©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tuexenia 29: 145–179. Göttingen 2009.

# Erhaltung und Wiederherstellung der Struktur und floristischen Biodiversität von Bergwiesen – 15 Jahre wissenschaftliche Begleitung von Pflegemaßnahmen im Harz

– Hartmut Dierschke und Cord Peppler-Lisbach –


## Zusammenfassung

Der Harz ist neben seinen Wäldern auch durch seine bunten Bergwiesen bekannt. Letztere sind schon seit längerer Zeit durch Nutzungsaufgabe oder intensivere Nutzung bedroht und gehören zu den besonders schutzbedürftigen Pflanzengesellschaften. Seit den 1980er Jahren werden zunehmend staatlich geförderte Pflegemaßnahmen zu ihrer Regeneration und Erhaltung durchgeführt. Im NSG „Bergwiesen bei St. Andreasberg" sind seit 1987 wieder große Flächen durch einen ortsansässigen Landwirt gemäht worden. Zur Erfolgskontrolle und Erprobung anderer Pflegemaßnahmen wurden 1988 für ein Biomonitoring mehrere Dauerflächen eingerichtet, mit 10 x 10 m-Parzellen für jährliche Mahd und Brache, teilweise auch für Mahd alle zwei oder drei Jahre sowie Mulchen. Die Parzellen wurden bis 2002 auf 2 x 2 m-Kleinflächen erfasst. 2003 wurden die ganzen Parzellen aufgenommen, zusätzlich die Vertikalstruktur (Höhe der Schichten) und die oberirdische Biomasse gemessen.
Beschrieben werden hier vier Dauerflächen, zwei in Goldhaferwiesen (*Geranio-Trisetetum potentilletosum erectae*), je eine in einem Borstgrasrasen (*Polygalo-Nardetum*) und in einem *Rubus idaeus*-Brachestadium. Die Ergebnisse zeigen, dass sich durch jährliche Mahd mit Abfuhr des Mähgutes überall wieder eine artenreiche, bunt blühende Magerwiese mit offener Struktur und kleinwüchsigen Pflanzen eingestellt hat. Mahd alle zwei oder drei Jahre fördert etwas wuchskräftigere Arten. Mulchen erscheint wegen stärkerer Streubildung weniger geeignet. In den Brachen haben sich Hochstaudenfluren oder andere Dominanzstrukturen entwickelt. Eine Schlüsselart für die Regeneration ist *Meum athamanticum*, dessen Wuchskraft am besten durch jährliche Mahd eingedämmt wird. In der Diskussion wird deshalb als beste Erhaltungsmaßnahme eine jährliche Mahd ab Ende Juni empfohlen, möglichst im Mosaik mit seltener bis gar nicht gemähten Flächen. Auch eine extensive Beweidung wird diskutiert.



## Abstract: Conservation and regeneration of structure and floristic biodiversity of montane meadows – 15 years of scientific contribution to conservation management in the Harz Mountains

The Harz Mountains are known for their extensive forests as well as for their colourful mountain meadows. The latter have long been threatened by abandonment or more intensive cultivation and belong to plant communities that require special conservation efforts. Since the 1980's increasing management measures, supported by public programs, have been carried out for their regeneration and conservation. Within the nature reserve "Bergwiesen bei St. Andreasberg" yearly mowing of large meadow areas was reestablished by a local farmer in 1987. To monitor its success and to test alternative management regimes, permanent research sites were established in 1988. Each site was divided into 10 x 10 m plots with the following treatments: mowing every year in summer, in some cases mowing every two or three years, mulching, or abandonment. Until 2002 monitoring of the each large plot was conducted on two 2 x 2 m subplots. In 2003 the large plots were analysed by relevés, covering the whole area, supplemented by measurements of the vertical structure (height of layers) and the above-ground biomass.
In this publication the developments in four permanent sites are described, two with a Yellow Oatgrass meadow (*Geranio-Trisetetum potentilletosum erectae*), one in a Matgrass sward (*Polygalo-Nardetum*), and one in a *Rubus idaeus* stage of abandonment. The results show that annual mowing with removal of the biomass is the best management method for regeneration and conservation of colourful flowering meadows with open structure as a habitat for several low-growing species. Mowing every two or three years promotes species with more rigorous growth. In contrast, mulching seems to be a less suitable type of management because of the development of a thick litter layer. In abandoned plots stands of tall-herb communities or other dominance structures have been developed. A key species for the regeneration is *Meum athamanticum*. This species´ growing capacity can best be reduced by annual mowing. To

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

summarise, annual mowing from the end of June onwards is recommended as the best method for conservation, preferably within a mosaic of areas which are mown less frequently or not at all. Extensive grazing is also discussed as management alternative to mowing.

**Keywords:** *Polygono-Trisetion*, *Violion caninae*, abandonment, biological traits, biomass, monitoring, mowing, mulching, permanent plots, vegetation structure, redundancy analysis.

## 1. Einleitung

Artenreiches Grasland, vor allem Wiesen und Magerweiden, gehören heute in Mitteleuropa überall zu den gefährdeten, wegen ihrer hohen Biodiversität erhaltenswerten anthropozoogenen Pflanzengesellschaften. Während vor allem auf mittleren Standorten durch Nutzungsintensivierung eine starke floristische Verarmung bis zu monotonen Einheitsbeständen (oder die Umwandlung in Ackerland) vorherrscht, kam es in Grenzertragslagen eher zur Nutzungsaufgabe, die je nach Vornutzung und Standort zu einer schleichenden bis raschen Artenabnahme in den Brachen führte (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Hiervon besonders betroffen sind neben Feuchtwiesen und Magerrasen auch viele Bergwiesen, deren Brachfallen durch allgemeinen Rückzug der Landwirtschaft aus Bergregionen bedingt ist. Dies betrifft ebenfalls die Bergwiesen des Harzes (DIERSCHKE 2002). Wo sich noch bäuerliche Betriebe erhalten haben, sind auch diese auf eine intensivere Graslandnutzung mit entsprechenden negativen biologischen Folgen angewiesen. So gehören die Lebensraumtypen Berg-Mähwiese und Artenreiche montane Borstgrasrasen nach der FFH-Richtlinie (Nr. 6520 bzw. 6230; s. SSYMANK et al. 1998) zu den erhaltenswerten Biotopen.

Diese Gefahren sind also längst bekannt, und von Seiten des Naturschutzes werden mancherlei Maßnahmen zur Erhaltung oder Wiederherstellung artenreicher Graslandbestände unternommen bzw. finanziell gefördert. Dabei sind die Ansprüche an die floristische Biodiversität im Wirtschaftsgrünland heute oft nur noch niedrig, wie aktuelle Versuche zur erfolgsorientierten Honorierung der Landwirte für etwas extensivere Nutzung zeigen. So genügen z. B. im Harz schon 4–6 Arten(gruppen) wie *Achillea millefolium*, *Alchemilla* spec., *Anthoxanthum odoratum*, *Centaurea* spec., *Rumex acetosa*, *Ranunculus acris* u. a., um Bergwiesen als förderungswürdig einzustufen (WICKE 2006a). Schutzwürdige Wiesen i. e. S. müssen wesentlich nur wertvolle Arten aufweisen (RUTHSATZ 2009). Für die wirkliche Erhaltung dieser ehemals zu den artenreichsten und buntesten Wiesen gehörenden Graslandtypen ist hingegen die früher übliche Bewirtschaftungsweise (späte ein- bis zweimalige Mahd, höchstens mäßige Düngung) notwendig. WICKE (2006a) nennt für Magerwiesen mindestens eine Mahd alle zwei Jahre zwischen 25. Juni und 10. Juli als Grundlage. Wie weit eine Restitution aus floristisch verarmten Brachen möglich ist, bleibt aber weitgehend offen.

