

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

Herausgeber: Geobotanisches Institut, Stiftung Rübel (Zürich)

Band: 124 (1995)

Artikel: Vegetationskundlich-ökologische Untersuchungen und Bewirtschaftungsexperimente in Halbtrockenwiesen ("Mesobromion") auf dem Schaffhauser Randen = Phytosociological and ecological investigations and experimental management in mesobromion limestone grassland on the Randen, a Jurassic mountain in northern Switzerland

Autor: Keel, Andreas

Kapitel: 5: Diskussion

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-308988>

Nutzungsbedingungen

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

Conditions d'utilisation

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

Terms of use

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

Download PDF: 01.02.2026

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

5. DISKUSSION

5.1. INTERPRETATION DER ERGEBNISSE

Ein Vegetationsbestand in einem örtlich begrenzten Raum kann als Teilmenge einer abschätzbaren, aber nicht genau definierten, potentiell für den Standort verfügbaren Artengarnitur aufgefasst werden. Die zeitliche Veränderung der Anzahl vorhandener Arten und Individuen wird bestimmt durch Ereignisse, die einzelne oder mehrere Bereiche eines Standortes betreffen, und durch die Möglichkeiten der Arten und Individuen, auf diese Ereignisse zu reagieren und neue Bereiche zu besiedeln. Wichtige Eigenschaften der Arten (in Mesobrometen) sind die Fähigkeiten, Pflanzenteile zu regenerieren, schützende Strukturen gegen Zerstörung und Stressfaktoren zu entwickeln, Verluste auszugleichen, Lücken im Bestand mit Samen oder Ausläufern zu besiedeln und sich in der Konkurrenz um Licht, Wasser und Nährstoffe durchzusetzen. Die auf Standort und Pflanze einwirkenden Ereignisse weisen unterschiedliche Eigenschaften auf. Sie können beispielsweise unregelmässig, regelmässig, selektiv, kurz- oder langfristig wirken und als Impulse betrachtet werden, die eine Vegetation in einem pendelnden Gleichgewicht halten (vgl. z.B. Mosaikzyklen, REMMERT 1985), zu einer Änderung veranlassen oder eine Sukzession bewirken.

Die vorliegende Untersuchung beschränkte sich auf die Erfassung der Auswirkungen von mehrheitlich stabilen, nicht anthropogenen Standortsfaktoren sowie insbesondere von induzierten Bewirtschaftungseingriffen und der Verbrachung.

5.1.1. Veränderungen im *Mesobromion* von 1947 bis 1977

Die Orte der von ZOLLER in den Jahren 1947 und 1948 erhobenen Vegetationsaufnahmen (vgl. auch ZOLLER 1954b) konnten in den meisten Fällen nicht exakt relokalisiert werden. Eine direkte Erfassung von Vegetationsveränderungen auf denselben Aufnahmeflächen zu verschiedenen Zeitpunkten war deshalb zumeist nicht möglich. Ein Vergleich der 1947 und 1948 erfasssten Vegetation mit jener in demselben biogeographischen Raum ca. 30 Jahre später enthält somit einerseits methodische Unterschiede wie unterschiedliche Aufnahmeverfahren, Flächenauswahl und Artenansprache sowie andererseits tatsächliche Vegetationsveränderungen des *Mesobromion*-Komplexes

aufgrund von Bewirtschaftungsänderungen und allenfalls anderen, neuen Umwelteinflüssen. Die Gegenüberstellung der beiden Vegetationstabellen von 1947/48 und 1976/77 in der Beilage zeigt die nachfolgend aufgeführten Veränderungen.

Mit einem Vergleich der Frequenzen jeder einzelnen Art in den Aufnahmen von 1947/48 und 1976/77 (Anh. 5) wurde versucht, primär methodische Unterschiede und unterschiedliche Auswahl der Standortstypen zu erklären und anschliessend Hinweise auf Vegetationsveränderungen zu finden. Besonders hervorzuheben sind Änderungen, die den methodenbedingten Unterschieden entgegenstehen. Bei dieser Beurteilung wurde vor allem die Präsenz einer Art und nur ausnahmsweise deren Deckungswert verwendet.

Bei den 86 aus den Jahren 1947 und 1948 stammenden Aufnahmen von ZOLLER (1947/48) finden sich teilweise Bemerkungen zur Bewirtschaftung. Ca. 75% der aufgenommenen Bestände wurden vermutlich regelmässig, ca. 6% unregelmässig und ca. 10% nicht mehr gemäht (brachliegend); bei den restlichen Aufnahmen fehlen Angaben zur Bewirtschaftung. (Weiter fortgeschrittene) Brachestadien sind in den 195 Aufnahmen von 1976 und 1977 mit 34% stärker vertreten. Die grössten Frequenzunterschiede mit über 10% zeigen deshalb denn auch vor allem Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in den Sukzessionsstadien der Mesobrometen nach dem Brachfallen (Anh. 5, Tab. a). Erwartungsgemäss sind dies insbesondere Gehölzarten wie *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea*, *Acer pseudoplatanus*, *Ligustrum vulgare* und viele weitere. Die Art *Juniperus communis* findet sich in den Aufnahmen von ZOLLER mit einer (vergleichsweise) hohen Frequenz von 5.8%, während sie - obwohl im Randen noch nicht selten - in den Aufnahmen von 1976/77 einen geringen Anteil der Sträucher ausmacht (Anh. 5, Tab. d). Im Gegensatz zu den weidebeeinflussten Mesobrometen der angrenzenden Schwäbischen Alb, wo *Juniperus communis* als wideresistente Pflanze häufig anzutreffen ist, sind im untersuchten Bereich offenbar geeignete Nischen seltener geworden.

Eine Reihe von Gräsern und Kräutern zeigt mit einer höheren Frequenz ebenfalls die Vorliebe für erste Brachestadien (Anh. 5, Tab. b). Darunter sind insbesondere *Trifolium medium*, *Viola hirta*, *Carex ornithopoda*, *Centaurea scabiosa* u.a.m. zu nennen.

In den jahrelang brachliegenden Beständen ist das Vorkommen zahlreicher Arten mit niedriger Stetigkeit und geringer Deckung bemerkenswert, welche ihre Hauptverbreitung in den gemähten Wiesen aufweisen. Es wäre zu prüfen, ob diese Arten die abnehmenden Reste von lokalen Teilpopulationen

darstellen (Halbwertszeit von Populationen), ob immer wieder eine Einwanderung erfolgt (Beispiel *Taraxacum officinale*) oder ob sie sich erhalten, sofern ein genügend grosses Areal vorhanden ist (grösseres Minimalareal erforderlich, da geeignete Nischen seltener). Das Vorhandensein von *Mesobromion*-Arten und allgemein von Mähwiesenarten unterscheidet die brachliegenden Magerwiesen von den "stabilisierten" waldrandbegleitenden Säumen des *Geranion sanguinei* und des *Trifolion medii*.

Eine gegenüber 1947/48 grössere Fläche einnehmen dürften Pflanzengesellschaften, deren Arten auf relativ nährstoffreichen und brachliegenden Standorten gut gedeihen, zum Teil (frühes) Mähen nicht ertragen und die hier als *Inulo conyzae-Mesobrometum* bezeichnet werden (Anh. 5, Tab. c).

Hervorzuheben ist die gleichbleibende oder tiefere Frequenz von weiteren brachezeigenden Arten wie *Aster amellus*, *Helianthemum ovatum*, *Campanula persicifolia* und *Carlina simplex* (Anh. 5, Tab. d). Besonders bemerkenswert ist der geringe Unterschied der Frequenz von *Brachypodium pinnatum*. Diese Art war 1947/48 beinahe gleich häufig in den Aufnahmen vertreten wie 1976/77, d.h. sie gehörte als hochstete Art auch zu den (extensiv) bewirtschafteten Mesobrometen. Tatsächlich zugenommen haben dürften dagegen ihre Deckungswerte in älteren brachliegenden Beständen, wobei längerfristig allerdings gemäss KRÜSI (1991) lokal auch wieder Abnahmen des Dekkungsgrades möglich sind.

Erwartungsgemäss stärker vertreten sind in den Aufnahmen 1976/77 die nährstoffzeigenden Arten wie *Arrhenatherum elatius* und viele weitere (Anh. 5, Tab. e). Zahlreicher sind auch (zufällig oder witterungsbedingt?) kurzlebige, lückenbesiedelnde Pionierarten, insbesondere *Myosotis arvensis*, aber auch *Veronica arvensis* und *Arenaria serpyllifolia*. Erstaunlicherweise weniger stark vertreten sind demgegenüber einige Fettwiesenpflanzen wie *Ranunculus friesianus* (Anh. 5, Tab. f). Auch die Kleearten *Trifolium pratense* und *T. repens* scheinen 1976/77 weniger häufig zu sein. Die "früher übliche" Phosphordüngung mit Thomasmehl und Superphosphat (ZOLLER 1947/48) förderte damals diese beiden Leguminosen gegenüber den übrigen Arten.

Seltener in den Aufnahmen 1976/77 sind zahlreiche Arten gemähter Wiesen auf nährstoffarmen und/oder flachgründigen Böden oder extrem trockener, brachliegender Flächen mit einer lückigen Vegetation, geringen Streueauflage und einer (noch) schwach entwickelten Strauchschicht (Anh. 5, Tab. g). Es sind meist niederwüchsige Arten, zum Teil mit Blattrosetten, die der Konkurrenz hochwüchsiger Arten in dichten Wiesenbeständen unterliegen oder sich unter einer dichten Streueschicht brachliegender Flächen nur ungenü-

gend entwickeln können. Als Beispiel zu nennen sind *Crepis alpestris* und *Globularia elongata*. Obwohl im Randen noch vorkommend, dürften diese Arten infolge Eutrophierung maschinell bewirtschaftbarer Flächen und Verbrachung von Grenzertragslagen tatsächlich sehr stark abgenommen haben und weiter zunehmend gefährdet sein. Stark abgenommen hat insbesondere in den gemähten Wiesen die Frequenz der Orchideenarten.

Im *Seselio libanotidis-Mesobrometum* sind bei den Charakterarten keine grossen Unterschiede festzustellen (Anh. 5, Tab. h). Insbesondere *Seseli libanotis* und *Anthericum ramosum* sind fast gleich häufig in den beiden Vegetationstabellen enthalten. Diese Vegetationseinheit dürfte somit auch ähnlich häufig erfasst worden sein. Aufgrund der extremen Standortseigenschaften (trocken, steil, mager) sind im betrachteten Zeitraum die Änderungen von Standort und Vegetation infolge geringer Möglichkeit zur Intensivierung und langsamer Sukzession vergleichsweise am geringsten geblieben. Soweit nicht methodenbedingt, weist das häufigere Auftreten von *Satureja vulgaris* und die geringere Frequenz von *Lactuca perennis* allerdings auf eine Verschiebung zu nährstoffreicherem Standorten.

