erfassen. Drei Beispiele mögen dies verdeutlichen (Abb.3).

Ausgehend von der Ansaat im Herbst 1978 bildete *Medicago lupulina* (Abb. 3.1) im Sommer 1979 eine Population mit hohem Deckungsgrad, wobei die frischere Abtragsböschung besonders dicht besiedelt wurde. In der folgenden Vegetationsperiode war *M. lupulina* aber gerade dort fast völlig verschwunden, wogegen sie sich auf dem trockeneren Abtrag erst zu diesem Zeitpunkt voll entwickeln konnte, um dort erst in den folgenden Jahren schrittweise zurückzugehen.

Festuca ovina agg. (Abb. 3.2), ebenfalls eine Art der Ansaat, benötigt dagegen mehrere Jahre, um stärker in Erscheinung zu treten; erst nach fünf Jahren scheint die Deckungszunahme zum Abschluß gekommen zu sein. Diese trockenheitsertragende Art kann sich auf der ONO-exponierten Böschung aber lediglich auf den trockeneren Partien, also dem Abtrag, gegen die Konkurrenz der übrigen Arten durchzusetzen.

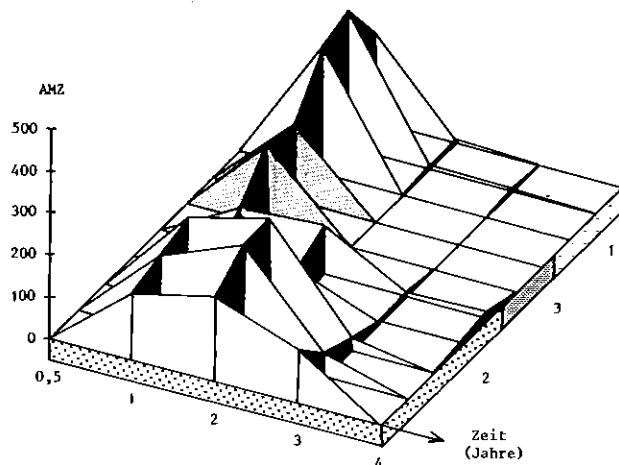


Abb. 3.1: *Medicago lupulina* (Ansaatart)

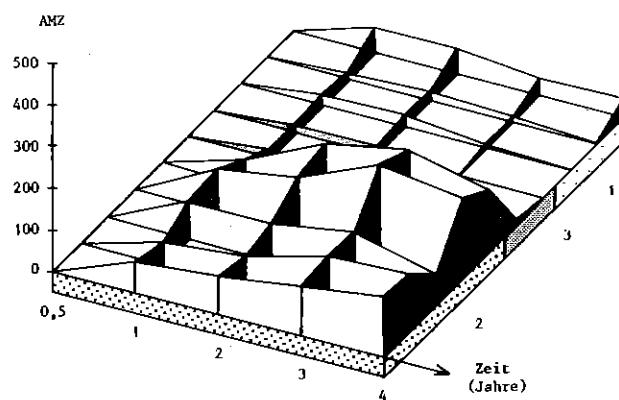


Abb. 3.2: *Festuca ovina* agg. (Ansaatart)

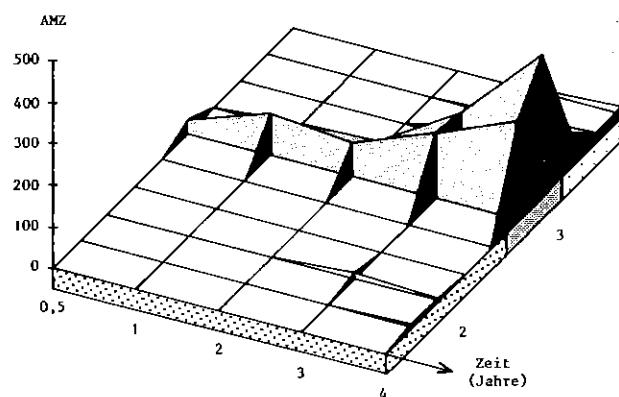


Abb. 3.3: *Solidago gigantea* var. *serotina* (Wildart)

Abb. 3: Populationsentwicklung auf den Untergrundtypen "Aufgeschütteter Löß" (1), "Freigelegter Löß in situ" (2) und "Lößüberschüttete alte Bodenreste" (3) in den ersten fünf Vegetationsperioden nach Fertigstellung einer Lößböschung (Oberbergen-Baßgeige; ONO-Exposition; Begrünung Okt. 1978).