Die Harzer Bergwiesen sind aus biologischer, kulturhistorischer und ästhetischer Sicht von hervorragendem Wert und stellen ein prägendes Element der höheren Lagen dar (DRACHENFELS 1990, VOWINKEL 1992, DIERSCHKE & KNOLL 2002 u. a.). Nach dem 2. Weltkrieg, verstärkt seit den 1960er Jahren, wurde ihre Nutzung zunehmend beendet. So wird der Biotopkomplex des Extensivgraslandes montaner Silikatgebiete in Niedersachsen als stark gefährdet eingestuft (DRACHENFELS 1996). Bald lagen große Bereiche brach, so dass Ende der 1980er Jahre mit Erhaltungsmaßnahmen auf Initiative und mit finanzieller Förderung der örtlichen bis regionalen Naturschutzbehörden begonnen wurde (DIERSCHKE 2002, DIERSCHKE & KNOLL 2002). Hierfür wurden vor allem die letzten noch vorhandenen Landwirte einbezogen. Die Bergwiesen um St. Andreasberg gehören zu artenreichsten und vielfältigsten im ganzen Harz (DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH 1997). Da über die Erfolgsaussichten der Pflegemahd brachliegender Bergwiesen noch wenige Erfahrungen vorlagen, wurden hier mehrere Dauerflächen zur Kontrolle angelegt, die gleichzeitig verschiedene Alternativen zur üblichen Pflegemahd einbezogen. Die vorliegende Arbeit gibt für einige Flächen eine Bilanz nach 15 Jahren (1988–2003), nachdem eine erste Zwischenauswertung bereits für 1996 erfolgte (DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH 1997; s. auch DIERSCHKE 2002). Dort wurden auch allgemeine Angaben zu den Harzer Bergwiesen gemacht (s. auch BRUELHEIDE 1995, DIERSCHKE & KNOLL 2002, DIERSCHKE & VOGEL 1981, VOGEL 1981 u. a.).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

## 2. Das Untersuchungsgebiet

Zu den vielseitigsten und höchstgelegenen Bergwiesen des Harzes gehört der Bereich um St. Andreasberg, der heute noch den größten Wiesenanteil besitzt (BRUELHEIDE et al. 1997, DIERSCHKE 2002). So sind seit 1992 größere Teile als NSG „Bergwiesen bei St. Andreasberg" geschützt.

Erste Vegetationsaufnahmen gibt es wohl bereits bei TÜXEN (1937) als *Trisetetum meetosum*. Nach DIERSCHKE & VOGEL (1981) handelt es sich vor allem um verschiedene Ausprägungen des *Meo-Trisetetum* und wiesenartige (ebenfalls gemähte) Bestände von Borstgrasrasen, nach heutiger Auffassung (z. B. RENNWALD 2000) zum *Geranio sylvatici-Trisetetum* R. Knapp ex Oberd. 1957 bzw. zum *Polygalo-Nardetum* Oberd. 1957 gehörig (s. auch DIERSCHKE 1997, PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001). Die heutige potenziell natürliche Vegetation dürfte größtenteils ein montanes *Luzulo-Fagetum* oder *Galio odorati-Fagetum* sein.

Ab 1987 werden größere Bereiche dieser Wiesen vom letzten noch im Ort existierenden Landwirt (R. Neigenfindt) im Vertragsnaturschutz wieder gemäht (DIERSCHKE 2002). Das für die eigene Rindviehhaltung nicht benötigte und teilweise auch wegen geringer Futterwerte wenig geeignete Mahdgut wird mit Gülle vermischt kompostiert und auf die eigenen Wirtschaftswiesen verteilt. Dieser fast geschlossene Nährstoffkreislauf mit Umverteilung hat dazu geführt, dass einerseits wieder größere Magerwiesen bestehen (*Geranio-Trisetetum potentilletosum erecti*, *Polygalo-Nardetum*), andererseits sehr wüchsige Fettwiesen (*G.-T. poetosum trivialis* und artenarme Degenerationsphasen) vorkommen (s. Tab. 2 in DIERSCHKE 2002). Inzwischen gibt es für St. Andreasberg ein breiteres Pflegekonzept auf der Grundlage eines umfangreichen interdisziplinären Gutachtens (SCHWAHN et. al. 1996). Wichtigste Maßnahme ist die jährlich einmalige Mahd der Flächen mit Entfernung des Mähgutes ab Ende Juni.

Zu Beginn der Wiederaufnahme der Mahd nach bis über 10 Jahren Brache wurden 1988 auf und am Rande der Jordanshöhe, einem Teil der St. Andreasberger Hochfläche (TK 25: 4229 St. Andreasberg, SW-Quadrant, ca. 900 m NN) 7 Untersuchungsflächen zur Dauerbeobachtung der Wiesenentwicklung bei Mahd eingerichtet (s. auch DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH 1997). Von diesen sind hier 4 Flächen ausgewählt; ihre Kurzbeschreibung erfolgt im Ergebnisteil.

## 3. Methoden

Die Untersuchungsflächen wurden 1988 jeweils in **10 x 10 m-Quadrate** (im Weiteren **Parzellen** genannt) unterteilt. Überall gab es neben einer Brache (**Br**) eine Mahdparzelle, die im Rahmen der Pflegemahd der Umgebung einmal pro Jahr ab Anfang Juli gemäht wurde (**$M_1$**). Auf einer Fläche gab es außerdem Parzellen, die nur alle 2 (**$M_2$**) bzw. alle 3 Jahre (**$M_3$**) zur selben Zeit gemäht wurden. Zusätzlich wurde auf zwei Flächen eine Parzelle „gemulcht" (**Mu**), wobei die Biomasse zwar gemäht, aber unzerkleinert locker verteilt liegen blieb.

### 3.1. Untersuchung von 2 x 2 m-Kleinflächen

In jeder Parzelle wurden 1988 zwei **Kleinflächen** (bezeichnet als A und B) von 2 x 2 m Größe für Daueruntersuchungen eingemessen. Alle Parzellen und Kleinflächen wurden mit Dauermagneten markiert, erstere auch mit großen Pflöcken kenntlich gemacht. Schon im zeitigen Frühjahr vor dem Aufwuchs wurden die Kleinflächen mit einem Magnetsuchgerät aufgespürt und zusätzlich mit Stöcken abgegrenzt, diese nach der Vegetationsaufnahme vor dem Schnitt wieder entfernt. Dadurch konnten größere Störungen der im Sommer meist dichten Vegetation in den Parzellen vermieden werden. Auf den Kleinflächen selbst ließ sich allerdings ein stärkeres Niedertreten des Bewuchses nicht vermeiden, was sich aber wohl nur bei den Brachen möglicherweise auswirkte.