Auf eher nährstoffarmen, wechselfeuchten und/oder schattigen Standorten wurden 1976/77 zusätzlich einige brachliegende Flächen mit Hochstauden wie *Trollius europaeus*, *Angelica silvestris* und anderen erfasst (Anh. 5, Tab i). Diese Standorte waren aus edaphischen Gründen im Gebiet immer sehr selten. Einen tatsächlichen starken Rückgang erlitten die gemähten mageren Wiesenbestände auf diesen Standorten durch die zunehmende Düngung, welche die Vegetationszusammensetzung rasch ändern konnte. Die geringeren Frequenzen von *Carum carvi* und *Colchicum autumnale* 1976/77 belegen den Rückgang dieser Bestände. Abgenommen haben auch feuchte oder schattige, spät gemähte Wiesen mit *Geranium sylvaticum*.

Einen seltenen Spezialstandort stellen ungedüngte, wechseltrockene Mergelböden dar, deren Vegetation als *Rhinantho angustifoliae-Mesobrometum* bezeichnet wird und dem *Thesio bavari-Mesobrometum* (ZOLLER 1954b) nahesteht (Anh. 5, Tab. j).

Ein grosser Teil der Arten in den beiden Vegetationstabellen zeigt nur geringe Unterschiede der absoluten und relativen Frequenz und weist auf die Ähnlichkeit des untersuchten Vegetationskomplexes in den aufgeführten Zeitabschnitten (Anh. 5, Tab. k).

In der Tabelle 1 im Anhang 5 sind zusätzlich die Arten aufgeführt, die jährlich stark schwankende Bestände aufweisen oder jahreszeitlich sehr früh oder sehr spät erkennbar sind und deshalb unterschiedliche Frequenzen erhalten

können. Ebenfalls bezeichnet sind Arten(-gruppen), die gegenüber ZOLLER systematisch anders eingeordnet wurden, und Arten, deren Frequenzunterschiede nicht erklärt werden konnten (Anh. 5, Tab. m und n).

Die von ZOLLER (1954b) definierten Vegetationseinheiten wurden mit Modifikationen bestätigt. Die Hauptfaktoren, die die wichtigsten Unterschiede in den Vegetationseinheiten bewirken, sind nach wie vor der Wasserhaushalt, die Bewirtschaftung und insbesondere der Nährstoffgehalt. Im zeitlichen Vergleich nach 30 Jahren am ähnlichsten sind die extremen Flügel des Spektrums: das *Colchico-* und das *Seselio libanotidis-Mesobrometum*. Der mittlere Bereich, das meist regelmäßig bewirtschaftete *Medicagini falcatae-Mesobrometum*, seine Untereinheiten und deren Änderungen sind schwierig zu beurteilen. Die Bewirtschaftungseinflüsse sind jährlich wechselnde Impulse, die hier eine Überlagerung verschiedener Vegetationsänderungen bewirken. Eine Ausweitung des Vegetationskomplexes erfolgte durch die vermehrte Erfassung von seit längerem brachliegenden Beständen. Bei allen Einheiten ist 1976/77 eine Verlagerung auf nährstoffreichere (stickstoffreichere) Verhältnisse festzustellen.

5.1.2. Einflüsse der Bewirtschaftung auf den Standort

Die Bewirtschaftungsweise wirkt sich primär direkt auf die Pflanzenindividuen aus. Zudem modifiziert sie durch die Veränderung der Vegetations- und Bodenstruktur die übrigen Standortsfaktoren. Die folgenden Ausführungen beziehen sich im wesentlichen auf die Versuchsflächen BM, Bargen, Tannbüel, Bereich des *Rhinantho angustifoliae-Mesobrometum*, und MM, Merishausen, Grätental, Bereich des *Medicagini falcatae-/Seselio libanotidis-Mesobrometum*.

Stickstoff im Boden: Die momentanen wie auch die akkumulierten Ammoniumgehalte unterschieden sich in den Böden der beiden Untersuchungsgebiete. Im dichten, tonigen Mergelboden der Fläche BM scheint die schlechtere Sauerstoffversorgung die Umwandlung zu Nitrat und die Aufnahme durch die Pflanzen zu behindern. Dadurch erhielten die über das ganze Untersuchungsjahr gemittelten Gesamtstickstoffwerte für den momentanen und den akkumulierten Gehalt ähnlich hohe Werte. In den besser durchlüfteten Hangschuttböden in der Fläche MM ist die Umwandlung von Ammonium in Nitrat kaum behindert. Bei einer Gesamtmenge von ca. 2.3 mgN/100 g Bo-

den umfasste der Ammoniumgehalt hier im Mittel nur ca. 17% des momentan verfügbaren Stickstoffes im Boden, während der Nitratgehalt ca. 83% betrug. Allerdings beruhen die Werte für die Fläche MM nur auf einer Messreihe. Auf der Fläche BM ergaben demgegenüber alle Werte des momentan verfügbaren Stickstoffes im Mittel während eines Jahresverlaufes auf den Teilflächen Brache, Mahd und Feuer ca. 95% Ammonium und ca. 5% Nitrat bei einem Gesamtgehalt von ca. 2.5 mgN/100 g Boden. Werden ganz hohe (Ausreisser-)Werte eliminiert, waren es noch 84% respektive 16% bei einem Gesamtgehalt von 0.91 mgN/100 g Boden.

Ein Jahresgang der Stickstoffwerte im Boden auf der Versuchsfläche BM zeigte folgendes: Die momentanen Ammoniumwerte streuten ohne ersichtlichen Bezug zur Jahreszeit und zur Bewirtschaftung. Bei der Ammoniumakkumulation und etwas weniger ausgeprägt bei der Nitratakkumulation zeigte sich gegen Ende der Vegetationsperiode im Spätsommer ein Minimum gegenüber den Werten zwischen Herbst bis Frühjahr (Vernalisation). Dies weist auf eine verbesserte Umsetzung des Ammoniums und eine stärkere Aufnahme durch die Pflanzen hin.

Aufgrund der vielen ungeklärten Abläufe im Stickstoffhaushalt der untersuchten Böden und der kurzen Versuchsdauer ist eine Berechnung des Jahresangebotes an mineralischem Stickstoff heikel. Lediglich zur Beurteilung des Standortes des *Rhinantho angustifoliae-Mesobrometum* dient folgender Richtwert für das mittlere Jahresangebot: ca. 3 mgN/100 g Boden = 1.5 gN/m² in der Bodenschicht von 1-6 cm bei einer scheinbaren Dichte von ca. 1 und einer Produktionsdauer von ca. sechs Monaten, wobei je die Hälfte aus Ammonium und Nitrat besteht. Die tatsächliche Stickstoffnachlieferung dürfte aber bei Berücksichtigung des ganzen durchwurzelbaren Bodenprofiles und aufgrund der Vergleiche zwischen den Labor- und Feldwerten einiges höher sein. GIGON (1968) schätzte die Stickstoffnachlieferung in den Böden von Standorten des *Teucrio-* und *Colchico-Mesobrometum* im Schweizer Jura auf höchstens 19 mg/l Boden = 1.14 g/m² in einer Schichttiefe von 1-7 cm. DIERSCHKE (1974) berechnete die Stickstoff-Nettomineralisation in einer Vegetationsperiode (1971) für das *Gentiano-Koelerietum* im Oberboden von 0 bis 5 cm auf 0.49 g/m² und im Gesamtboden auf 1.17 g/m². Das mittlere Mineralstickstoffangebot alpiner Rasenbestände liegt gemäss REHDER (1971) umgerechnet bei 3.5-5.5 g/m².

Erwartungsgemäss beeinflusste der Entzug der oberirdischen Biomasse auf der vorher ca. 18 Jahre brachgelegenen Fläche die Stickstoffnachlieferung im Boden wenig. Im Versuch verhielten sich die Brach- und Mahdfläche von

BM weitgehend ähnlich. Die Stickstoffwerte (vgl. Fig. 15) wiesen ein homogenes Verteilungsmuster auf. Auf der abgebrannten Fläche zeigten sich hingegen stärkere Schwankungen, insbesondere örtlich höhere Stickstoffgehalte. In Übereinstimmung mit den Angaben von GOLDAMMER (1978), dass nach dem Abbrennen die schwarze Fläche sich für einige Wochen stärker erwärmt und die Nitrifikation fördert, konnten auf den Brandflächen höhere Nitratwerte festgestellt werden. Einzelne sehr hohe Ammoniumwerte waren nicht erklärbar.

Biomasse: Die gemessene oberirdische Biomasse in den vorliegenden Versuchen stellt lediglich einen einfachen Indikatorwert für die festgestellten Unterschiede dar und zeigt nur einen Ausschnitt aus den komplexen, schicht- und zeitabhängigen Auf- und Abbauvorgängen der organischen Substanz.

SCHIEFER (1984) definiert die "Schwelle" zwischen Mager- und Fettwiesen in der Biomassenbildung bei ca. 350 gTS/m². THOMET et al. (1989) setzen die Grenze bei 300 gTS/m². Bei den Versuchsflächen BS, BL und ML lag die geerntete Menge zwischen 100 und 300 gTS/m², in BM und MM zwischen 130 bis 450 gTS/m². Hier ergab sich auf den unterschiedlich bewirtschafteten Teilflächen im Verlauf des Versuchs eine Differenzierung. Die Brachflächen enthielten die grösste (akkumulierte) Masse: bei BM 450 gTS/m², bei MM 300 gTS/m². Etwas geringer waren die Werte auf den abgebrannten Flächen mit 380 gTS/m² bei BM und 230 gTS/m² bei MM und am geringsten auf den Mahdflächen mit 290 gTS/m² bei BM und 130 g/TSm² bei MM.

LANGENAUER (1991) hat auf einer benachbarten Versuchsfläche (Gräte, 715 m ü. M., unter Einbezug von weiteren Pflegeversuchen) nach einer Versuchsdauer von 1977-1991 ähnliche Mittelwerte der oberirdischen Phytomasse festgestellt:

Julischnitt:	223.2 gTS/m ²
Oktoberschnitt:	230.7 gTS/m ²
2-Jahresschnitt:	353.1 gTS/m ²
5-Jahresschnitt:	418.4 gTS/m ²
Abbrennen:	306.0 gTS/m ²
Brache:	420.8 gTS/m ²

In diesen Brand-, Oktober- und Julischnittflächen waren die Anteile der Streue gegenüber den lebenden Pflanzenteilen klein (16.4 gTS/m², 23.4 g/TSm², 34.9 gTS/m²), in der Brachfläche gross (151.1 gTS/m²). Die Werte der 2- und 5-Jahresschnittflächen lagen dazwischen.

Eine Steigerung der Produktion der oberirdischen Biomasse in brachliegenden Jura-Magerwiesen (untere montane Stufe) um 30% gegenüber gemähten Beständen haben HARTMANN und OERTLI (1984a) durch Vergleich verschiedener Standorte im Bereich des *Colchico-Mesobrometum* und des *Colchico-Brachypodietum trifolietosum medii* (KIENZLE 1979, 1984) festgestellt.

Die von SCHIEFER (1984) aufgezeigten starken jährlichen Schwankungen der Biomassenbildung auf nicht (mehr) gedüngten Wiesenstandorten wurden auch auf den untersuchten Standorten bestätigt. Die Biomassenbildung wird auf den trockenen Mesobrometen-Standorten durch Trockenperioden beeinflusst. Da die Arten im *Mesobromion* mit unterschiedlicher Reduktion der Biomassenbildung auf Trockenstress reagieren (vgl. z.B. KUHN 1984), ist die Streuemenge stark von der Artenzusammensetzung und dem Witterungsverlauf abhängig. Die Unterschiede im Bodenwassergehalt und in der Beschatzung (Beispiel Versuchsfläche BS, Bargen) bewirkten deshalb je nach Witterungsverlauf jährlich andersartige Tendenzen in der Biomassenproduktion der drei Flächen BS, BL und ML.