Solidago gigantea var. *serotina* (Abh. 3.3) ist von Beginn an in den "Lößüberschütteten alten Bodenresten" in Form von Rhizomstücken und Achänen enthalten. Schon wenige Monate nach der Fertigstellung der Böschungen existiert eine kleine *Solidago*-Population, die in den folgenden Jahren rasch erstarkt und - über Rhizom und Achänenflug - auch in die benachbarten Flächen der Auftragsböschung eindringt. Der trockenere Teil der Böschung, der Abtrag, kann dagegen nicht besiedelt werden.

Eine weitergehende Vegetationsanalyse soll einem anderen Artikel vorbehalten bleiben (FISCHER 1985).

Der feinanalytische Ansatz bietet auch die Möglichkeit, durch Einsatz mathematisch-formeller Berechnungsverfahren (z. B. Evenness-Index) zusätzlich Informationen über Strukturänderungen im untersuchten Grünlandbrache-Bestand zu erhalten.

6. VERWENDUNGSBEREICH DER METHODE

Die Sukzessionsforschung muß eine Vielzahl von Methoden benutzen, um den verschiedenen zu bearbeitenden Fragestellungen gerecht werden zu können. So sind in jedem Untersuchungsfall die Größe und Gestaltung der Dauerfläche der Bestandesstruktur anzupassen. Sowohl ein Beobachtungsprogramm für mehrere Jahrzehnte konzipiert ist, müssen auch die im Untersuchungszeitraum zu erwartenden Vegetationseinheiten mit der verwendeten Methode erfassbar sein (Gefahr des Methodenwechsels); Bestände mit schmalblättrigen Arten stellen an die Erhebungsmethode andere Anforderungen als Bestände mit leichter schätzbareren breitblättrigen Arten, usw.

Für die hier vorgestellte Methode ergeben sich im wesentlichen folgende Verwendungsbereiche:

- Untersuchungen über die ersten Entwicklungsschritte einer (Sekundär-)Sukzession, sofern sich nicht unmittelbar Sträucher und Bäume ansiedeln (einsetzbar z. B. zur Ermittlung potentieller Begrünungsarten für Renaturierungsmaßnahmen im Landschaftsbau);
- Untersuchungen in extensiv und intensiv genutzten Grünlandgesellschaften; die grobe Bewertungsskala erleichtert die Deckungsgradfestlegung insbesondere bei Grasartigen (eine aktuelle Fragestellung ist die Immissionswirkung auf weiterhin als Dauergrünland genutzte Gesellschaften);
- Untersuchungen in niedrigwüchsigen, gehölzfreien Pioniergegesellschaften;

- Untersuchungen in bestimmten Waldgesellschaften, sofern spezielle Aspekte der Entwicklung der Krautschicht interessieren.