Die Kleinflächen wurden seit 1988 bis 2002 überwiegend jährlich (nach Vorkontrolle Anfang Mai mit Erfassung von *Anemone nemorosa*) Ende Juni/Anfang Juli mit genauer Prozentschätzung des Deckungsgrades erfasst. Die Ergebnisse werden hier zur Darstellung des zeitlichen Verlaufs der Vegetationsentwicklung herangezogen. Zwischenergebnisse sind in mehreren Berichten an die Obere Naturschutzbehörde der früheren Bezirksregierung in Braunschweig (zuletzt DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH 1999) sowie in einer Publikation (DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH 1997) zusammengestellt worden.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Um die wichtigsten Trends in Abhängigkeit von den Pflegevarianten herauszuarbeiten, wurden die Daten mit Hilfe einer **partiellen Redundanzanalyse (RDA)** ausgewertet (JONGMAN et al. 1987, LEYER & WESCHE 2007). Dieses lineare Verfahren wurde gewählt, da mit Hilfe einer DCA nur eine geringe Gradientenlänge festgestellt werden konnte. Die vorgenommenen Analysen sind daher allerdings nur in der Lage, lineare bzw. monotone Tendenzen in der Zu- oder Abnahme von Arten adäquat zu analysieren. Unimodales Verhalten bzw. höherfrequente Schwankungen können damit nicht abgebildet werden. Die Analysen wurden mit der Statistik-Software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2007) unter Verwendung des Pakets vegan zur multivariaten statistischen Analyse von Vegetationsdaten (OKSANEN et al. 2007) durchgeführt (Funktion rda, Daten zentriert und standardisiert). Die geschätzten prozentualen Deckungsgrade wurden quadratwurzel-transformiert. Für die partielle Ordination wurden Aufnahmen aus Jahren, in denen keine vollständige Aufnahme aller Behandlungsvarianten erfolgen konnte, aus dem Datensatz entfernt. Der Datensatz umfasst somit die Jahre 1988–91, 1993–94, 1996–97, 1999 und 2002. Als Umweltvariablen dienen die Behandlungsvariante (B = Brache; M1 = einjährige Mahd; M2 = zweijährige Mahd; M3 = dreijährige Mahd; MU = Mulchen), das Jahr nach Beginn der Untersuchungen (JAHR) und die Kennnummer der Fläche (PLOT). In die **RDA-B** gehen die Interaktionsterme der Behandlungsvarianten mit JAHR als Umweltvariablen ein, als Kovariablen werden JAHR und PLOT verwendet. Damit werden allgemeine Zu- und Abnahmetendenzen der Arten herausgerechnet, ebenso individuelle Unterschiede in der floristischen Ausstattung der Flächen. Die Ordination gibt damit nur noch den speziellen Einfluss der Behandlungsvarianten auf die zeitliche Veränderung der floristischen Struktur wieder. Zur Abschätzung des allgemeinen Einflusses der Variable JAHR auf die Artenzusammensetzung wurde ebenfalls eine partielle RDA (**RDA-J**) durchgeführt (Jahr als Umweltvariable, PLOT als Kovariable).

Als akzessorische Variablen werden verschiedene biologische Merkmale in die Analyse einbezogen. Die **Lebens- und Wuchsformen** nach DIERSCHKE & BRIEMLE (2002) gehen als kategoriale Variablen ein, das Vorhandensein von **Ausläufern/Rhizomen/Kriechtrieben** als ordinale Variablen (AU: unterirdische Ausläufer/Rhizome, AO: oberirdische Ausläufer/Kriechtriebe, 0: nicht vorhanden; 1: kurz; 2: lang). **Höhe der Beblätterung** (average canopy height, CH.mean) und die **spezifische Blattfläche** (specific leaf area, SLA) wurden der Leda traitbase (KLEYER et al. 2008) entnommen. Die **CSR**-Klassifizierung der Arten nach GRIME (1974) wurde HUNT et al. (2004) entnommen. Dort nicht vorhandene Arten wurden durch den Vergleich mit ähnlichen Arten nachträglich klassifiziert. Aus den biologischen Merkmalen zur Lebens- und Wuchsform, Höhe der Beblätterung und spezifische Blattfläche wurden für die einzelnen Aufnahmen nach Deckungsgrad (Quadratwurzel-transformiert) gewichtete Mittelwerte errechnet. Aus den CSR-Klassifikationen der Arten wurden für jede Aufnahme C, S und R-Werte nach HUNT et al. (2004) ermittelt. Die Aufnahme-Werte werden für die Ordinationsdiagramme mit den Achsenwerten korreliert (Funktion envfit, Signifikanzniveau 5%) und als Pfeile dargestellt.

## 3.2. Untersuchung der 10 x 10 m-Parzellen

Für eine breitere Bilanz ganzer Parzellen wurden 2003 auf 4 Flächen andere Methoden benutzt:

**a) Vegetationsaufnahme**

Ende Juni/Anfang Juli 2003 (für *Anemone nemorosa* Anfang Mai) wurden die gesamten Parzellen unter Benutzung der Braun-Blanquet-Artmächtigkeitsskala (s. DIERSCHKE 1994) aufgenommen. Geschätzt wurde außerdem die Gesamtdeckung der Strauchschicht (**St**), der oberen und mittleren Krautschicht (**$K_1$, $K_2$**), der Moosschicht (**M**) sowie der Streudecke auf dem Boden (**S**). In der fast durchweg dominierenden Krautschicht wurde eine mittlere (bis zur Obergrenze der dichten Biomasse reichende) und eine obere (aus lockeren Blütenständen und Grashalmen bestehende) Krautschicht (**$K_1$** und **$K_2$**) unterschieden. – Durch ein Missverständnis wurden die Mahdparzellen von Fläche 3 und 4 bereits vor der Aufnahme geschnitten und konnten erst 2004 zur entsprechenden Zeit bearbeitet werden.

Die Auswertung der Daten erfolgt in Vegetationstabellen für alle Flächen getrennt, da sie jeweils individuelle Züge aufweisen. In den Tabellen werden Artengruppen mit gemeinsamem Verhalten (z. B. vorwiegend in Mahdparzellen bzw. Brachen) dargestellt. Für den zusammenfassenden Vergleich in der Diskussion sind außerdem die mittleren qualitativen Ellenberg-Zeigerwerte für Bodenreaktion (R) und Stickstoff (bzw. Nährstoffversorgung: N) berechnet (Werte aus DIERSCHKE & BRIEMLE 2002, ELLENBERG et al. 1992). Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998), der Moose nach KOPERSKI et al. (2000).

**b) Höhenmessungen zur Vertikalstruktur**

Mit je 20 Stichproben pro Parzelle wurde die Höhe der mittleren und oberen Krautschicht (K1, K2) gemessen. Die Daten sind für jede Fläche in Boxplot-Diagrammen (Mittelwert und Spanne) dargestellt.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

c) **Bestimmung der oberirdischen Biomasse**

Auf jeder Parzelle wurden 2003 (2004) mit einem Rahmen nach der Vegetationsaufnahme 10 Entnahmeflächen von 1/10 m² Größe abgegrenzt, die Gefäßpflanzen dicht über dem Boden abgeschnitten und entnommen, danach auch die Moose und die locker aufliegende Streu eingesammelt. Die Auswahl der Entnahmestellen geschah nach Augenschein, um bei ungleichmäßiger Zusammensetzung sowohl buntere Artenmischungen als auch auffällige Dominanzflecken einzelner Arten (z. B. *Meum athamanticum*, *Hypericum maculatum*) in etwa repräsentativ zu berücksichtigen. Die Biomasse aller 10 Entnahmen wurde zusammen zunächst fraktioniert, dann bei 105 °C im Trockenschrank getrocknet und anschließend ausgewogen.

Die Aufteilung der Biomasse musste aus Zeitgründen relativ grob erfolgen, was aber die Tendenz der Ergebnisse wenig beeinflusst haben dürfte. Folgende **Fraktionen** wurden per Hand getrennt:

*Meum athamanticum* (**Me**): da die Bärwurz in den Wiesen eine wichtige, teilweise auch differenzierende Rolle spielt, wurde sie von den übrigen Kräutern getrennt. Die Pflanzen ließen sich fast vollständig herauslesen. Allerdings waren zur Entnahmezeit bereits einzelne Blätter gelb bis braun und teilweise in Zersetzung begriffen, vor allem aus unteren Bereichen der beschatteten Mittelschicht stammend.

Übrige Kräuter (**Kr**): bis auf sehr kleinwüchsige Pflanzen (z. B. bei *Galium saxatile*) waren sie gut abtrennbar. Nicht voll erfasst wurden die bereits vergilbten Frühlingsblüher *Anemone nemorosa* und *Trientalis europaea* sowie *Bistorta officinalis*, deren Blätter vereinzelt auch schon braun waren und zerbröselten.

Gräser und Grasartige (**Gr**): Insbesondere die vielen feinen Blättchen von *Festuca rubra* konnten nicht völlig abgetrennt werden.

Zwergsträucher (**Zw**): nur *Vaccinium myrtillus* in einer Fläche, schon beim Schnitt im Gelände weitgehend abgetrennt.

Sträucher (**St**): nur *Rubus idaeus* in einer Fläche, schon bei der Entnahme abgetrennt.