Die Messreihe von fünf Jahren ist kurz. Die mittlere Abnahme von jährlich ca. 18 gTS/m² (ca. 8% vom vergleichsweise tiefen Ausgangszustand von 218 gTS/m²) zeigt immerhin, dass der jährliche Ertrag der untersuchten Magerwiesenstandorte trotz tiefem Niveau (SCHIEFER 1984) nach dem langjährigen Brachliegen bei Wiederaufnahme der Mahd zurückging. Ob dies nur durch den Nährstoffentzug oder zusätzlich durch die Änderung des Mikroklimas erfolgte, bleibt offen.

Das Mähen zeigte bei den Versuchsflächen BM und MM die Tendenz der stärksten Verminderung an oberirdischer Biomasse. Das Abbrennen verursachte ebenfalls eine Verminderung, jedoch in geringerem Ausmass. Zu berücksichtigen ist dabei insbesondere, dass auf der Brandfläche die Neubildung der oberirdischen Biomasse bis zum Zeitpunkt der Messung in einer weit kürzeren Zeit erfolgte als in der Mahdfläche.

SCHIEFER (1984) folgert aus ähnlichen Versuchen, dass "heisse" Feuer den Stickstoffgehalt stärker reduzieren, die Pflanzen stärker schädigen und sich dadurch eine Reduktion der Phytomassenproduktion ergibt, während "kalte" Feuer eine Erhöhung der Biomasse bewirken.

Auch im vorliegenden Fall dürfte sich durch die teilweise Schädigung durch das Feuer, die Reduktion des Stickstoffes und die extremeren Mikroklima- und Bodenwasserbedingungen nach dem Abbrennen eine Verringerung der Biomassenbildung ergeben haben, welche durch die verbesserte Nährstoff-

freisetzung und die stärkere Erwärmung der schwarzen Flächen im Frühjahr nicht kompensiert wurde.

ZIMMERMANN (1979) stellte im *Onobrychido-Brometum* des Kaiserstuhles (Biomassenproduktion ca. 266 bis 358 g/m²) in der ersten Hälfte der Vegetationsperiode nach dem kontrollierten Brennen im Frühjahr eine Erhöhung der Biomassenproduktion, in der zweiten Hälfte hingegen eine stärkere Reduktion der Biomasse als in den nicht abgebrannten Flächen fest. Dadurch ergab sich eine stärkere Zunahme der Streue-Nettoproduktion. ZIMMERMANN vermutet, dass das fortgesetzte Abbrennen eine Reduktion der Biomassenproduktion auch in der ersten Hälfte der Vegetationsperiode bewirken kann.

Nährstoffe in der Biomasse: Der höhere Anteil Stickstoff in der oberirdischen Biomasse im Spätsommer auf der Mahdfläche (BM: 1.24%, MM: 1.21%) im Vergleich zur Brand- (BM: 1.09%, MM: 1.13%) und Brachfläche (BM: 1.07%, MM: 1.13%) beruhte zum Teil auf der etwas früheren Ernte und dem höheren Lebendanteil in der Biomasse. Wie vor allem KUHN et al. (1982, 1978) zeigten, wird ein Teil der Nährstoffe in den (untersuchten) Pflanzen abgebaut und anschliessend gespeichert oder ausgewaschen. Entsprechend reduziert sich die Menge an Nährstoffen in der oberirdischen Biomasse, insbesondere nach Abschluss einer Vegetationsperiode bis zum Beginn der nächsten. Die Biomassen der Brandflächen wiesen denn auch im Frühjahr am 15.3.1978 bei BM 1.00 %N, bei MM am 10.3.1978 sogar nur 0.85 %N und am 1.3.1980 bei BM 0.94 %N auf. Diese Werte liegen wesentlich unter denjenigen, welche SCHIEFER 1984 (als Auswahl) veröffentlichte. Der mit dem Schnittgut weggeföhrte Stickstoffgehalt von 1.09 bis 1.24% entspricht den Messungen von HARTMANN und OERTLI (1984b) von ca. 1% bei der Mahd einer Magerwiese im Nordwestschweizer Jura.

Die höheren Werte des Phosphoranteils in der oberirdischen Biomasse auf den Mahdflächen (BM: 0.11%, MM: 0.09%) gegenüber der Brand- (BM: 0.09%, MM: 0.08%) und der Brachfläche (BM: 0.07%, MM: 0.07%) beruhten wie beim Stickstoff vor allem auf dem grösseren Lebendanteil der Biomasse. Die Werte des Phosphors entsprachen damit einigermassen denen des Stickstoffes, jedoch auf einem ca. zehnfach geringeren Niveau. Eine Reduktion der Werte im Winterhalbjahr war im Gegensatz zum Stickstoff nicht feststellbar, der Phosphor betrug bei den Brandflächen bei BM am 15.3.1978 0.08%, am 1.3.1980 0.07%, bei MM am 10.3.1978 0.06%, am 1.3.1980

0.08%. Die Werte liegen somit auch für Phosphor unter dem tiefsten von SCHIEFER (1984) publizierten Wert von 0.16%.

Nährstoffbilanz: Für nicht gedüngte Wiesenökosysteme kommt dem Nährstoffeintrag als Bestandteil der Immissionen aus der Luft eine steigende Bedeutung zu. ELLENBERG (1985) nimmt aufgrund der Angaben (1981) des BRD-Umweltbundesamtes als groben Schätzwert Stickstoffemissionen von 40 kg/ha·Jahr und Stickstoffimmissionen von gleicher Grösse an. Gemessen wurden zum Beispiel nach ULRICH (1982, zit. in ELLENBERG 1985) in emittentenferner Lage 20 bis 30 kg/ha·Jahr, womit im Laufe von fünf bis zehn Jahren eine Stickstoffmenge zugeführt wird, die einer landwirtschaftlichen Volldüngung entspricht (120 bis 200 kg/ha·Jahr). Neuere Messungen der Stickstoffeinträge betragen über 40 kg/ha·Jahr (Solling, Deutschland), maximale Werte liegen bei 68 kg/ha·Jahr (Niederrhein) und darüber.

HIRSCH (1991) zitiert für Stickstoff Depositionswerte im Kanton Zürich von 27-77 kg/ha·Jahr, welche wesentlich über den internationalen kritischen Obergrenzen für empfindliche Lebensräume wie Magerwiesen liegen. Die Autorin erwähnt zudem jährliche Phosphorfrachten von 0.1 g/m².

Gemäss dem hydrologischen Jahrbuch der Schweiz wurden auf dem Dach der EAWAG in Dübendorf im Niederschlag 0.075 mgP/m²·Jahr festgestellt. Der Anteil in den Stäuben, Aerosolen usw. wurde dabei nicht miterfasst.

In der vorliegenden Untersuchung wurden durch die Mahd im Spätsommer Stickstoffentzüge von 1.54-3.55 g/m² und Phosphorentzüge von 0.12-0.37 g/m² gemessen. Demgegenüber wurden eine Deposition von ca. 2-4 gN/m² und 0.1 gP/m² aus der Atmosphäre und ein Jahresangebot im Boden von ca. (!) 1.5-3 gN/m² angenommen. Eine Nährstoffanreicherung ist somit nicht ausgeschlossen. Allerdings sind allfällige weitere Nährstoffverluste in der Bilanz nicht berücksichtigt. Der Nährstoffbilanz (Import/Export) sollte in künftigen Untersuchungen unter dem Aspekt des Eintrages von Stickstoff und Phosphor aus der Atmosphäre in unterschiedliche Typen des *Mesobromion* vermehrte Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Beim Abbrennen in "mittleren bis heissen" Feuern wurden auf den Untersuchungsflächen ca. zwei Drittel des Stickstoffes in die Atmosphäre freigesetzt, d.h. der Fläche und damit den Pflanzen entzogen. Da der Phosphor in der Versuchsfläche verblieb, wurde angenommen, dass der staubförmige Austrag gesamthaft klein war.

Die Menge des freigesetzten Stickstoffes von ca. 0.88 g/m² entsprach etwa 0.6% der Trockensubstanzmenge der Fläche BM (1.3.1980). GOLDAMMER

(1978) zitiert Stickoxidemissionswerte von McMAHON (1976) in der Gröszenordnung von 0.05-0.45% des verbrannten Materials beim Abbrennen von Wäldern.

Feuertemperatur: Die mit Gegenwindfeuer erreichten maximalen Feuertemperaturen von ca. 640 °C liegen etwas tiefer als in den Versuchen von ZIMMERMANN (1979) mit 600-800 °C im *Onobrychido-Brometum* des Kaiserstuhles. In anderen Grasland-Ökosystemen können wesentlich höhere Feuertemperaturen erreicht werden. Bei einem Grasbrand in Afrika stellte MASSON (1949, zit. nach DAUBENMIRE 1968) auf der Bodenoberfläche 720 °C fest.

Die höchsten Werte in der vorliegenden Untersuchung wurden in 15-50 mm über der Bodenoberfläche festgestellt. Die in Figur 21 dargestellten Abläufe der drei Abbrennvorgänge (Typen a, b und c) zeigen die starke Abhängigkeit der Temperaturen und Einwirkungszeiten der Feuer von Feuertyp, Streueme und Windgeschwindigkeit. Nach ZIMMERMANN (1979) erreichen die Temperaturen innert ca. 10-30 s den Maximalwert. Daran schliesst eine Abkühlungszeit von ca. 2-3 min. an.

Da die Temperaturen über dem Boden in der Höhe rasch ansteigen, verbrannte auf den Versuchsfläche M 241 (Typ a, auf Boden 40-145 °C) und M 243 (Typ b, auf Boden 40-110 °C) ein grosser Anteil der oberirdischen Pflanzenteile. Nicht verbrannte grüne Teile verwelkten innert weniger Tage, so dass sich die Flächen optisch schwarz präsentierten. Auf der Fläche M 245 (Typ c) vermochten zummindest die gut geschützten Meristeme und Blätter (Rosetten, Horste) die weniger hohen Temperaturen an vielen Stellen besser zu überstehen. Bei den relativ günstigen Witterungsbedingungen während des Versuches erwies sich hier die Streueme von ca. 100 gTS/m² als Mindestmenge für das Abbrennen ohne zusätzliche Energie.

Die durch Schneedruck flacher liegende Streue erzeugte in trockenem Zustand höhere Temperaturen wenig über der Bodenoberfläche. Wenige Millimeter unter der Bodenoberfläche trat keine schädigende Temperatur ein.

Über dem Boden schwankten die maximalen Temperaturen stark. Die maximalen Temperaturwerte in den verschiedenen Höhen zeigten für die Feuertypen charakteristische Bilder, aus denen abgelesen werden kann, welche Ebenen der überwinternden Pflanzenorgane betroffen wurden.

Soweit die Streueme und -feuchte dies zulässt, ist eine Steuerung der massgebenden Feuertemperatur auf der Bodenoberfläche möglich, unter anderem durch die Anwendung von Mitwind-, Gegenwind- und Flankenfeuern.