7. ZUSAMMENFASSUNG

Es wird eine nicht-destructive Methode zur Vegetationsaufnahme auf Dauerflächen in Grünlandbrache-Beständen vorgestellt, die es erlaubt, die Artmächtigkeitsänderungen der einzelnen Arten präzise zu verfolgen, wobei zugleich der subjektive Schätzfehler gering gehalten werden kann. Hierzu wird eine 1 qm große Dauerfläche mittels eines tragbaren Rahmens zum Aufnahmetermin in 16 Teilflächen von je 0,25 m Kantenlänge geteilt. Für jedes Teilquadrat wird die Artmächtigkeit nach einer fünfstufigen Skala bewertet. Das Produkt aus der Zahl der von einer Art besiedelten Teilflächen (Frequenz; in %) und aus der mittleren Artmächtigkeitsbewertung (bezogen auf die besiedelten Teilflächen) ergibt als präzise Artmächtigkeitsangabe die "Mittlere Artmächtigkeitszahl". Ein Vergleich dieser Aufnahmemethode mit der klassischen Methode der Zürich-Montpellier-Schule am Beispiel von Daueruntersuchungen an der Kaiserstühler Böschungsvegetation zeigt, daß die feinanalytische Methode die Artmächtigkeitsschwankungen insgesamt präziser wiedergibt. Die Artmächtigkeitsänderungen, parallel mit beiden Methoden aufgezeichnet, zeigen häufig gleichen Trend, werden durch die feinanalytische Methode aber meist detaillierter nachgezeichnet; in manchen Fällen wird erst mittels Feinanalyse ein Trend der Artmächtigkeitsänderung mit zunehmendem Alter des Bestandes erkennbar.

Die Methode ermöglicht es, bei Anlage von Dauertransakten neben der zeitlichen auch die standörtliche Einnischung der Arten zu erfassen und beide in einem Diagramm gleichzeitig darzustellen. Die Möglichkeit zu weiterführenden Auswertungen mittels verschiedener mathematischer Indices ist gegeben. Der Anwendungsbereich der Methode wird umrissen.

8. LITERATUR

- BARKMAN, J.J., DOING, H., SEGAL, S., 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. Acta bot. Neerl. 13: 394-419.
- DIERSCHKE, H., SONG, Y., 1982: Vegetationsgliederung und kleinräumige Horizontalstruktur eines submontanen Kalkbuchenwaldes. In: DIERSCHKE, H. (Hrsg.): 'Struktur und Dynamik von Wäldern'. Ber. Int. Sym. Int. Ver. Vegetationskde, Rinteln 1981, Vaduz (Cramer): 513-539.

- FISCHER, A., 1982: Mosaik und Syndynamik der Pflanzengesellschaften von Lößböschungen im Kaiserstuhl (Südbaden). *Phytocoenologia* 10: 73-256.
- FISCHER, A., 1985: Feinanalytische Sukzessionsuntersuchungen in Grünlandbrachen - Vegetationsentwicklung ungelöst und nach Begründung. *Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ.* 61, im Druck.
- GLAVAC, V., 1975: Zur Methodik der vegetationskundlichen Untersuchungen auf Dauerprobeflächen. In: SCHMIDT, W. (Hrsg.) 'Sukzessionsforschung', Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskde, Rinteln 1973, Vaduz (Cramer): 619-622.
- KNAPP, R., 1983: Möglichkeiten quantitativer Präzisierung bei Bestandes-Analysen von Pflanzengesellschaften. *Tuxenia* 3: 477-483.
- KNAPP, R., 1984: Sample (relevé) areas and plot-less sampling. In: KNAPP, R. (ed.): *Handbook of Vegetation Science*, Vol. 4, The Hague, Boston, Lancaster: 101-119.
- LONDO, G., 1975: Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. In: SCHMIDT, W. (Hrsg.): 'Sukzessionsforschung', Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskde, Rinteln 1973, Vaduz (Cramer): 613-617.
- MUELLER-DOMBOIS, D., ELLENBERG, H., 1974: *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. New York.
- SCHMIDT, W., 1974: Die vegetationskundliche Untersuchung von Dauerprobeflächen. *Mitt. Flor.-soz. Arb. gem. NF* 17: 103-106.
- STUSSI, B., 1970: Vegetationsdynamik in Dauerbeobachtung. *Ergeb. wiss. Unters. schweiz. Nationalpark* 61: 385 S.
- TUXEN, R., ELLENBERG, H., 1937: Der systematische und ökologische Gruppenwert. *Mitt. Flor.-soz. Arb. gem. Niedersachsen* 3: 171-184.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Anton Fischer
 Inst. f. Pflanzenökologie
 d. Justus-Liebig-Universität
 Heinrich-Buff-Ring 38
 D-6300 Giessen

SCHREIBER, Karl-Friedrich (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauerflächen" in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984.* Paderborn: Ferdinand Schöningh 1985, S. 225-230 (Münstersche Geographische Arbeiten 20)

Canonical analysis of asymmetric matrices: a method for the analysis of vegetational successions and invasions

Jonathan Mitchley

KEYWORDS

Asymmetric matrices, Chalk grassland, Canonical analysis, Control of relative abundance, Interference, Invasion, Succession.