Moose: in allen Parzellen gab es eine lockere bis dichtere Moosschicht, die sich aber nicht gut abtrennen ließ und deshalb später verworfen wurde.

Lockere Streu (**S**): wurde größtenteils bereits im Gelände abgetrennt. Hierzu gehören alle locker auf dem festen Boden (oder auf stark verfilztem Moder) liegenden abgestorbenen, ebenfalls noch locker an lebenden Pflanzen sitzende Reste. Eine klare Abgrenzung von anderen Fraktionen und vom festen Untergrund war nicht immer möglich.

Für die getrocknete Biomasse wurden folgende Werte ermittelt:
- Trockenmasse der Fraktionen Me, Kr, Gr, in je einer Fläche auch Zw bzw. St., in g/m² und ihr prozentualer Anteil.
- Kräuter/Gräser-Index (Kr : Gr).
- Gesamttrockenmasse aller lebenden krautigen Pflanzen in g/m².
- Streumasse in g/m² und ihr prozentualer Bezug zur lebenden Biomasse.

## 4. Ergebnisse

Die 4 ausgewählten Flächen zeigen einige Gemeinsamkeiten:

– Alle untersuchten Bestände und auch die Wiesen und Brachen der weiteren Umgebung zeichnen sich durch Vorherrschen oder zumindest recht hohe Anteile von *Meum athamanticum* aus, dessen Konkurrenzkraft im Zusammenhang mit den verschiedenen Pflegemaßnahmen eine Schlüsselrolle für Struktur und Artenzusammensetzung der Bestände zukommt (s. auch DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH 1997).

– Den Hauptkontrast bilden die seit 15 Jahren wieder jährlich gemähten und die z. T. über 25 Jahre brach liegenden Parzellen ($M_1$ – Br). Die ersten zeigen schwachwüchsige, teilweise bunt blühende Magerwiesen, die zweiten meist üppige Bestände aus hohen Stauden, die oft ebenfalls auffällige Blühaspekte bilden (Abb. 1).

– Überraschenderweise zeigen in unseren Untersuchungen die langfristig beobachteten 2 x 2 m-Kleinflächen die floristischen Veränderungen weniger offensichtlich an als dies aufgrund der nach 15 Jahren zu erkennenden deutlichen physiognomischen Unterschiede zwischen den Parzellen zu erwarten gewesen wäre (vgl. auch DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH 1997, SCHEIDEL & BRUELHEIDE 2004). Die floristischen Unterschiede zwischen den 10 x 10 m großen Parzellen ergeben 2002 dagegen teilweise ein deutlicheres Bild. Insgesamt blieb die

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

erhoffte Artenzunahme durch Neueinwanderung weitgehend aus; der Gesamtartenpool war über die ganze Zeit nahezu gleich.
– In der Beobachtungszeit sind in den Brachen nirgends neue Gehölze aufgetreten, was auch für die weitere Umgebung zutrifft.

Im Folgenden werden die 4 Flächen einzeln besprochen, da jede ihre individuellen Züge zeigt. Am Anfang stehen allgemeinere strukturelle Beobachtungen, gefolgt von Höhenmessungen der Schichten, einem floristischen Vergleich der Parzellen mit einer Vegetationstabelle und schließlich die Besprechung der Biomasse-Daten, alles bezogen auf die großen Parzellen 2003. Zum Schluss wird jeweils auf die langzeitigen Kleinflächen eingegangen, wobei neben floristischen auch andere biologische Merkmale unter zeitlichem Aspekt betrachtet werden.

### 4.1. Fingerkraut-Goldhaferwiese am Nordosthang der Jordanshöhe (Fläche 1)
*Geranio-Trisetetum potentilletosum erecti* (685 m NN, NO 5 °)

Dieses ist die Hauptuntersuchungsfläche mit 5 Parzellen, die alle durchgeführten Eingriffe ($M_1$, $M_2$, $M_3$, Mu, Br) enthalten. Der größere Bereich wurde bereits 1978 als junge Wiesenbrache eingestuft (Foto in DIERSCHKE & VOGEL 1981), danach aber zeitweise beweidet. So zeigte Fläche 1 1988 noch die Struktur einer relativ gut erhaltenen, mäßig wüchsigen Magerwiese. Bei der Endauswertung 2003 lag die letzte Mahd auf $M_2$ nur ein Jahr zurück (2002), auf $M_3$ drei Jahre (2000).

Die Erstaufnahme der Kleinflächen 1988 ergab teilweise hohe Anteile von Gräsern wie *Agrostis capillaris*, *Festuca rubra* agg. und *Poa chaixii* und der Kräuter *Geranium sylvaticum*, *Hypericum maculatum* und *Meum athamanticum*, oft in fleckiger Verteilung, wie sie für junge Brachen charakteristisch ist. Die Moosschicht, vorwiegend aus *Rhytidiadelphus squarrosus*, deckte 1–30 %. Auch eine Streulage (60–100 %) war überall vorhanden. Die Mittlere Artenzahl (MAZ) betrug über alle Parzellen 21,6 pro 4 m².

Allgemeiner Eindruck

Schon bald nach Beginn des Versuches waren allgemeine strukturelle Unterschiede der Parzellen feststellbar, die sich bis 2003 hielten oder verstärkten (Abb. 1). Sehr auffällig war die rasche Zunahme des Gräseranteils auf allen Mahdparzellen, bei Schwächung von *Meum athamanticum*, besonders auf $M_1$, dazu eine bunte Mischung blühender Kräuter. Schon die Frühlingsblüte von *Anemone nemorosa* war hier meist etwas stärker in den frisch ergrünenden Beständen, während auf Mu und vor allem auf Br am Boden die gelbe Streu, auf Br auch hochstehende Reste zunächst noch das Aussehen bestimmten (Abb. 2). Zur Schnittzeit Ende Juni 2003 machte $M_1$ den Eindruck einer schwachwüchsigen Magerwiese mit lockerer Mittelschicht, darüber eine sehr lockere Oberschicht, mit Blühaspekt von *Solidago virgaurea* ssp. *minuta* (außerdem *Hieracium*, *Leucanthemum*, *Potentilla erecta*, *Stellaria graminea*). Die Mulchparzelle ähnelte $M_1$, war aber etwas üppiger bewachsen. $M_2$ war (obwohl im Vorjahr gemäht) deutlich von beiden unterschieden, vor allem mit einer dichten Mittelschicht, in der *Meum* teilweise mit besonders üppigen Horsten dominierte. Die lockere Oberschicht bestand vor allem aus höheren Grashalmen sowie vielen Fruchtständen von *Rumex acetosa*, auch *Geranium sylvativcum*. $M_3$ ähnelte $M_2$, war aber deutlich von der angrenzenden Brache unterschieden. Dort waren gegenüber allen anderen Parzellen vor allem die hoch aus einer sehr dichten Mittelschicht mit viel *Meum* aufragenden Stauden auffällig, die dem Bestand fast den Charakter einer Hochstaudenflur gaben (Abb. 1). Entsprechend zeigten sich bunte Blühaspekte, Ende Juni vor allem von *Galium album*, *Hypericum maculatum*, *Leucanthemum*, *Luzula luzuloides*, *Solidago* und *Vicia cracca* sowie des gerade aufblühenden *Senecio hercynicus*. Ganz vereinzelt ragte auch *Rubus idaeus* empor.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Abb. 1: Übersicht der Fläche 1 von Osten am 9.7.2002 (oben, vorne hochwüchsige Brache) und am 29.9.2002 von Westen (unten).

Fig. 1: Overview of site 1 from east on 9.7.2002 (above, in front the high-growing abandoned plot) and from west on 29.9.2002 (below).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Abb. 2: Vegetationsstruktur auf Fläche 1 im Frühjahr (30.4.1998) in $M_1$, Mu und Br.