Allerdings bewirkt eine schonende tiefe Feuertemperatur auch eine Verminderung des hier erwünschten Stickstoffaustrages.

5.1.3. Das Verhalten der Arten auf den untersuchten Flächen und die Reaktion auf Bewirtschaftungseinflüsse

Auf den mittleren bis extremen Standorten der untersuchten Mesobrometen sind folgende Strategien für das Überleben einer Art geeignet:

- a) kurzlebige Arten, Erhaltung und Verbreitung nur mit Samen, Pflanzen meist ein- oder zweijährig, Absterben nach der Fruchtreife, rasche Entwicklung in günstigen Zeiten und Nischen, relativ wenige Arten sommerannuell sind: *Rhinanthus angustifolius*, *Euphrasia rostkoviana*, *Gentiana germanica*; winterannuell ist: *Linum catharticum*; zwei- oder wenigjährig sind: *Gentiana ciliata*, *Anthyllis vulgaris*, *Chrysanthemum leucanthemum*
- b) Erhaltung und Verbreitung nur mit Samen, Pflanzen sterben nach der Fruchtreife ab, die Entwicklung dauert aber meist mehrere Jahre
Beispiel: *Seseli libanotis*
- c) perennierende, z.T. langlebige Arten, Überdauerung ungünstiger Perioden (insbesondere Trockenheit) mit unterirdischen Teilen, vorsichtige, stress-tolerante Arten, neben den eigentlichen Trockenwiesenpflanzen auch Arten, deren Hauptverbreitung in den (trockenen) Fettwiesen liegt (bei vielen dieser Arten war während der drei Untersuchungsjahre jedoch keine Bildung von Jungpflanzen ausserhalb der bestehenden Gruppen feststellbar)
- d) perennierende, meist langlebige Arten, mit einer guten Anpassung an die "mittleren" Verhältnisse, meist hohe Vermehrungsrate durch Samen oder Ausläufer, diese häufigsten Arten weisen auch die grösste Anzahl von Jungpflanzen auf oder vermehren sich durch Ausläufer.

Bestandesänderungen von Pflanzenarten aufgrund von Umwelteinflüssen können bei Kenntnis der arteigenen Morphologie, der Fortpflanzungsmöglichkeiten und der physiologischen Eigenschaften im voraus abgeschätzt werden. Weitere generelle Aussagen lassen sich aus Vegetationstabellen ableiten. Genauere Ergebnisse liefern Versuchsanordnungen. Diese geben aufgrund der räumlichen Beschränkung jedoch nur einen Teil der möglichen Reaktionen und Abläufe auf unterschiedlichen Standorten wieder. Die Untersuchungsflächen BM, BS, BL, MM und ML zeigen einen Ausschnitt der Va-

rianz der Möglichkeiten auf den beschriebenen unterschiedlichen Bodentypen und bei unterschiedlich starker Insolation auf relativ trockenen bis wechseltrockenen, nährstoffarmen *Mesobromion*-Standorten. Nicht berücksichtigt sind feuchtere und nährstoffreichere Varianten des untersuchten Vegetationskomplexes auf dem Randen.

Verteilungsmuster ohne Berücksichtigung der Bewirtschaftungseinflüsse: Die Individuen (und Polykormone) der Arten können im Bestand einzeln, gruppiert, homogen oder inhomogen angeordnet sein. Die Anordnung kann für eine Art bei allen Versuchsflächen ähnlich sein oder sich unterscheiden. Die "stabilen" Arten halten die belegten Plätze lange, während die "instabilen" Arten die Anzahl und Orte der beobachteten Plätze rasch ändern.

Homogenität: Ein Teil der Arten zeigte ein relativ homogenes Verteilungsmuster. Je besser die Standortsbedingungen einer Art entsprachen, umso häufiger, homogener verteilt war sie und umso stabiler war der Bestand. Für einige Arten wechselten allerdings auf anderen *Mesobromion*-Standorten die Verhältnisse. Während zum Beispiel *Bromus erectus* auf allen Flächen - wenn auch in unterschiedlicher Dichte - vorkam, fand *Asperula cynanchica* nur auf der Fläche ML optimale Bedingungen. Unabhängig von "Grenzlinien", die andere Arten in dieser Untersuchungsfläche aufzeigten, kam sie hier ziemlich homogen verteilt vor. Da verdichtete Böden für sie weniger günstig sind, wuchs sie bei BL nur noch an beschränkten, offenbar gerade noch geeigneten Stellen und gelangte hier an die Grenze ihres Vorkommens. Eine Beschattung dieses Standortes schaltete die Art gänzlich aus (BS). Die regelmässige Verteilung mehrjähriger Arten kann sich somit auf suboptimalen Standorten in Restflächen und Gruppen auflösen.

Möglicherweise verdrängen sich Arten aber auch gegenseitig. Dies wurde bei *Lathyrus pratensis* und *Vicia cracca* vermutet.

Es ist davon auszugehen, dass frühere Ereignisse wie zum Beispiel früher ausgebrachter Dünger, Aktivitäten von Feldmäusen (LEUTERT 1983), abgestorbene oder beseitigte Bäume oder Sträucher usw. noch längere Zeit im Artenbestand der Krautschicht ersichtlich sind. Beispielsweise besiedelten *Achillea millefolium*, *Arrhenatherum elatius*, *Centaurea jacea* und *Lathyrus pratensis* vorwiegend nur einen Teilbereich der Fläche ML. Vor allem jenseits dieser Grenzlinie wuchsen *Anthyllis vulgaris*, *Hippocrepis comosa*, *Ononis repens* und *Primula veris* im komplementären Bereich. Andere Arten

"hielten" sich nicht an diese Grenzlinie. Inhomogene Verteilungsmuster überlagerten sich insbesondere bei der Fläche ML mit homogenen.

Fluktuation und Stabilität: Im Gegensatz zu REMMERT (1976), der starke jährliche Änderungen vor allem des Tierbestandes, aber auch der Vegetation in einem süddeutschen *Mesobrometum* (Walberla, Forchheim) beschrieb, konnten auf den Untersuchungsflächen sehr viele Arten mit grosser Beständigkeit (Stabilität) an den jeweiligen Wuchsarten festgestellt werden.

Trotz unterschiedlicher Dichte auf den standörtlich sehr verschiedenen Flächen BS und ML änderte sich das Verteilungsmuster von *Campanula rotundifolia* in den Jahresfolgen überall wenig. Sehr stabil verhielten sich unabhängig von der Dichte auch *Achillea millefolium*, *Centaurea jacea*, *Dactylis glomerata*, *Euphorbia verrucosa*, *Fragaria vesca*, *Galium album*, *Hieracium pilosella*, *Primula veris*, *Silene nutans*, *Teucrium chamaedrys* und *Thymus froelichianus*. Ebenfalls geringe Veränderungen der Verteilungsmuster wurden bei den meisten anderen ausdauernden Arten festgestellt. Die ausgewachsenen etablierten Individuen dieser Arten konnten den Trockenstress und den Biomassenentzug durch Mahd und teilweise durch Feuer ohne weiteres ertragen und hielten ihre Plätze auch während trockener Perioden (z.B. 1976). Selbst Arten der Fettwiesen wie *Taraxacum officinale* konnten als Kümmerformen einige Zeit überstehen (vgl. auch KUHN 1984).

Ungünstige Perioden werden mit regenerationsfähigen Pflanzenteilen überdauert. Zum Teil werden diese von Herbivoren wie den Feldmäusen (*Microtus arvalis* Pall.) gesammelt und gefressen. Dabei kann der Bestand einer Art, nach LEUTERT (1983) zum Beispiel *Ranunculus bulbosus*, stark betroffen werden, so dass für die Reproduktion eine ausreichende Samenbildung, Keimung und Etablierung nötig sind. Dies gilt vor allem für Arten, die sich nur mit Diasporen vermehren, insbesondere aber für ein- bis wenigjährige Arten. Diese wechseln denn auch Deckungsgrad und Verteilungsmuster sehr stark. Zu dieser Gruppe gehörten *Anthyllis vulgaris*, *Chrysanthemum leucanthemum*, *Euphrasia rostkoviana*, *Gentiana ciliata*, *Linum catharticum*, *Picris hieracioides*, *Polygala amarella*, *Rhinanthus angustifolius* sowie einzelne Moosarten.

Für einige dieser Arten sind die Witterungsbedingungen ausschlaggebend. Beispielsweise überlebten auf der Fläche ML nur wenige samenträgnde Individuen und keine einjährigen Rosetten von *Linum catharticum* den trockenen Sommer 1976. Aus dem Samenvorrat des Bodens wuchsen 1977 wieder auf allen 12 Dauerquadraten zahlreiche Exemplare und bildeten Rosetten,

aber noch keine fruchtenden Pflanzen. Die Verteilung zeigte ein sehr ähnliches Muster wie zwei Jahre vorher - sogar in einer höheren Dichte -, indem Jungpflanzen vor allem dort auftraten, wo sich 1975 die fruchtenden Individuen befanden, sowie an einigen zusätzlichen Stellen. Auch bei dieser Art war auf den verschiedenen Untersuchungsflächen ein unterschiedliches Verhalten in denselben Jahren festzustellen. Auf der Fläche BL, die ebenfalls wie ML stark austrocknen kann, wurde 1976 kein so starker Rückgang wie bei ML beobachtet. BL war der bessere Standort für *Linum catharticum* als ML. Die Keimung und Etablierung werden zusätzlich stark durch die Bewirtschaftung beeinflusst. RYSER (1990) hat festgestellt, dass die Überlebensrate von Keimlingen dieser Art wesentlich von den vorhandenen Vegetationslücken abhängt. Unter einer dichten Vegetationsschicht war bei seinen Untersuchungen der Ausfall an Keimlingen gross. Allerdings erwies sich im vorliegenden Versuch auf der Fläche BL die Streueschicht auf der Brachfläche im trockenen Sommer 1976 für die fruchtenden Exemplare als günstig. Auf der Mahd- und der Brandfläche gelangten weniger Exemplare zur Fruchtreife. Gerade umgekehrt waren hier die Verhältnisse im folgenden Jahr: Auf der Mahd- und der Brandfläche fanden sich die grösste Anzahl und die stärkste Zunahme der fruchtenden Exemplare von *Linum catharticum*.

Das Verhalten dieser Art, d.h. die Stabilität respektive die Fluktuation des Bestandes, wurde durch eine Faktorenkombination beeinflusst, die die Wittringsverhältnisse, die Bewirtschaftungsart und weitere Standortsunterschiede (hier insbesondere unterschiedliche Bodentypen) beinhaltete. Da *Linum catharticum* relativ kurzlebig ist und (in der kurzen Versuchsdauer) starke Bestandesänderungen ersichtlich waren, wurde ihr anfänglich ein instabiles Verhalten zugeschrieben. Wird der reaktionsfähige Samenvorrat im Boden (der auch Feuer übersteht) und die ziemlich hohe Frequenz im *Mesobromion* des Randens mitberücksichtigt, ist die tatsächliche Fluktuation dieser Art geringer zu bewerten als die beobachtbaren Änderungen. Aufgrund der beschränkten Untersuchungszeit ist eine Betrachtung von "träg" reagierenden Arten meist schwierig. Die Erfassung der Populationsdynamik langlebiger, "wenig reaktiver" Arten wird deshalb zuwenig berücksichtigt.