ZUSAMMENFASSUNG

1. Es wird eine Methode zur canonischen Analyse asymmetrischer Matrizen (CAA) nach GOWER (1977) beschrieben. Die Methode beruht auf der graphischen Annäherung an die asymmetrische Komponente der Rohdatenmatrix, deren Struktur in einigen Dimensionen dargestellt wird.
2. Beweidetes Grünland auf Kalkstandorten in Großbritannien besitzt eine bekannte Artenzusammensetzung, die einen weiten Bereich des Lebensformen-Spektrums umfaßt. Im Gegensatz zu den einjährigen und zweijährigen Arten zeigen die ausdauernden, Matrix-bildenden Arten geringe zeitliche und räumliche Schwankungen in ihrer relativen Abundanz, in der sie eine mehr oder weniger festgelegte Rangfolge aufweisen.
3. Die experimentelle Arbeit, die darauf zielte die wichtigsten Faktoren, die die Hierarchie aufrecht erhalten, herauszuarbeiten, hat eine positive Korrelation zwischen der Interferenz-Fähigkeit und der relativen Abundanz für eine Reihe ausdauernder Arten des Kalkgraslandes aufgezeigt; dies deutet darauf hin, daß erstere ein wichtiger Faktor in der Determination der letzteren ist.
4. In dieser Arbeit wird über einen Feldversuch berichtet, in dem sechs ausdauernde Dikotyledonen in Rein- und Mischkulturen auf einem Kalk-Grünland-

standort aufgezogen wurden. Nach dem ersten Jahr war der Samen der Versuchsarten natürlich verteilt und die Sämlinge einiger Arten fanden sich in Versuchsparzellen, in denen sie ursprünglich nicht gepflanzt worden waren.

5. Diese Einwanderung der Sämlinge und die dann nachfolgende Etablierung ausgewachsener Individuen wurde für jede Art in den drei Parallelen der Reinkulturen aufgenommen und mit Hilfe der CAA analysiert. Die Ergebnisse zeigen, daß das Eindringen der Arten eng mit der Verbreitungsfähigkeit und dem Gewicht der Diasporen korreliert und daß im allgemeinen die am häufigsten eindringenden Arten im Freiland spärlich und die seltener eindringenden reichlich vorhanden sind.
6. Es wurde gefolgert, daß diesem Ausmaß der Einwanderung eine Steady-State-Beziehung im Freiland zwischen der Interferenzfähigkeit und dem Durchsetzungsvermögen ausgekeimter Pflanzen einhergeht. Im allgemeinen sind Arten mit einer größeren Fähigkeit zur Interferenz reichlich vorhanden, während jene mit geringerem Potential spärlich sind, aber infolge ihres relativ größeren Vermögens zum Weiterwachsen bereits ausgekeimter Individuen nicht aus der Gemeinschaft verschwinden.

1. INTRODUCTION

MITCHLEY & GUARINO (1984) describe GOWER's (1977) method for the 'canonical analysis of asymmetry' (CAA) as applied to asymmetrical square data matrices derived from an interference experiment and from the vertical stratification of a chalk grassland leaf canopy. However, the method is equally

suited to the analysis of succession, e.g. the transition matrices from the studies made by HORN (1975) and WALKER (1970), and invasion, e.g. the results from monitoring between-plot invasions in the long-term experiments of van ANDEL & NELISSEN (1981) and GRUBB (1982). The present paper discusses an example of vegetational invasion from a study of control of relative abundance of perennials in chalk grassland in the south of England (MITCHLEY 1983). Nomenclature follows TUTIN et al. (1964-1980).