Fig. 2: Vegetation structure of site 1 in spring (30.4.1998) in the plots with annual mowing, mulching and abandonment.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Vertikalstruktur

Höhenmessungen der Mittelschicht und Oberschicht ($K_1$, $K_2$; Abb. 3) unterstreichen größtenteils den allgemeinen Eindruck. Deutlich niedrigwüchsiger als alle anderen Parzellen ist $M_1$, deren Mittelschicht nur etwas über 30 cm erreicht. Mu und $M_2$/$M_3$ sind wuchskräftiger. Deutlich macht sich ein Aushagerungseffekt bei jährlichem Schnitt mit Abräumung der Biomasse bemerkbar, der ja auch der früheren Nutzung weitgehend entspricht. Mulchen bedeutet zwar eine jährliche Störung, aber keinen Nährstoffexport, und bei Mahd in längeren Abständen ist die Ausmagerung geringer. Dass diese nicht ganz unterbleibt, zeigt der Vergleich zur Brache, wo die Mittelschicht mit 54 cm (Maximum 67 cm) die höchsten Werte erreicht. Auch die stets lockere Oberschicht ist in $M_1$ mit einem Mittel von 82 cm extrem wuchschwach, erreicht gerade die Höhe der Mittelschicht der anderen Parzellen. Mu, $M_2$ und $M_3$ sind mit Werten von 97–99 cm im Mittel fast gleich, während Br mit seinen Hochstauden 119 cm (Maximum 134 cm) erreicht.

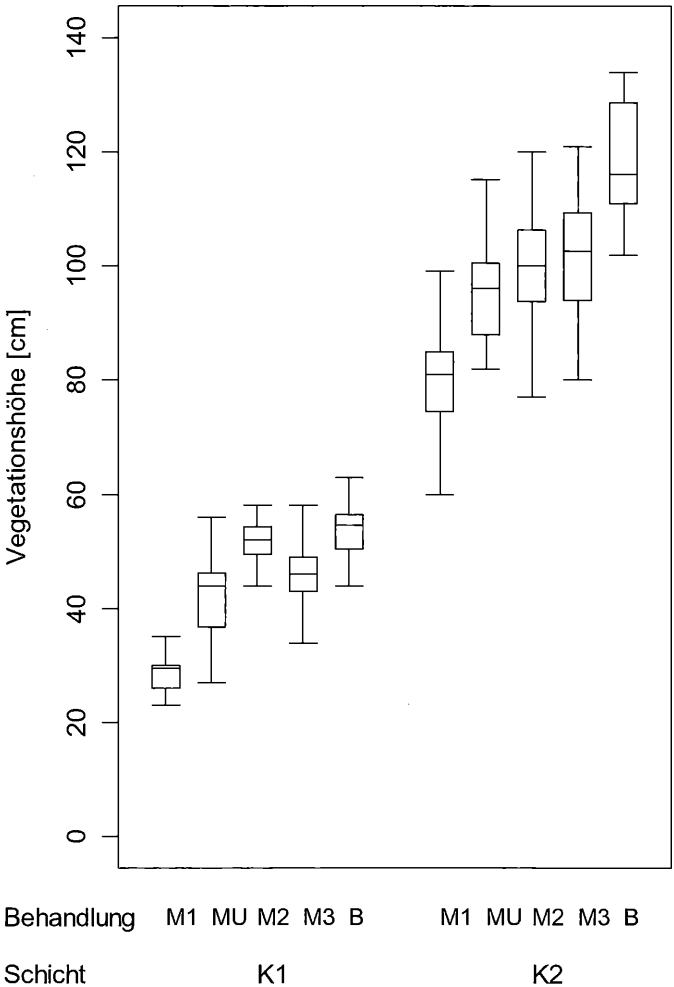


Abb. 3: Vertikalstruktur der Fläche 1. Boxplot-Diagramme der Höhen der dichten Mittelschicht ($K_1$) und der lockeren Oberschicht ($K_2$) (je 20 Messungen).

Fig. 3: Vertical structure of site 1. Boxplot diagrams of the height of the dense middle layer ($K_1$) and the more open upper layer ($K_2$) (20 measurements each).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

## Floristischer Vergleich

Tabelle 1 zeigt eine in weiten Bereichen ähnliche Artenverbindung (insgesamt 54 Arten), aber doch auch einige floristische Unterschiede der Parzellen. Etwas unerwartet ist die Artenzahl in $M_1$ am niedrigsten, aber sehr ähnlich wie bei Mu und $M_2$ (36–38 pro 100 m²). Mit 40 haben $M_3$ und Br den höchsten Wert. Dies erklärt sich vor allem aus dem Vorkommen einiger Brachezeiger bzw. nicht sehr schnittverträglicher Arten, die in Gruppe 3 der Tabelle 1 zusammengefasst sind. Einige Arten zeigen von $M_1$ bis Br eine Zunahme des Deckungsgrades, auch das überall stärker vertretende *Meum athamanticum*. Vor allem hochwüchsige Stauden wie *Galium album*, *Hieracium umbellatum*, *Polygonatum verticillatum* (mit den vielen reich beblätterten dunkelgrünen Trieben besonders auffällig) und *Senecio hercynicus* sind auf $M_3$/Br beschränkt. Dagegen bewirkt alljährliche Mahd etwas lückigere Bestände, in denen Arten der Gruppe 1 verstärkt oder überhaupt vorkommen. Sowohl die kleinblättrigen Gräser als auch etliche Kräuter können auffällige Blühaspekte bilden. $M_1$ und Mu unterscheiden sich vor allem im Deckungsgrad mancher Arten (s. Gruppe 2 und 4 der Tabelle).

Tabelle 1: *Geranio-Trisetetum potentilletosum erecti* (Fläche 1, 2003, 10 x 10 m-Parzellen)

Table 1: *Geranio-Trisetetum potentilletosum erecti* (site 1 in 2003, 10 x 10 m plots)

| | Parzelle | M1 | Mu | M2 | M3 | Br |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Deckung (%) K2 | 5 | 10 | 5 | 15 | 10 |
| | K1 | 95 | 98 | 100 | 100 | 100 |
| | M | 10 | 5 | 15 | 10 | 2 |
| | S | 95 | 95 | 95 | 98 | 99 |
| | Artenzahl | 36 | 38 | 37 | 40 | 40 |
| 1 | *Leucanthemum ircutianum* | **1** | + | . | . | + |
| | *Hieracium laevigatum* | **2** | **1** | . | . | . |
| | *Luzula campestris* | **2** | **1** | + | + | . |
| | *Galium saxatile* | **2** | **2** | . | 1 | 1 |
| | *Solidago virgaurea* ssp. *minuta* | **2** | **2** | 1 | 1 | 1 |
| | *Deschampsia flexuosa* | **2** | **2** | 1 | 1 | 1 |
| | *Agrostis capillaris* | **3** | **3** | 1 | 2 | 2 |
| 2 | *Meum athamanticum* | 3 | **4** | **5** | **5** | **5** |
| | *Rumex acetosa* | 1 | **2** | **2** | **2** | **2** |
| | *Geranium sylvaticum* | 1 | **2** | **2** | **2** | 1 |
| | *Veronica chamaedrys* | 1 | 2 | **3** | **3** | **4** |
| | *Luzula luzuloides* | 1 | 1 | **2** | **2** | **2** |
| | *Poa chaixii* | 1 | 1 | **2** | **2** | **2** |
| | *Vicia sepium* | 1 | 1 | **2** | **2** | **2** |
| | *Cardaminopsis halleri* | 1 | 1 | **2** | **2** | 1 |
| | *Dactylis glomerata* | +° | + | **2** | **2** | **2** |
| 3 | *Hypericum maculatum* | 1 | 1 | 1 | 1 | **3** |
| | *Stellaria graminea* | . | 1 | 1 | 1 | **2** |
| | *Deschampsia cespitosa* | . | . | **1** | + | **2** |
| | *Polygonatum verticillatum* | . | . | **1** | **1** | **2** |
| | *Lathyrus pratensis* | . | . | . | **1** | + |
| | *Galium album* | . | . | . | **1** | **1** |
| | *Senecio hercynicus* | . | . | . | + | **1** |
| | *Hieracium umbellatum* | . | . | . | . | **1** |
| | *Rubus idaeus* | . | . | . | . | + |
| 4 | *Festuca rubra* agg. | 2 | 3 | 2 | 3 | 2 |
| | *Anemone nemorosa* | 2 | 3 | 3 | 3 | 4 |
| | *Trientalis europaea* | 2 | 1 | 2 | 2 | 1 |
| | *Potentilla erecta* | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 |
| | *Bistorta officinalis* | 2° | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | *Trisetum flavescens* | + | 1 | 1 | 2 | 1 |
| | *Vicia cracca* | + | 1 | 2 | 1 | 1 |
| | *Poa pratensis* | + | + | + | + | 1 |
| | *Ranunculus acris* | + | + | + | 1 | . |
| | *Ranunculus polyanthemos* agg. | 1 | 1 | 1 | . | 1 |
| | *Luzula multiflora* | 1 | 1 | + | . | + |
| | *Phyteuma spicatum* | 1 | 1 | . | 1 | 1 |
| | *Lathyrus linifolius* | . | 1 | + | 1 | + |
| | *Poa trivialis* | . | + | 1 | 1 | 1 |
| | *Anthoxanthum odoratum* | + | . | 1 | 1 | . |
| | *Achillea millefolium* | + | . | . | + | + |
| | *Succisa pratensis* | . | + | 1 | . | . |
| | *Ajuga reptans* | . | . | 1 | 1 | . |
| | *Ranunculus platanifolius* | + | . | . | . | . |
| | *Sorbus aucuparia* | + | . | . | . | . |
| | *Alopecurus pratensis* | . | + | . | . | . |
| | *Taraxacum* sect. *Ruderalia* | . | + | . | . | . |
| | *Silene dioica* | . | . | 1 | . | . |
| | *Anthriscus sylvestris* | . | . | + | . | . |
| | *Campanula rotundifolia* | . | . | . | + | . |
| | *Rhytidiadelphus squarrosus* | 2 | 1 | 2 | 2 | 1 |
| | *Plagiomnium affine* | 1 | 1 | 1 | + | + |
| | *Brachythecium rutabulum* | + | + | . | 1 | + |