Es ist keineswegs so, dass alle Moose durch einen Trockenstress (z.B. 1976) besonders stark betroffen würden. Bei ML beispielsweise wiesen *Rhytidium rugosum* und *Thuidium abietinum* und bei BL und BS *Rhytidadelphus tricquetrus* ein konstant dichtes (fast identisches) Verteilungsmuster (Mahd, Brache, Mulch) in allen drei Jahresfolgen auf, überdauerten den trockenen Sommer 1976 ohne Probleme und wurden einzig (mit Ausnahme von *Rhytidia-*

delphus triquetrus auf BS) durch Feuer stark reduziert. Umgekehrt können allerdings feuchte Bedingungen durchaus zu einer Verdichtung der Moosdecke führen (MERZ 1986).

Bestandesänderungen: Die Abschätzung der Reaktion der Population einer Art auf die Bewirtschaftung kann in einem ersten Ansatz aus der Lebens- und Wuchsform sowie dem Lebenszyklus abgeleitet werden. Weitere Prognosen ermöglichen die Kenntnisse der unterschiedlichen Überlebens- und Vermehrungsstrategien der Arten. Das Potential aller Nischen eines *Mesobrometum* ermöglicht einen Lebensraum für Arten mit unterschiedlichen Strategien.

Das C-S-R-Modell von GRIME (1979) ordnet den Pflanzenarten drei primäre ökologische Strategien zu. Diese integralen Eigenschaften sind die Konkurrenzfähigkeit (C: competitor), die Stresstoleranz (S: stress-tolerator) und die Fähigkeit, Lücken zu besiedeln (R: ruderale). Es sind Eigenschaften, die es jeder Pflanzenart entsprechend ihrem Genotyp und ihrer phänotypischen Plastizität in unterschiedlichem Mass ermöglichen, Standorte zu besiedeln und sich in der Pflanzengemeinschaft zu behaupten.

Mahd und Feuer sind Ereignisse, welche die Biomasse einzelner Individuen oder der gesamten Population der betroffenen Arten in unterschiedlichem Ausmass reduzieren oder ihre Reproduktion stören (disturbance) und/oder die Wachstumsmöglichkeiten (z.B. durch Nährstoffentzug) verringern und damit das Artenspektrum, die Populationsdichten und eventuell die Konstitutionen der Arten verändern. Das Ausmass und die Geschwindigkeit der Änderungen hängen von der Grösse der Eingriffe im Vergleich zu den "natürlichen" Faktoren ab. Jedes Ereignis ist somit im Faktorenkomplex eines Standortes zu beurteilen. Beispielsweise wirkt sich die Mahd in einem nährstoffarmen und damit niedrigwüchsigen Bestand (z.B. BL) weniger stark aus als in einer dichteren und höherwüchsigen Vegetation (z.B. BS). Zudem hat die vorhandene Vegetationsstruktur oft auch Rückwirkungen auf das Bewirtschaftungereignis. Dünne Streueauflagen können beispielsweise weniger heiße Feuertemperaturen als dichtere zur Folge haben und die Pflanzen weniger schädigen.

Ein Vergleich der Bewirtschaftungseinwirkungen auf die Arten erfolgt in der nachfolgenden Zusammenstellung anhand der eigenen Untersuchung sowie derjenigen im selben Gebiet von LANGENAUER (1991), MERZ (1986), WITTWER (1983), KRÜSI (1981, 1977) und der Ergebnisse von ZIMMERMANN (1979). Den Artnamen beigefügt ist jeweils die Etablierungsstrategie nach GRIME et

al. (1988), in der Klammer ist die eigene Beurteilung wiedergegeben, sofern diese bei GRIME et al. fehlt oder abweicht. Die Bezeichnung der Gruppen mit Grossbuchstaben ist nicht identisch mit jenen in den vorangegangenen Kapiteln.

- A Für die Arten dieser Gruppe lieferten die vorhandenen Untersuchungen im Gebiet weitgehend übereinstimmende Ergebnisse. Zumindest wurden keine widersprüchlichen Aussagen festgestellt.
- AA Arten, die auf Mahd, Abbrennen und Verbrachung wenig reagieren:
Es sind dies Arten, die im untersuchten Vegetationskomplex in einem breiten Spektrum oder im mittleren Bereich vorkommen, meist C-S-R-Generalisten sind oder Vegetationslücken besiedeln (R) und/oder Stress ertragen (S) (Tab. 12).
- AB Arten, die auf Mahd, Abbrennen und Verbrachung reagieren:
Eine vergleichende Übersicht über das Verhalten dieser Arten ist in der Tabelle 13 zusammengestellt.

Mahd: Auf den untersuchten Standorten sind C-Arten aufgrund der Nährstoffarmut benachteiligt. Eine (frühe) Mahd schränkt vor allem Arten mit (zum Schnittzeitpunkt) grosser oberirdischer Biomasse stark ein. Für Arten, die sich nur mit Diasporen vermehren, ist der Schnittzeit-

Tab. 12. Arten, die auf die im Versuch angewandte Bewirtschaftung (Mahd, Abbrennen und Verbrachung) wenig reagierten.

Species which reacted only mildly to the experimental management (cut, fire, and no management).

Etablierungsstrategie nach GRIME et al. (1988) - strategy in the established phase according to GRIME et al. (1988): C = konkurrenzstark - competitor, S = stresstolerant - stress-tolerator, R = ruderal - ruderal, () = eigene Beurteilung - own judgement.

<i>Achillea millefolium</i> , C-S-R/C-R	<i>Galium album</i> , (C-S-R)
<i>Arrhenatherum elatius</i> , C (C-S-R)	<i>Hippocratea comosa</i> , (S), ohne Abbrennen
<i>Asperula cynanchica</i> , (S)	<i>Knautia arvensis</i> , (C-S-R/S)
<i>Briza media</i> , S	<i>Potentilla heptaphylla</i> , (S)
<i>Campanula rotundifolia</i> , S	<i>Rhinanthus minor</i> , R/S-R
<i>Centaurea jacea</i> , (C-S-R/S)	<i>Sanguisorba minor</i> , (S)
<i>Centaurea scabiosa</i> , S/C-S-R	<i>Scabiosa columbaria</i> , S/S-R
<i>Dactylis glomerata</i> , C-S-R/C-R	<i>Trisetum flavescens</i> , C-S-R
<i>Euphorbia cyparissias</i> , (S)	

Tab. 13. Vergleichende Übersicht über die Reaktionen von Arten auf die im Versuch angewandte Bewirtschaftung (Mahd, Abbrennen und Verbrachung).

Comparative overview of the reactions of species to the experimental management (cut, fire, no management).

Etablierungsstrategie nach GRIME et al. (1988) - *strategy in the established phase according to GRIME et al. (1988): C = konkurrenzstark - competitor, S = stresstolerant - stress-tolerator, R = ruderal - ruderal, () = eigene Beurteilung - own judgement.*

<i>negativ</i>	<i>Reaktion gleichbleibend</i>	<i>positiv</i>
Mahd früh		
<i>Anthericum ramosum, (S)</i>	<i>Chrysanth. leucanth., C-S-R/C-R</i>	<i>Anthyllis vulgaris, (S-R)</i>
<i>Brachypodium pinnatum, S-C</i>	<i>Galium verum, C-S-R/C-S</i>	<i>Hieracium pilosella, S/C-S-R</i>
<i>Carex flacca, S</i>	<i>Medicago lupulina, S-R/R</i>	<i>Leontodon hispidus, S</i>
<i>Picris hieracioides, (C-S-R/S)</i>	<i>Onobrychis viciifolia, (C-S-R/S-R)</i>	<i>Plantago media, (S-R)</i>
<i>Trifolium pratense, C-S-R</i>	<i>Plantago lanceolata, C-S-R</i>	<i>Prunella grandiflora, (S)</i>
	<i>Primula veris, S</i>	
	<i>Ranunculus bulbosus, R-S/C-S-R</i>	
	<i>Trifolium medium, C-S/C-S-R</i>	
Mahd spät		
<i>Carex flacca, S</i>	<i>Bupthalmum salicifolium, (S)</i>	<i>Anthericum ramosum, (S)</i>
<i>Medicago lupulina, S-R/R</i>	<i>Hieracium pilosella, S/C-S-R</i>	<i>Anthyllis vulgaris, (S-R)</i>
<i>Plantago lanceolata, C-S-R</i>	<i>Leontodon hispidus, S</i>	<i>Brachypodium pinnatum, S-C</i>
	<i>Linum catharticum, S-R (R)</i>	<i>Chrysanth. leucanth., C-S-R/C-R</i>
	<i>Onobrychis viciifolia, (C-S-R/S-R)</i>	<i>Linum catharticum, S-R (R), wenn</i>
	<i>Picris hieracioides, (C-S-R/S)</i>	<i>vorher brach</i>
	<i>Plantago media, (S-R)</i>	<i>Primula veris, S</i>
	<i>Trifolium pratense, C-S-R</i>	<i>Prunella grandiflora, (S)</i>
		<i>Trifolium medium, C-S/C-S-R</i>
Abbrennen mittel bis heiss		
<i>Anthyllis vulgaris, (S-R)</i>		<i>Brachypodium pinnatum, S-C</i>
<i>Chrysanth. leucanth., C-S-R/C-R</i>		<i>Primula veris, S</i>
<i>Hieracium pilosella, S/C-S-R</i>		<i>Trifolium medium, C-S/C-S-R</i>
<i>Leontodon hispidus, S</i>		
<i>Linum catharticum, S-R (R), wenn</i>		
<i>vorher brach</i>		
<i>Medicago lupulina, S-R/R</i>		
<i>Onobrychis viciifolia, (C-S-R/S-R)</i>		
<i>Picris hieracioides, (C-S-R/S)</i>		
<i>Plantago lanceolata, C-S-R</i>		
<i>Plantago media, (S-R)</i>		
<i>Trifolium pratense, C-S-R</i>		
Abbrennen kalt		
	<i>Bupthalmum salicifolium, (S)</i>	<i>Anthyllis vulgaris, (S-R)</i>
	<i>Hieracium pilosella, S/C-S-R</i>	<i>Chrysanth. leucanth., C-S-R/C-R</i>
	<i>Plantago media, (S-R)</i>	<i>Prunella grandiflora, (S)</i>

Tab. 13. (Fortsetzung - continued)

<i>negativ</i>	<i>Reaktion gleichbleibend</i>	<i>positiv</i>
Brache		
<i>Anthyllis vulgaris</i> , (S-R)	<i>Buphthalmum salicifolium</i> , (S)	<i>Anthericum ramosum</i> , (S)
<i>Hieracium pilosella</i> , S/C-S-R	<i>Carex flacca</i> , S	<i>Brachypodium pinnatum</i> , S-C
<i>Leontodon hispidus</i> , S	<i>Chrysanth. leucanth.</i> , C-S-R/C-R	<i>Primula veris</i> , S
<i>Linum catharticum</i> , S-R (R)	<i>Galium verum</i> , C-S-R/C-S	<i>Trifolium medium</i> , C-S/C-S-R
<i>Medicago lupulina</i> , S-R/R		
<i>Onobrychis viciifolia</i> , (C-S-R/S-R)		
<i>Plantago lanceolata</i> , C-S-R		
<i>Plantago media</i> , (S-R)		
<i>Prunella grandiflora</i> , (S)		

punkt im Entwicklungszyklus massgebend. Die Mahd gleicht im Prinzip dem sommerlichen Trockenstress in den ursprünglichen Trockengebieten, welcher ebenfalls die lebende oberirdische Blattmasse der Krautschicht reduziert. Allerdings bleibt in Steppen, Savannen und Prärien die nicht abgeweidete, abgestorbene Biomasse bestehen. Eine frühe Mahd reduziert mehr Arten als eine späte. Durch Mahd begünstigt werden vor allem stresstolerante, kurz- oder langlebige, mehrjährige, niedrige Arten, deren Blätter zumindest zum Teil dem Schnitt entgehen (Rosetten) und die rasch und früh fruktifizieren und Lücken besiedeln können. Von einem späteren Schnittzeitpunkt wird eine grössere Anzahl Arten begünstigt. Bemerkenswert ist, dass dominante grossblättrige Individuen nach dem Schnitt besiedlungsfähige Lücken hinterlassen.