2. METHOD

Any square matrix may be expressed as the sum of symmetric and skew-symmetric components:

$$A = M + N \quad (i)$$

Often, N can be identified as unwanted or uninteresting noise and the analysis confined to the symmetric matrix M . On occasion, however, the skew-symmetric component N may have some structure of interest, and a method which derives an approximation to this matrix, and displays its structure in few dimensions, is singular-value decomposition (GOWER 1977):

$$N = U S V' \quad (ii)$$

where U consists of the eigenvectors of NN' , V consists of the eigenvectors of $N'N$, and S is diagonal and holds the square roots of the eigenvalues of NN' (singular-values). The elements of S in equation (ii) come in pairs of equal values, arranged in descending order. If all but the first m of these pairs of values are set to zero, the matrix that is recovered by multiplying out the right-hand side of (ii) is the best rank $2m$ approximation to the original matrix N (ECKART & YOUNG 1936). Taking two columns of U associated with equal singular-values (i.e. columns 1 and 2, or 3 and 4 etc.) as the co-ordinates along orthogonal axes of the n entities that index the rows and the columns of A , results in a non-metric graphical approximation to A . In this type of space it is the area of the triangle, defined by a pair of points and the origin, that approximates the skew-symmetric value between the two entities, not any more straightforward distance relation. The unit of approximation in CAA, therefore, is the plane not the linear axis as for example in principal co-ordinates analysis. The lowest-dimensional representation of the original skew-symmetric matrix is two-dimensional (achieved by considering columns 1 and 2 of U , and a better approximation is produced by allowing further planes.

The adequacy of the approximation in a given plane is found by squaring the singular-values and comparing the ratio of the sum of those associated with that plane to the total. Further details of this analysis are given by MITCHLEY & GUARINO (1984).

3. APPLICATION: BACKGROUND

Grazed chalk grassland in the south of England is a moderately species-rich vegetation type, consisting of an intimate mixture of species covering a wide range of the growth-form spectrum. The annual, biennial and pauciannual species and the orchids are superimposed upon a background of perennial matrix-forming species. A careful study of the relative abundances of the perennial matrix species revealed consistent hierarchies of relative abundance, with characteristic 'sparse' and 'abundant' species existing both within and between different sites, and which persist through time, at least over periods of several decades (GRUBB, KELLY & MITCHLEY 1982; MITCHLEY 1983). This regularity of relative abundance, through both space and time, contrasts strongly with the wildly fluctuating populations of the annual and biennial species in the same communities (GRUBB et al. 1982; KELLY 1982).

MITCHLEY (1983; see also MITCHLEY & GUARINO 1984) describes a half-diallel field experiment designed to examine the role of inter-specific interference in the maintenance of these regular hierarchies of relative abundance. Six species of perennial dicotyledons, covering the range of relative abundance from sparse to abundant in the field, were grown in pure stands and in all combinations of two species, in plots of 70 x 70 cm on an area of chalk grassland previously cleared of turf and from which major grazing animals were excluded. The experiment was planted in 1980 and the results of a non-destructive harvest in 1981 revealed a strong hierarchy of interference ability which was positively correlated with relative abundance. Thus, the most aggressive species in the experiment are the most abundant in the field (> 10% cover), while the least aggressive are the sparsest (< 2% cover). This result strongly suggests that the potential for interference is an important factor determining relative abundance amongst perennial species in chalk grassland. However, the question then arises: how do the sparse species persist amongst the more aggressive, abundant species without disappearing from the community? One possible solution derives from the results of the same field experiment in subsequent years.