## Biomasse

Auch die Verteilung der oberirdischen Biomasse (Abb 4, Tab. 2) entspricht sehr gut den allgemeinen Eindrücken. Sie steigt von 370 g/m² (= 37 kg/ha) bei $M_1$ über 497 (Mu) auf 711/709 g bei $M_2$/$M_3$ deutlich an und erreicht in der üppigen Brache 842 g. Hinzuweisen ist auch auf den Bärwurzanteil, der bei den jährlich geschnittenen Parzellen mit 145 g/m² ($M_1$ = 39 %) bzw. 172 g (Mu = 35 %) weniger als die Hälfte der übrigen Parzellen (439–451 g = 62 bzw. 54 %) erreicht (s. auch Tab. 2). Der Kräuteranteil ohne *Meum* ist mit 28 % in Br besonders hoch, der Gräseranteil am stärksten in $M_1$ und Mu mit 43–51 %. Auch die angesammelte Streu entspricht weitgehend den Erwartungen, nur $M_3$ unterbricht (unerwartet) die ansteigende Reihe von $M_1$ (54 g) zur deutlich abweichenden Brache (326 g).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Die Brache, auch $M_2$ mit sehr üppiger Bärwurz, haben mit 4,4 bzw. 3,4 einen hohen Kräuter/Gräser-Index, der sonst eher niedrig liegt (1,0–1,6). Der Streuabbau scheint bei allen geschnittenen Parzellen rasch abzulaufen. Selbst die Mulchparzelle hat eine deutlich niedrigere Streumenge in Bezug zur lebenden Biomasse als die Brache (26 gegenüber 39 %).

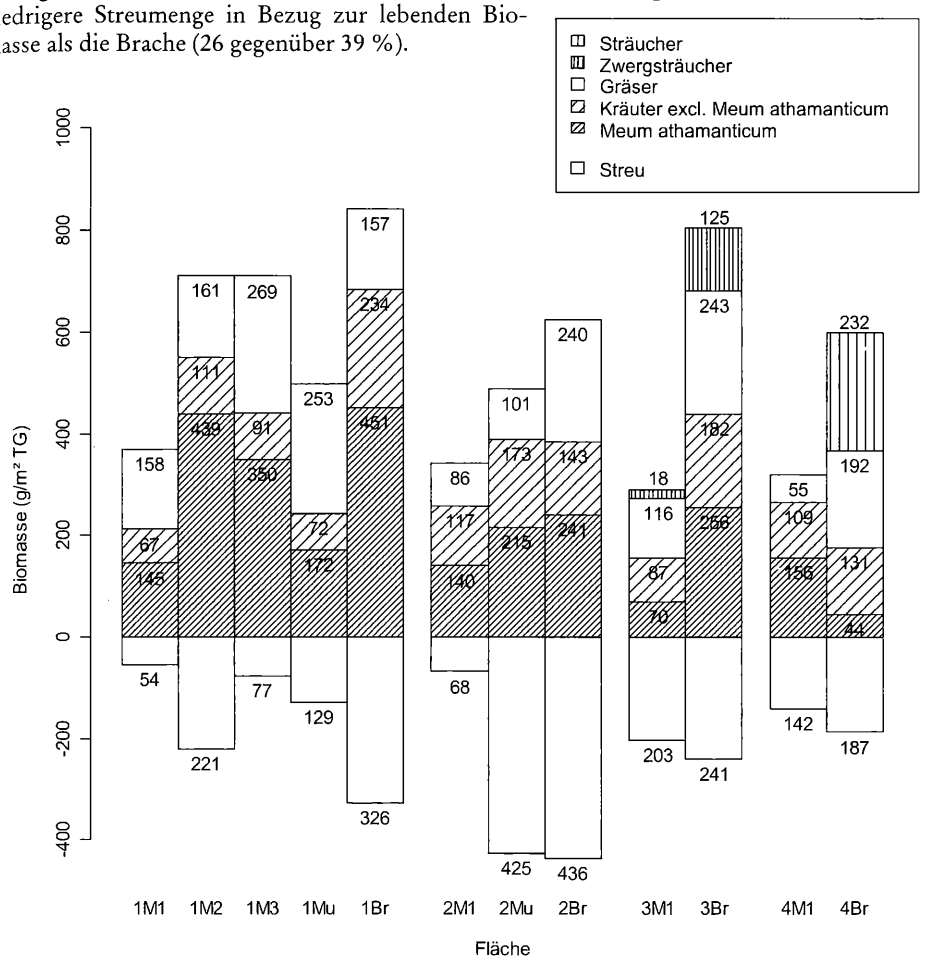


Abb. 4: Oberirdische Biomasse der Flächen 1–4 (Trockengewicht in g/m² aus je 10 Einzelproben) für *Meum athamanticum*, übrige Kräuter, Gräser, Zwergsträucher und kleine Sträucher; nach unten ist die dem Boden aufliegende Streu abgetragen.

Fig. 4: Above-ground biomass of the sites 1–4 (dry weight in g/m² of 10 single samples) for *Meum athamanticum*, all other herbs, grasses, dwarf shrubs and small shrubs. The negative values show the weight of the litter layer.