Nur sehr wenige im gesamten *Mesobromion*-Komplex erfasste Arten werden durch eine einmalige Mahd aus einer (brachliegenden) Fläche ganz verdrängt (z.B. *Pinus silvestris*, *Picea excelsa*). Einige wenige einjährige Arten werden bei einer Mahd schnell ausgeschaltet, wenn der Schnittzeitpunkt vor der Samenreife liegt und sie nur kurze Zeit keimfähige Samen ausbilden wie *Rhinanthus*- und *Melampyrum*-Arten. Der Rückgang von nicht ausdauernden Arten durch Mahd vor der Fruchtreife erfolgt langsamer, wenn eine ausdauernde Samenbank im Boden verbleibt. Viele dieser Arten benötigen zudem viele Jahre bis zur einmaligen Fruchtreife, so dass im Bestand verschiedene Entwicklungsstadien vorhanden sind. Ebenfalls langsam verläuft der Rückgang von schnittempfindlichen Arten nach Wiederaufnahme der Mahd in Brachflächen.

Nach LANGENAUER (1991) ist in den früher von den Bauern im Juni/Juli gemähten Beständen der Grätenhochfläche bei Beibehaltung des Schnittregimes von 1977 bis 1991 keine Art aus der Untersuchungsfläche Gräte (*Medicagini falcatae-Mesobrometum*, 715 m ü. M.) verschwunden. Lediglich *Brachypodium pinnatum*, *Carex flacca*, *Picris hieracioides* und *Trifolium pratense* zeigten eine leichte Abnahme.

In den lange Zeit brachgelegenen Flächen BS, BL und ML war bei der Wiederaufnahme der Spätsommermähd kein merklicher Rückgang von Arten feststellbar. Keine Art verschwand (in der allerdings kurzen Beobachtungszeit) ganz. Hingegen vermochten einige Arten sich auszubreiten. Die Anzahl Arten pro Fläche nahm zu. Vor allem ersichtlich war dies auf der Fläche BS mit den am wenigsten extremen Standortsbedingungen. Hier nahmen *Chrysanthemum leucanthemum*, *Helictotrichon pubescens*, *Koeleria pyramidata*, *Linum catharticum*, *Medicago lupulina*, *Mnium affine*, *Pimpinella saxifraga*, *Sanguisorba minor*, *Taraxacum officinale* und *Trisetum flavescens* rasch zu. Der Effekt der "doppelten" Beschattung durch die angrenzenden Bäume und die Verbrauchung wurde durch die Reduktion der Streue vermindert. Die Reaktionszeit war aufgrund der nicht extremen Standortsverhältnisse kürzer als bei BL und ML. Es waren denn auch vor allem die Arten der gemähten Wiesenstandorte im mittleren Bereich des *Mesobromion*, die von der Mähd profitierten. Viel weniger gross waren die Änderungen der stark besonnten trockenen Standorte von BL und ML. Die Reduktion der Streueschicht verbesserte kurzfristig die Lebensbedingungen für die meisten Arten, insbesondere für die Keimlinge, nicht (RYSER 1990). Lediglich *Anthyllis vulgaris* als gut an trockene, offene Standorte angepasste Art konnte sich bei BL stärker ausbreiten. Eine leichte Zunahme verzeichnete auch *Chrysanthemum leucanthemum* bei BL, allerdings hier viel weniger als bei BS, während sie bei ML völlig konstant blieb, sowie *Scabiosa columbaria* und bei ML *Arrhenatherum elatius*. Erstaunlicherweise wurde bei ML durch Mähd auch *Brachypodium pinnatum* (vorübergehend?) etwas häufiger. In den extremen Flächen BL und ML spielte die Trockenheit eine grössere Rolle als die Mähd respektive die Brache.

Abbrennen: Das Abbrennen hat den Rückgang einer grösseren Anzahl von Wiesenarten zur Folge, da es bis auf die Bodenoberfläche einwirkt und viele Arten in einem empfindlichen Zustand trifft. Insbesondere

lückenbesiedelnde ein- oder wenigjährige Arten, die zur Vermeidung des Trockenstresses im Sommer sich vom Herbst bis zum Spätwinter im Schutz der bestehenden Streue- und Krautschicht etablieren, werden als Keimlinge und Kleinrosetten durch das Abbrennen stark geschädigt oder abgetötet. Die freien Plätze werden von den sich später entwickelnden, stressresistenten und/oder konkurrenzkräftigeren, sich vegetativ ausbreitenden Arten belegt. Ist das Feuer weniger intensiv, ermöglicht es allerdings bei nachfolgend geeigneter Witterung einigen ruderalen Arten, sich zu regenerieren (z.B. *Anthyllis vulgaris*) oder freie Flächen zu besiedeln. Besonders intensiv gelang dies *Rhinanthus angustifolius* auf der Dauerfläche BM. Diese Art keimte erst nach dem Abbrennen auf den offenen Flächen besonders gut und vermochte sich als Halbschmarotzer auf den ebenfalls durch Feuer geförderten *Brachypodium pinnum*-Beständen sehr gut zu entwickeln. Auch *Linum catharticum* konnte auf den Brandflächen wieder keimen, wird allerdings langfristig durch jährliche Feuer verdrängt.

Brache: Die dichte Streueschicht in Brachflächen verhindert insbesondere den Anteil niedriger und kurzlebiger Arten, die auf Vegetationslücken angewiesen sind. Hochwüchsige, sich spät entwickelnde Arten werden gefördert. Allerdings zeigte es sich in den Vegetationsaufnahmen, dass nur die Arten, die intensiv gemähte, eher nährstoffreiche Wiesen benötigen (C-S-R/C-Arten), ganz ausgeschaltet werden. Selbst rudrale Wiesenarten behaupten sich (allerdings in geringerer Anzahl) in Brachflächen. Es ist davon auszugehen, dass in Brachflächen Bodenstörungen (z.B. durch Mäuse, LEUTERT 1983) stattfinden und eine Etablierung dieser Arten ermöglichen. Auf dichten Mergelflächen ist dies allerdings weniger der Fall. Der wachstumshemmenden Beschattung steht der bessere Schutz vor Austrocknung der Keimlinge gegenüber (RYSER 1990).

Bei längerer Entwicklungszeit wurden nach LANGENAUER (1991) nach 14jähriger Brachlegung vorher gemähter Magerwiesen im Versuch 8 von 46 Arten nicht mehr beobachtet. Für *Linum catharticum*, *Hieracium pilosella*, *Leontodon hispidus*, *Anthyllis vulgaris*, *Trifolium pratense* und *Medicago lupulina* ergibt sich eine Übereinstimmung mit der vorliegenden Vegetationstabelle 1976/77. In Brachflächen nahm die Dekkung dieser Arten generell ab. Sie verschwanden jedoch nicht ganz, das

Tab. 14. Häufige Arten, die auf verschiedenen Versuchsflächen mit unterschiedlichem Verhalten auf die angewandte Bewirtschaftung (Mahd, Abbrennen und Verbrachung) reagierten.

Frequent species which reacted differently to the experimental management (cut, fire, and no management) on the various experimental plots.

Etablierungsstrategie nach GRIME et al. (1988) - strategy in the established phase according to GRIME et al. (1988): C = konkurrenzstark - competitor, S = stresstolerant - stress-tolerator, R = ruderal - ruderal, () = eigene Beurteilung - own judgement.

<i>Aster amellus</i> , (S)	<i>Hippocrepis comosa</i> , (S), bei Abbrennen
<i>Bromus erectus</i> , C-S-R/S-C	<i>Picris hieracioides</i> , (C-S-R/S), in Versuchsfläche Gräte Hochfläche
<i>Daucus carota</i> , S-R/C-S-R	
<i>Festuca ovina</i> , S	<i>Prunella grandiflora</i> , (S), bei Abbrennen
<i>Galium verum</i> , C-S-R/S-C, bei Abbrennen	

Tab. 15. Häufige Arten mit unbekannter Reaktion auf die im Versuch angewandte Bewirtschaftung (Mahd, Abbrennen und Verbrachung).

Frequent species with unknown reaction to the experimental management (cut, fire, and no management).

<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Lathyrus pratensis</i>
<i>Arabis hirsuta</i>	<i>Medicago falcata</i>
<i>Carex verna</i>	<i>Ononis repens</i>
<i>Geranium sanguineum</i>	<i>Origanum vulgare</i>
<i>Helianthemum ovatum</i>	<i>Pastinaca sativa</i>
<i>Helictotrichon pubescens</i>	<i>Pimpinella saxifraga</i>
<i>Koeleria pyramidata</i>	<i>Lotus corniculatus</i>
<i>Lathyrus heterophyllum</i>	

Minimal-Areal wird jedoch grösser. Neue Arten, d.h. solche, die zu Beginn der Untersuchung noch nicht vorkamen, wurden in verbrachten oder entbrachten Flächen nur in Einzel'exemplaren und meist vorübergehend festgestellt (ausgenommen Gehölzpflanzen).

Der Mangel an Nährstoffen und der unregelmässig wiederkehrende Trockenstress stellen aufgrund der vorliegenden Untersuchungen Faktoren dar, deren Auswirkungen auf die Vegetationszusammensetzung ein ähnliches Ausmass wie die Bewirtschaftungseinflüsse Mähen, Abbrennen und Brachfallen aufweisen. Je extremer der Standort, umso geringer ist der Bewirtschaftungseinfluss. Davon ausgenommen sind die Auswirkungen, welche eine oder mehrere empfindliche Entwicklungsphasen bestimmter Arten betreffen.

B Arten, die auf Mahd, Abbrennen und Verbrachung in verschiedenen Untersuchungen unterschiedlich reagieren:

Nicht nach dem aufgeführten Schema eingeordnet werden konnte die Reaktion von einigen im Untersuchungsgebiet und in den Dauerflächen nicht seltenen bis häufigen Arten (Tab. 14).

C Arten mit unbekanntem Verhalten:

Neben den allgemein seltenen Arten war eine Anzahl häufigerer Arten in den Versuchsflächen unterrepräsentiert. Eine Aussage über deren Verhalten kann hier nicht gemacht werden (Tab. 15).