4. APPLICATION: BETWEEN- PLOT INVASIONS IN THE FIELD EXPERIMENT

The field experiment was planted in July 1980, and after the first year, seed of all six species was dispersed within the experimental area, and seedlings of some species established in plots other than those originally planted to them. For simplicity, these between-plot invasions were recorded only in the three replicate pure stand plots for each species. Each plot was recorded for the six species as follows:

1. April 1982, density of seedlings estimated from 100 randomly placed 2 x 2 quadrats;
2. September 1982, cover of seedlings estimated from 160 randomly positioned point quadrats;
3. October 1983, frequency of shoots in a 50 x 50 cm quadrat divided into a grid of twenty-five 10 x 10 cm squares;
4. September 1984, frequency of shoots as above.

The raw data for the analysis consists of a square asymmetric matrix A in which the element a_{ij} is a measure of the invasion of species i into pure stand plots of species j . This matrix is decomposed as A in (i) and the skew-symmetric component 'normalized' as follows:

$$n_{ij} / m_{ij} = (a_{ij} - a_{ji}) / (a_{ij} + a_{ji}) \quad (\text{iii})$$

Thus, the deviations from a symmetrical relationship between i and j are expressed as a fraction of the number of co-occurrences of i and j . This matrix is then subjected to singular-value decomposition as in (ii). Tables 1 - 4 present the raw data matrices of invasion from the four sampling periods between 1982 and 1984. Fig. 1a - d shows the first planar representation after CAA of the 'normalized' skew-symmetric component of each of these matrices. In each case the first planar representation shows a hierarchy of species in which a species generally invades those below it more often than it is itself invaded by them.

As described above, the proportion of the total sum of squares of the singular-values accounted for by the first pair of values is a measure of the adequacy of the two-dimensional approximation to the original matrix. The percentages for the sampling periods illustrated in Fig. 1a-d are, 94, 84, 98 and 86 respectively, indicating very good approximation for all the hierarchies.

Table 1: Matrix A of between-plot invasions in the field experiment. The element a_{ij} is the density of seedlings (m^{-2}) of species i invading pure stand plots of species j in April 1982. Each value is the mean of three replicate plots. The diagonal elements represent the density of seedlings of species i in its own pure stand plots, and are not included in the marginal values by CAA.

Species	j	Am	Ca	Hc	Lh	Ps	Sm	Means
i								
<i>Achillea</i>		725	325	892	950	658	167	598
<i>Cirsium</i>		17	0	0	0	17	25	12
<i>Hippocrateis</i>		0	0	292	8	0	0	2
<i>Leontodon</i>		75	117	92	192	83	125	98
<i>Pimpinella</i>		1517	508	750	325	7983	250	670
<i>Sanguisorba</i>		0	0	33	0	0	105	7
Means		322	190	353	257	152	113	

Table 2: Matrix A of between-plot invasions in the field experiment. The element a_{ij} is the repetitive cover of seedlings of species i invading pure stand plots of species j in September 1982. Each value is the mean of three replicate plots. The diagonal elements represent the repetitive cover of the adult individuals of species i originally planted to the pure stands, and are not included in the marginal values or in the analysis by CAA.

Species	j	Am	Ca	Hc	Lh	Ps	Sm	Means
i								
<i>Achillea</i>		73	8	3	11	25	1	9.6
<i>Cirsium</i>		0	97	1	0	0	1	0.4
<i>Hippocrateis</i>		0	0	239	0	0	0	0.0
<i>Leontodon</i>		30	15	7	197	36	14	20.4
<i>Pimpinella</i>		33	24	11	8	78	7	16.6
<i>Sanguisorba</i>		2	0	1	0	2	442	1.0
Means		13.0	9.4	4.6	3.8	12.6	4.6	

Table 3: Matrix A of between-plot invasions in the field experiment. The element a_{ij} is the frequency (out of 25) of shoots of species j in October 1983. Each value is the mean of three replicate plots. The diagonal elements represent the frequency of shoots of species i in its own pure stand plots, and are not included in the marginal values or in the analysis by CAA.