Tabelle 2: Vergleich einiger Daten der krautigen Biomasse (2003/04)

Table 2: Comparison of some characteristics of the herbaceous biomass (2003/04)

| Fläche | 1M1 | 1Mu | 1M2 | 1M3 | Br | 2M1 | 2Mu | 2Br | 3M1 | 3Br | 4M1 | 4Br |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Gesamtbiomasse lebend (g/m²) | 370 | 497 | 711 | 709 | 842 | 343 | 488 | 623 | 273 | 681 | 319 | 368 |
| Meum athamanticum (g/m²) | 145 | 172 | 439 | 350 | 451 | 140 | 215 | 241 | 70 | 256 | 156 | 44 |
| Streu (g/m²) | 54 | 129 | 221 | 77 | 326 | 68 | 425 | 436 | 203 | 241 | 142 | 110 |
| Anteile an der Gesamtbiomasse (%): | | | | | | | | | | | | |
| Meum athamanticum | 39 | 35 | 62 | 49 | 54 | 41 | 44 | 39 | 26 | 39 | 49 | 12 |
| Restliche Kräuter | 18 | 15 | 16 | 12 | 28 | 34 | 35 | 23 | 32 | 27 | 34 | 36 |
| Gräser | 43 | 51 | 23 | 38 | 19 | 25 | 21 | 39 | 43 | 36 | 17 | 52 |
| Streu | 15 | 26 | 31 | 11 | 39 | 20 | 87 | 70 | 74 | 35 | 44 | 30 |
| Kräuter/Gräser-Index | 1,3 | 1,0 | 3,4 | 1,6 | 4,4 | 2,3 | 3,4 | 1,6 | 1,4 | 1,8 | 4,8 | 0,9 |

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Zeitlicher Vergleich der Kleinflächen

Die **RDA-J** ergibt für verschiedene Arten deutliche allgemeine Zu- bzw. Abnahmetendenzen. Weitgehend unabhängig von der Behandlungsvariante, allerdings auf den einzelnen Flächen in unterschiedlichem Ausmaß, nahmen z. B. *Meum athamaticum*, *Anemone nemorosa* und *Galium saxatile* zu, während *Agrostis capillaris, Anthoxanthum odoratum, Ranunculus acris* und *Trisetum flavescens* abnahmen. Eine deutliche generelle Abnahme der absoluten Deckungsgrade verzeichnen auch *Hypericum maculatum* und *Geranium sylvaticum*. Beide Arten zeigen jedoch unterschiedliche relative Tendenzen: bei *Hypericum maculatum* ist die Abnahme in den Brachen deutlich geringer, bei *Geranium sylvaticum* in den Mulchflächen, so dass die **RDA-B** (Abb. 5) für diese Arten eine positive relative Wirkung der jeweiligen Behandlungen anzeigt. Hier sind weitere spezifische Tendenzen bei den Behandlungsvarianten zu erkennen: Brache wirkt sich vor allem auf *Polgonatum verticillatum, Luzula luzuloides, Veronica chamaedrys, Bistorta officinalis, Poa chaixii* und *Cardaminopsis halleri* positiv aus. Dagegen sind *Solidago virgaurea* ssp. *minuta*, *Leucanthemum ircutianum* und *Hieracium lachenalii* positiv mit $M_1$ assoziiert, *Alopecurus pratensis, Alchemilla monticola* und *Ranunculus polyanthemos* agg. mit Mu. Dies ist allerdings lediglich auf

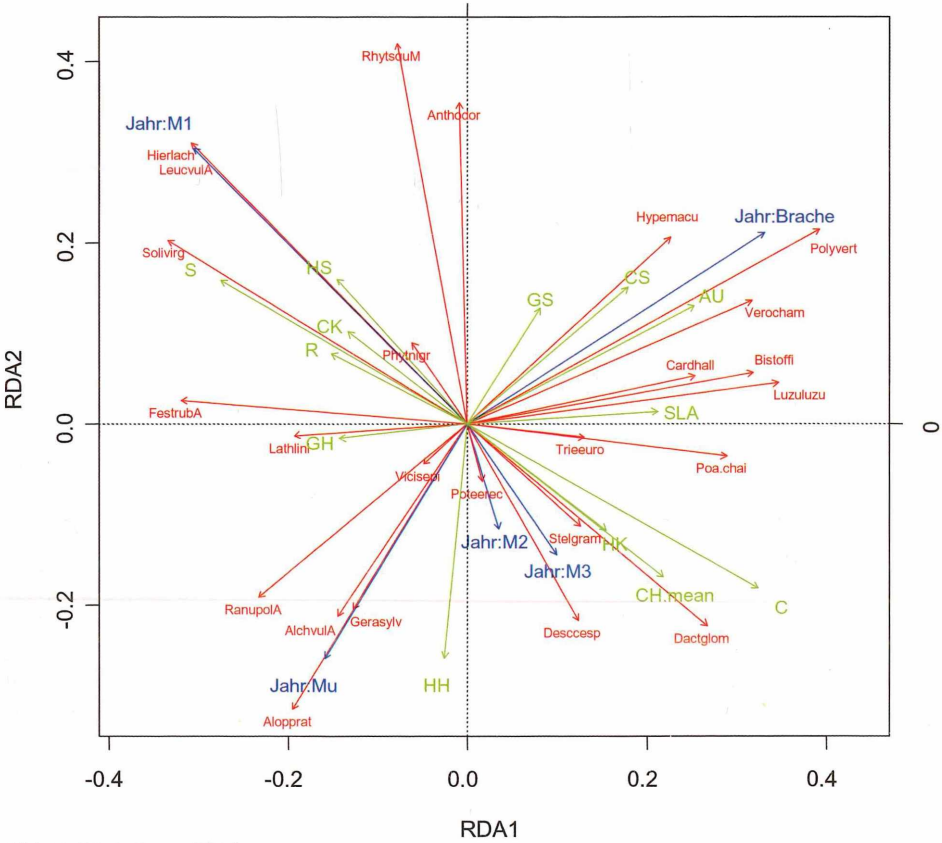


Abb. 5: RDA-B von Fläche 1.
Blaue Pfeile: Umweltvariablen (Interaktion Behandlungsvariante * JAHR), Kovariablen: JAHR und PLOT. Einschlussregel für Arten (rote Pfeile): Erklärungsanteil der Ordination > = 5%. Einschlussregel für korrelierte Merkmalsvariablen (grüne Pfeile): Signifikanzschranke P< = 0,05.

Fig. 5: RDA-B of site 1.
Blue arrows: environmental variables (interaction between management treatment and year), covariates: year and plot. All species (red arrows) are included that explain > = 5% of variation. All further correlating variables describing the stands (green arrows) are included with significance p< = 0.05.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

gering deckende Neuvorkommen in den letzten Jahren zurückzuführen. *Festuca rubra* agg. wird von $M_1$ und Mu gleichermaßen positiv beeinflusst. Die in die RDA eingehenden Variablen (Interaktion Behandlungvariablen*JAHR) erklären insgesamt allerdings nur einen relativ geringen Anteil der nach Herausrechnen der Kovariablen verbleibenden Varianz (1. Achse: 5 %, 2. Achse 3.7 %). Der Einfluss ist jedoch signifikant, was durch Permationstest für beide Achsen und alle Behandlungsvarianten nachgewiesen werden konnte (Achse 1 u. 2: $P<0.01$, $M_1$, Mu, Br: $P<0.01$, $M_2$, $M_3$: $P<0.05$).

Abgesehen von den geschilderten Tendenzen blieben viele Arten gleich oder fluktuierten unregelmäßig, möglicherweise entsprechend kleinerer klimatischer Schwankungen von Jahr zu Jahr, einschließlich der Dauer der Schneebedeckung. Auf der Brachfläche entwickelte sich bald eine unregelmäßig-fleckige Struktur einzelner Dominanten. Die Artenzahl veränderte sich kaum, lediglich auf den $M_1$-Flächen kam es zu einem deutlichen Anstieg (zumindest bis 1999, 2002 wieder eine leichte Abnahme). Die Gesamtdeckung der Moosschicht erhöhte sich deutlich. Bei der letzten Aufnahme der Kleinflächen (2002) entsprachen die Parzellen recht gut dem Zustand von 2003.