5.2. ARTENREICHTUM DER MESOBROMETEN

Für den relativ grossen Artenreichtum der Mesobrometen (im Vergleich z.B. zu Arrhenathereten) im Flächenbereich von einigen Quadratmetern bis Aren gibt es in der Literatur verschiedene Erklärungen. Ein erster allgemeiner Ansatz besteht in der Regulation der Beziehung zwischen Phytomasse und Herbivoren. Eine grosse Biomasse einer bestimmten Art ist insbesondere für darauf spezialisierte Herbivoren leichter verfügbar. Die Zunahme der Herbivoren kann die Vermehrungsrate sich ausbreitender Pflanzenarten regulieren (negative Rückkoppelung). Die Interaktionen sind jedoch meist komplexer. Gemäss LEUTERT (1983) bewirkten Feldmauskolonien in einem kontrollierten Versuch im untersuchten *Mesobrometum* (Merishausen) durch Frass, Exkreme und Wühlaktivitäten differenzierte dynamische Mikrohabitatem mit spezifischen Standortsbedingungen. Die Folge waren eine Veränderung der Deckungswerte in der Vegetation und eine Zunahme der Artenzahl um 15%. In einer vergleichend untersuchten Fettwiese war dies nicht der Fall. Die Feldmäuse bevorzugten bestimmte Arten als Nahrung (*Trifolium pratense*, *Lotus corniculatus*, *Vicia hirsuta*, *Taraxacum officinale* usw.). Die Dekkungswerte einiger Nahrungspflanzenarten nahmen durch den Verbiss ab, andere bevorzugte Futterpflanzen nahmen jedoch durch die Aktivitäten zu. Die Beeinflussung der Vegetation erfolgte im Bestand nicht homogen, sondern sehr stark gebunden an die Bauten und Gänge. Die beeinflussten Bereiche ("Kolonien") haben nach LEUTERT (1983) und SALVIONI (1981) eine Grösse von 0.5-2 (-4) m² und umfassen einen Flächenanteil von ca. 3-7%. Die Popu-

lationen und Kolonien schwanken stark. Feldmausaktivitäten sind als Beispiel dynamischer und kleinstandörtlich wechselnder Impulse auf die Magerwiesenvegetation zu betrachten.

Die Mahd wirkt sich dagegen meist gleichmässiger auf die gesamte Fläche aus. Hochwüchsige, konkurrenzkräftige, in die Blattmasse investierende adulte Pflanzen erhalten mehr Lichtenergie. Die Mahd auf den nährstoffarmen, trockenen Standorten trifft jedoch insbesondere diese Arten am stärksten durch den Biomassenentzug. Gerade durch das Aufwachsen von grossblättrigen, dominanten Arten entstehen nach der Mahd geeignete Nischen, welche ein örtliches und zeitliches Nebeneinander ermöglichen. Die Mahd und das nachfolgende Aufwachsen der Vegetation erzeugen einen periodischen Wechsel von Standortsbedingungen und somit eine Voraussetzung für die Koexistenz von Arten mit gegensätzlichen Strategien (vergleichbar mit jahreszeitlichen Änderungen).

Die Nischenbildung wird verstärkt durch die Differenzierungen in der ober- und unterirdischen Vegetationsstruktur. Nach KUHN (1984) weisen die Arten der Mesobrometen sehr unterschiedliche Wasserhaushaltsstrategien auf. Der Wachstumserfolg einer Pflanze beruht nicht nur auf ihrer eigenen Wasserstrategie und den Standortseigenschaften, sondern steht auch in Interaktion mit den Strategien der Nachbarpflanzen. Es ergeben sich dadurch zahlreiche unterschiedliche Strategien, d.h. Mikrostandorte mit unterschiedlichen Bodenwasserhaushaltsbedingungen. CERLETTI (1988) zeigte die Verhältnisse im Bodenwasser in den durch die Vegetationsstruktur selber gebildeten Mikronischen auf. Es entstehen wesentliche kleinstandörtliche Unterschiede zwischen vegetationsbedeckten Bereichen und Vegetationslücken. Kleinräumige Mosaike sind auch bei der Nährstoffverteilung im Oberboden erkennbar (SCHÄPPI 1989). Die Wurzelkonkurrenz spielt nach MARTI (1993) eine wichtige Rolle in der Koexistenz von häufigen mit seltenen Arten in Mesobrometen.

Nach RYSER (1990) erlauben das langsame Wachstum und die Fähigkeit (auch) von juvenilen Pflanzen, unter suboptimalen Bedingungen lange im Bestand auszuhalten, eine hohe Artendichte auf kleiner Fläche. Dies bestätigt nach RYSER in den Mesobrometen die Modelle der hohen Artendiversitäten von GRIME (1979) und HUSTON (1979): Auf nährstoffarmen Standorten mit mittleren bis starken Stress- und Störungsfaktoren werden konkurrenzstarke Arten begrenzt.

In der vorliegenden Arbeit zeigte es sich, dass Standortsfaktoren (hier insbesondere Bewirtschaftung, Bodenwassergehalt, Insolation, Bodentypen) kombiniert auf die einzelnen Arten und damit die lokale Vegetation einwirken. Die Faktoren können sich interferenzartig verstärken oder schwächen. Auf ähnlichen *Mesobromion*-Standorten können deshalb dieselben Arten gleichartig oder unterschiedlich auf Umwelteinflüsse reagieren. Da neben den permanenten Faktoren viele andere Faktoren (Bewirtschaftung, Trockenstress, Herbivoren) zufällig oder zyklisch und kombiniert als Impulsgeber einwirken und sich somit zeitlich ändern, gibt es kein "bestangepasstes" Verhalten zu jeder Zeit und an jedem Ort.

Auf mesophilen Standorten mit grösserer Biomassenentwicklung bewirken Bewirtschaftungseinflüsse schnellere und rascher ersichtliche Änderungen als auf extremen Standorten mit einer grösseren Anzahl stresstoleranter, zurückhaltender Arten.

Erklärungen für die Artenvielfalt im untersuchten *Mesobromion*-Komplex sind:

- Vielfalt der Landschaftselemente und -strukturen in einem grösseren Raum, z.B. Unterschiede in der Geomorphologie, Geologie, Hauptexposition, Hauptneigung, Parzellierung, Entstehungsgeschichte, Höhenlage usw.
- Vielfalt der Mikrostandorte durch systeminterne Differenzierung, z.B. Bodenwasser- und Nährstoffgehaltsmuster, Feldmauskolonien, selektiver Wildverbiss (z.B. KLÖTZLI 1965), Ameisenhaufen usw.
- vielfältige und zyklische Einflüsse, z.B. Witterungsverlauf, Mahd, Trockenzeiten
- intakt erhaltene (potentielle) Artengarnitur im Gebiet auf ausreichender Fläche und in Biotopverbund
- Beschränkung der Dominanz konkurrenzstarker Arten, z.B. durch Mahd, geringen Nährstoffgehalt, Zeitabschnitte mit Trockenstress
- an Standortsbedingungen angepasste Arten, aber kein permanent bestangepasstes Verhalten infolge Fluktuation der Standortsbedingungen.

5.3. NATURSCHUTZWERT DER VEGETATIONSEINHEITEN

Ein Mass für die naturschützerische Bedeutung einzelner Pflanzenbestände, Vegetationseinheiten oder Landschaftseinheiten ergibt sich aus den absoluten

oder flächenbezogenen Artenzahlen (Arten-Areal-Kurven) oder aus der Summe bestimmter Indikatorarten. Die Errechnung eines Naturschutzwertes ("Kennzahl") einer Vegetation ist eine Möglichkeit für die Bewertung eines Lebensraumes. WILMANNS und DIERSSEN (1979) erachten eine Operationalisierung der Kriterien des Naturschutzwertes als vordringliches Forschungsproblem.

Vegetationseinheiten können einer synoptischen Eignungsbewertung unterzogen werden, wie dies SEIBERT (1975) am Beispiel des Donauriedes aufzeigt hat. Bei Mangelbiotopen sind nicht alle denkbaren Nutzfunktionen von Interesse, vielmehr stehen die Aspekte des Arten- und Biotopschutzes im Vordergrund. In der Naturschutzplanung (z.B. Festlegen von Prioritäten für Schutz und Pflege, Entscheidung über Schutz- und Entwicklungsziele) sind Bewertungen, Vergleiche und Rangfolgen Hilfsmittel für die praktische Arbeit. GASSER (1992) hat die Föhrenwälder in der Umgebung von Brugg anhand von errechneten Naturschutzwerten miteinander verglichen. Im Bericht über die Situation der Farn- und Blütenpflanzen im Kanton Zürich (KEEL und WIEDMER 1991) wurde jeder Art ein Artwert zugeordnet, der nach einer vorgegebenen Formel aus dem Gefährdungsgrad (Europa, Schweiz, Kanton Zürich), der Grösse des gesamten Verbreitungsareals und dem Anteil des Be-

Tab. 16. Skala des Naturschutz-Zeigerwertes als Kombination von Gefährdungsgrad und Häufigkeitsänderung.

Scale of nature protection value as a combination of threat and change in frequency.

Naturschutzwert	Häufigkeit	Gefährdungsgrad und Häufigkeitsänderung
9	sehr selten	stark gefährdet, vom Aussterben bedroht
8	sehr selten	stark gefährdet, aber noch an mehreren Orten vorhanden
7	selten	gefährdet
6	vereinzelt	abnehmend, noch nicht akut gefährdet
5	verbreitet	nicht abnehmend
4	häufig	leicht zunehmend
3	häufig	zunehmend
2	sehr häufig	vielerorts zunehmend
1	massenhaft	
0	keine Angaben, Artengruppen, angepflanzt usw.	

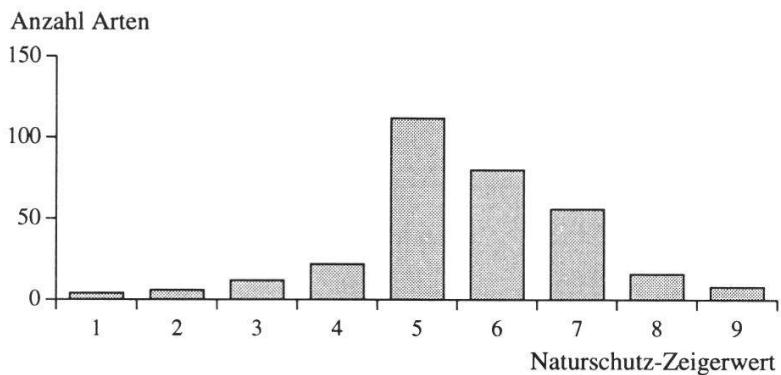


Fig. 36. Anzahl Arten in den Naturschutz-Zeigerwert-Kategorien 1 bis 9.
Number of species in the categories 1 to 9 of nature protection value.

standes im Kanton Zürich am Schweizer Bestand errechnet wurde. KIENZLE (1985) bewertete die Schutzwürdigkeit der jurassischen Mesobrometen (ZOLLER 1954b) aufgrund der Artenzahl, der geschützten, bedrohten und seltenen Arten, der Qualität und der Grösse der Bestände.