Species	j	Am	Ca	Hc	Lh	Ps	Sm	Means
i								
Achillea		17	15	9	14	24	4	13.2
Cirsium		0	23	2	0	1	0	0.6
Hippocrepis		1	1	25	1	3	0	1.2
Leontodon		19	19	20	19	25	16	19.8
Pimpinella		24	22	16	18	25	14	18.8
Sanguisorba		4	2	2	3	1	25	2.4
Means		9.6	11.8	9.8	7.2	10.8	6.8	

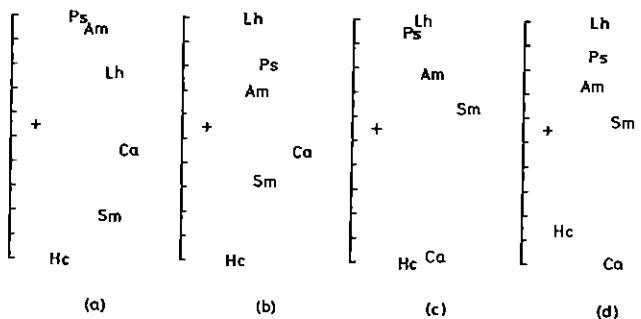


Fig. 1: Hierarchies of invasiveness derived from CAA of the data in Tables 1-4, respectively: (a) density of seedlings in April 1982; (b) cover of seedlings in September 1982; (c) frequency of shoots in October 1983; (d) frequency of shoots in September 1984. The scale of relative invasiveness is given on the left and a cross marks the position of each origin. Species codes: Am, Achillea millefolium; Ca, Cirsium acaule; Hc, Hippocrepis comosa; Lh, Leontodon hispidus; Ps, Pimpinella saxifraga; Sm, Sanguisorba minor.

Table 4: Matrix A of between-plot invasions in the field experiment. The element a_{ij} is the frequency of species i invading pure stand plots of species j in September 1984. Each value is the mean of three replicate plots. The diagonal elements represent the frequency of species i in its own plots, and are not included in the marginal values or in the analysis by CAA.

Species	j	Am	Ca	Hc	Lh	Ps	Sm	Means
i								
Achillea		11	14	7	10	22	8	12.2
Cirsium		0	21	3	0	2	1	1.2
Hippocrepis		10	2	25	5	10	0	5.4
Leontodon		22	20	22	15	25	18	21.4
Pimpinella		24	23	22	20	25	12	20.0
Sanguisorba		6	4	6	6	5	25	5.4
Means		12.4	12.6	11.8	8.2	12.8	7.8	

The results in Fig. 1 clearly show differential invasion amongst species, and invasiveness is inversely correlated with dispersibility and propagule weight (MITCHLEY 1983). Three species are very invasive, and of these, two are sparse in the field (propagule weight (mg) in parentheses), *Achillea millefolium* (0.2) and *Pimpinella saxifraga* (1.2), and one is abundant, *Leontodon hispidus* (1.1, including pappus). All three of the least invasive species are abundant in the field, *Cirsium acaule* (3.9, excluding pappus), *Hippocrepis comosa* (2.9, including attached pod wall) and *Sanguisorba minor* (4.7).

An important aspect of the control of relative abundance involves the dimension of invasiveness revealed in the field experiment, which, I suggest, parallels a steady-state relationship operation in the field, between interference ability and the frequency of seedling establishment events, and the balance amongst species determines relative abundance. Species with a greater potential for interference are abundant, e.g. *Sanguisorba minor*, whilst those with a lower potential are sparse, e.g. *Pimpinella saxifraga*, but do not disappear from the community since they are advantaged through a relatively greater frequency of seedling establishment events.

5. CONCLUSION

GOWER's (1977) method for the analysis of asymmetric matrices is useful for generating hypotheses in an ecological context. The method is simple to use, and very flexible, being well suited to the analysis of interference and perturbation experiments, and for the analysis of vegetational changes, fluctuations, successions and invasions. Only slight modifications need to be made to the basic procedure, usually of the 'normalizing' type shown in (iii), for it to be applicable to any matrix of the appropriate form.

6. ACKNOWLEDGEMENTS

I would like to thank the Nature Conservancy Council of Great Britain for permission to carry out the experimental work on the Aston Rowant N.N.R., and my colleague, Luigi GUARINO, for assistance with the analyses. This work was carried out whilst I was in receipt of a studentship from the Natural Environment Research Council of Great Britain.