Für das *Mesobromion* des Randens wurde versucht, jeder ausgeschiedenen Vegetationseinheit einen Naturschutz(zeiger)wert zuzuordnen. Die Auswahl der Orte der Vegetationsaufnahmeflächen erfolgte nicht im voraus aufgrund des Vorhandenseins seltener Arten. Der Naturschutzwert basiert auf der Kombination von Häufigkeit und Zukunftsprognose jeder Art. In Analogie zu den "Roten Listen seltener und gefährdeter Arten" wurde somit allen Arten ein Wert für das Randengebiet gemäss der in der Tabelle 16 dargestellten Skala zugeordnet.

Die Summe der Arten in den Wertkategorien 1 bis 9, die durch die ca. 300 Arten der Vegetationstabelle gebildet werden, ist aus der Figur 36 ersichtlich. Die typischen Arten des *Mesobromion* sind überdurchschnittlich gefährdet. Da diese Vegetation den Schwerpunkt der Vegetationstabelle bildet, ist dementsprechend ein Übergewicht der Arten mit einem Wert grösser als 5 die Folge.

Die Naturschutzwerte der Vegetationsaufnahmen wurden gleich wie die mittleren ökologischen Zeigerwerte berechnet (vgl. Kapitel 3.1.1).

Aus der Zuordnung der Anzahl Arten, der Anzahl seltener Arten und der Naturschutzwerte (Fig. 37) zu den Vegetationseinheiten lassen sich folgende Aussagen ableiten:

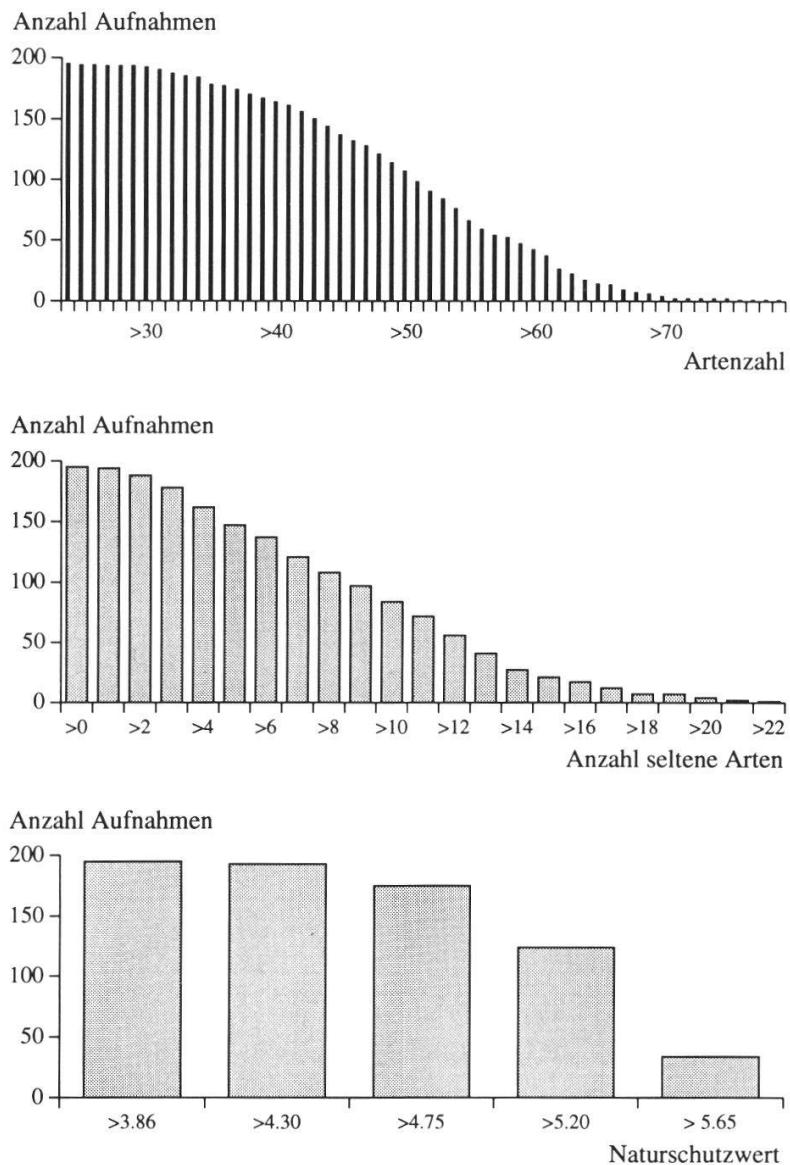


Fig. 37. Verteilung der 195 Vegetationsaufnahmen nach Artenzahl, Anzahl seltene Arten und Naturschutzwert.

Distribution of the 195 relevés according to the number of species, the number of rare species, and the nature protection value.

Je geringer die Nährstoffversorgung, umso höher die mittlere Artenzahl. In brachliegenden Beständen ist die Anzahl Arten mit einem Naturschutzzeigerwert grösser als 6 im Mittel höher als in gemähten Beständen bei Flächengrössen von ca. 100 m² und grösser. Die hohen Deckungswerte von Fettwiesenarten auf gut mit Wasser versorgten Standorten (Einheit I A und I B) bewirken im Vergleich zur Anzahl seltener Arten einen tieferen Naturschutzwert gegenüber den übrigen Standorten. Der umgekehrte Fall trifft bei den

sehr trockenen Standorten zu. Bei Gleichgewichtung der Kriterien Artenzahl, Anzahl seltene Arten und Naturschutzwert ergibt sich folgende Rangfolge der Einheiten des untersuchten *Mesobromion*:

1. III *Rhinantho angustifoliae-Mesobrometum*
2. IV *Seselio libanotidis-Mesobrometum*
3. II B *Medicagini falcatae-Mesobrometum*, typische Untereinheit
4. II A3 *Medicagini falcatae-Mesobrometum*, Untereinheit mit *Vicia tenuifolia*, Ausbildung mit *Hieracium cymosum*
5. II A4 *Medicagini falcatae-Mesobrometum*, Untereinheit mit *Vicia tenuifolia*, trockene Ausbildung
6. V *Inulo conyzae-Mesobrometum*
7. I B *Colchico-Mesobrometum*, Untereinheit mit *Trollius europaeus*
8. II A2 *Medicagini falcatae-Mesobrometum*, Untereinheit mit *Vicia tenuifolia*, Ausbildung mit *Rhinanthus alectorolophus*
9. I A *Colchico-Mesobrometum*, typische Untereinheit
10. II A1 *Medicagini falcatae-Mesobrometum*, Untereinheit mit *Vicia tenuifolia*, mesophile Ausbildung

Die schlechteren Ränge der Einheiten I A und I B können mit einer verstärkten Eutrophierung begründet werden. Trotz tieferer Rangfolge sind aber die Standorte von I A und I B Lebensräume örtlich seltener Arten wie *Trollius europaeus*. Als Pflanzengesellschaften sind sie im Randen bis auf wenige Restflächen verschwunden.

Die Kriterien Artenzahl, Anzahl seltene Arten und Naturschutzwert können zur Beurteilung eines Pflanzenbestandes beigezogen werden, beispielsweise für die Begründung der Auszahlung von Bewirtschaftungsbeiträgen oder von Unterschutzstellungen. Diese Kriterien genügen den Anforderungen für die Ausscheidung von Naturschutzgebieten allein noch nicht. Weitere Aspekte wie die Erhaltung aller Lebensraumtypen mit besonderer Berücksichtigung der gebietstypischen Einheiten (Repräsentanz), das Vorkommen einmaliger Biotope oder Populationen (Singularitäten), die Vielgestaltigkeit und der Biotoptverbund (BIELEFELD 1984) sowie selbstverständlich die zoologischen Kriterien sind zu berücksichtigen.

5.4. PFLEGESTRATEGIEN

Aus den Untersuchungen lassen sich hinsichtlich des botanischen Arten- und Biotopschutzes folgende Strategien für die Bewahrung und Förderung der Magerwiesen ableiten:

- Die Erhaltung und Ausweitung von Flächen ohne jegliche Düngung müssen absoluten Vorrang gegenüber (auch nur leicht) gedüngten Wiesentypen erhalten. Trotz verstärktem Nährstoffeintrag aus der Atmosphäre sind noch Magerwiesen mit zahlreichen und seltenen Arten vorhanden. Es ist jedoch nicht auszuschliessen, dass durch den Stickstoffeintrag der Phosphor vermehrt zum limitierenden Nährstofffaktor (EGLOFF 1986) wird. Dabei ist zu erwarten, dass sich standörtliche Unterschiede in den verschiedenen *Mesobromion*-Typen ergeben.
- Es ist zu beachten, dass aufgrund von Faktorenkombinationen dieselben Arten auf verschiedenen Standorten und bei verschiedenen Witterungsabläufen unterschiedlich auf Pflegeeingriffe (Umwelteinflüsse) reagieren können. Pflegemassnahmen sind deshalb periodisch zu überprüfen.
- Durch regelmässiges Mähen kann die Artenzahl auf kleinen Flächeneinheiten erhöht werden. Sind grössere Flächen vorhanden, bewirken (zeitweise) brachliegende Abschnitte eine grössere Artenzahl unter Einschluss von seltenen und spezialisierten Arten.
- Wenig produktive, d.h. hier vor allem trockene und/oder nährstoffarme Flächen benötigen weniger häufig Pflegeeingriffe als produktive Flächen und reagieren weniger respektive langsamer auf Pflege als solche mit starker Biomassenbildung.
- Wenig produktive Standorte sind jahreszeitlich später zu mähen. Dies ermöglicht die Ausbildung einer grösseren Artenzahl. Produktive Flächen sind dann früher zu mähen, wenn sich dadurch eine Nährstoffverminderung des Standortes ergibt (vgl. aber SCHIEFER 1984).
- Eine lockere Streueschicht verbessert die Etablierung vieler (nicht aller) Keimlinge auf trockenen Flächen, eine dichte Streueschicht, insbesondere auf luft- und bodenfeuchten Standorten, hemmt die Etablierung anderer. Einige Arten sind auf Vegetationslücken angewiesen (RYSER 1990).
- Durch die genaue Einhaltung eines Schnittregimes können bestimmte Arten gezielt gefördert werden. Beispiele sind *Rhinanthus angustifolius*, Baren, oder - ausserhalb des Untersuchungsraumes - *Himantoglossum hircinum*, Glattfelden, Kanton Zürich (pers. Beobachtung).

- Kontrolliertes Abbrennen reduziert einige Arten stark und fördert wenige andere, beispielsweise die dominante Art *Brachypodium pinnatum*. Abbrennen als Pflegemassnahme hat insbesondere den zusätzlichen Nachteil, dass ein Teil des Stickstoffes und der gesamte Phosphor auf der Fläche verbleiben. Gegebenenfalls ist gezieltes Abbrennen aber geeignet, als einmalige Massnahme (mit nachfolgender Mahd) die Vegetationszusammensetzung zu beeinflussen und den Biotop für die Etablierung bestimmter Arten aufnahmefähiger zu machen (Störungsinduktion).
- Wenig bekannt ist die Auswirkung von Pflegemassnahmen in Faktorenkombinationen auf seltene Arten. Untersuchungen in dieser Richtung sind notwendig für die arten- und biotopspezifische Umsetzung im praktischen Naturschutz.