7. SUMMARY

1. GOWER'S (1977) method for the canonical analysis of asymmetric matrices (CAA) is described. The method derives a graphical approximation to the skew-symmetric component of the raw data matrix, displaying its structure in few dimensions.
2. Grazed chalk grassland in Britain consists of an intimate mixture of species covering a wide range of the growth-form spectrum. In contrast to the annual and biennial species, the perennial matrix-forming species exhibit little variation in relative abundance through either space or time, with more or less fixed hierarchies of relative abundance.
3. Experimental work aimed at elucidating major factors maintaining these hierarchies, has revealed a positive correlation between interference ability and relative abundance for a range of perennial species in chalk grassland, suggesting that the former is an important factor in the determination of the latter.

4. This work included a field experiment in which six perennial dicotyledonous species were grown in pure stand and mixed plots on a natural chalk grassland soil profile. After the first year, seeds of

the experimental species were dispersed naturally, and seedlings of some species established in plots other than those originally planted to them.

5. This seedling invasion, and the subsequent establishment of adult individuals, was recorded in the three replicate pure stand plots for each species, and analysed using CAA. The results showed that invasiveness was inversely correlated with dispersibility and propagule weight, and that, in general, the most invasive species are sparse in the field and the least invasive are abundant.

6. It is concluded that this dimension of invasiveness parallels a steady-state relationship in the field between interference ability and seedling establishment events. In general, species with a greater potential for interference are abundant, whilst those with a lower potential are sparse, but do not disappear from the community due to a relatively greater frequency of seedling establishment events.

8. REFERENCES

- ANDEL, J. van & H.J.M. NELISSEN, 1981: An experimental approach to the study of species interference in a patchy vegetation. *Vegetatio* 45: 155-163.
- ECKART, C. & G. YOUNG, 1936: The approximation of one matrix by another of lower rank. *Psychometrika* 1: 211-218.
- GOWER, J.C., 1977: The analysis of asymmetry and orthogonality. *Recent Developments in Statistics*, ed. by J. Barra et al., Amsterdam: 109-123.
- GRUBB, P.J., 1982: Control of relative abundance in roadside Arrhenatheretum: results of a long-term experiment. *J. Ecology* 70: 845-861.
- GRUBB, P.J., D. KELLY & J. MITCHLEY, 1982: The control of relative abundance in communities of herbaceous plants. *The Plant Community as a Working Mechanism*, ed. by E.I. Newman. (Blackwell Sci. Publ.) Oxford: 79-97.
- HORN, H.S., 1975: Markovian properties of forest succession. *Ecology and Evolution of Communities*, ed. by M.L. Cody & J.M. Diamond. Massachusetts (Belknap Press): 196-211.
- KELLY, D., 1982: Demography, Population Control and Stability in Short-Lived Plants of Chalk Grassland. Ph. D. Thesis, Univ. Cambridge, England.
- MITCHLEY, J., 1983: The Distribution and Control of the Relative Abundance of Perennials in Chalk Grassland. Ph. D. Thesis, Univ. Cambridge, England.
- MITCHLEY, J. & L. GUARINO, 1984: Canonical analysis of asymmetric matrices: two applications from a study of chalk grassland in the south of England. *Vegetatio* 57: 53-60.

TUTIN, T.G., V.H. HEYWOOD, N.A. BURGES, D.H. VALENTINE, S.M. WALTERS & D.A. WEBB, 1964-1980: Flora Europaea, Vols. 1-5. Cambridge, England.(Cambridge Press).

WALKER, D., 1970: Direction and rate in some British Postglacial Hydroseres. Studies in the Vegetational History of the British Isles, ed. by D. WALKER & R.G. West, Cambridge, England (Cambridge Univ. Press): 117-139.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Jonathan Mitchley
4/5 Mill Lane
Blackfriars
Canterbury
GB-Kent CT1 2 AW