Die **Lebens- und Wuchsformverteilung** der Phanerogamen zeigt für die Brachflächen eine Zunahme von Arten mit unterirdischen Ausläufern und von Schaft-Chamaephyten (in diesem Fall vor allem *Veronica chamaedrys*). Die **spezifische Blattfläche** (SLA) nimmt bei Brache ebenfalls am stärksten zu, während sich die **mittlere Höhe der Beblätterung** der Arten (CH.mean) auch auf den $M_3$-Flächen deutlich verändert hat. Dabei ist der negative Effekt von $M_1$ an der entgegengesetzten Pfeilrichtung (Abb. 5) besonders deutlich zu erkennen. Gleichgerichtet verhält sich der Konkurrenz-**Strategie-Anteil** (C-Wert), während der Stress-Toleranz-Anteil (S-Wert) positiv mit jährlicher Mahd ($M_1$) assoziiert ist.

### 4.2. Fingerkraut-Goldhaferwiese auf dem Plateau der Jordanshöhe (Fläche 2)

*Geranio-Trisetetum potentilletosum erecti* (715 m NN, NO 1°)

Auf dieser Fläche gab es 3 Versuchsvarianten: $M_1$, Mu und Br (Abb. 6 oben). Zu Versuchsbeginn lag die Fläche und ihre weitere Umgebung schon längere Zeit brach. Der Bestand fiel durch starke Entwicklung von *Meum athamanticum* (Deckung bis 85 %) und zahlreiche Exemplare des Brachezeigers *Galeopsis tetrahit* (bis 20 %) auf. Mit mittlerer Deckung waren außerdem die Gräser *Agrostis capillaris*, *Festuca rubra* agg. und *Poa chaixii* vorhanden. Eine Moosschicht fehlte fast ganz, die dichte Streu am Boden deckte 85–100 %. Die mittlere Artenzahl aller 6 Kleinflächen betrug nur 18,5. – Da einige neuere Daten bereits bei DIERSCHKE (2002) veröffentlicht worden sind, soll hier vor allem ein Vergleich mit Fläche 1 (Kap. 4.1) vorgenommen werden.

Allgemeiner Eindruck

Die Mahdfläche war auch hier 2003 eine locker-schwachwüchsige, bunt blühende Magerwiese im starken Kontrast zur unregelmäßig-struppig-bultigen Brache mit dichter, teilweise verfilzter Streu. Mu sah deutlich gleichmäßiger aus als Br, war aber wesentlich üppiger als $M_1$ und hatte auch eine deutliche Streulage (Abb. 6).

Vertikalstruktur

Die Höhenmessungen (Abb. 7) zeigen für die Mittelschicht von $M_1$ ähnliche Werte wie bei Fläche 1 (27 cm, Maximum 36 cm). Die Brache ist hier hingegen vergleichsweise wuchsschwächer (im Mittel nur 40 cm hoch), Mu ihr gegenüber etwas höher (47 cm). Die Oberschicht ergibt insgesamt wenig deutliche Unterschiede, bei $M_1$ wieder die niedrigsten Werte.

Floristischer Vergleich

Die Tabelle in DIERSCHKE (2002) enthält für alle 3 Parzellen zusammen nur 35 Arten. Insgesamt wirkte auch die weitere Umgebung der Fläche 2 von vornherein ärmer als diejenige von Fläche 1. Im internen Vergleich hat aber $M_1$ mit 30 Arten gegenüber Mu und Br (21 bzw. 24 Arten) eine wesentlich höhere Diversität. Diese wird u. a. durch mehrere klein-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Abb. 6: Fläche 2. Übersicht (3. 10. 2000, oben: $M_1$ – Mu – Br), lockere Magerwiese (Mitte) und dichte *Meum athamanticum*-Brache (26.6.1990, unten).

Fig. 6: Site 2. General view (3.10.2000, above: annual mowing – mulching – abandonment), open structured meadow (middle) and dense abandoned stand of *Meum athamanticum* (26.6.1990, below).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

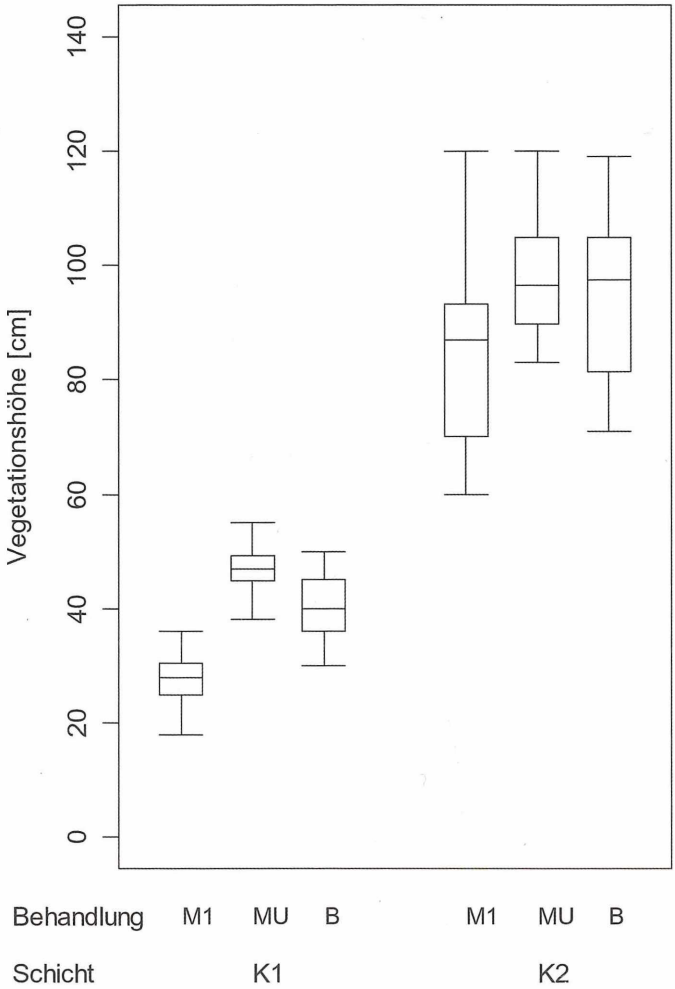


Abb. 7: Vertikalstruktur der Fläche 2 (wie Abb. 3).

Fig. 7: Vertical structure of site 2 (see Fig. 3).

wüchsige Arten erreicht: *Campanula rotundifolia*, *Carex pilulifera*, *Lathyrus linifolius*, *Luzula campestris*, *Rhinanthus minor* und *Veronica officinalis* und höhere Deckung von *Galium saxatile* und *Potentilla erecta* bedingen teilweise eine Verwandtschaft zu Borstgrasrasen (s. auch Abb. 6). Die Brache zeigt kaum eigene floristische Züge, ist zusammen mit Mu aber durch das Vorkommen von *Galeopsis tetrahit* und höhere Werte von *Cardaminopsis halleri* und *Poa chaixii* (in Br auch *Deschampsia cespitosa*) gekennzeichnet. Dagegen fehlt der bei Fläche 1 auffällige Hochstauden-Aspekt. Die sehr üppig wirkende Mulchparzelle zeichnet sich durch zusätzlich besonders hohe Deckung von *Bistorta officinalis* und *Meum athamanticum* aus (Abb. 6).

Biomasse

Tabelle 2 und Abb.4 zeigen bei $M_1$ zwischen Fläche 1 und 2 ebenfalls kaum Unterschiede (Mittelwert 370 bzw. 343 g/m²); gleiches gilt für Mu (497 bzw. 488 g). Dagegen ist die Brache bei Fläche 1 mit 842 g gegenüber 623 g wesentlich üppiger entwickelt, was den allgemeinen Eindruck bestätigt. Deutliche Unterschiede bestehen bei der Streu, die bei Mu und Br von Fläche 2 mit 425 und 436 g wesentlich höher liegt als bei 1 (129 bzw. 326 g). Auch ist auf

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Fläche 2 der Streuanteil in Bezug zur lebenden Biomasse bei Br und Mu mit 87 % bzw 70 % sehr hoch und deutet auf nur langsame Zersetzung hin. Insgesamt wirkt Fläche 2 magerer, was möglicherweise zu schwerer abbaubarer Streu führt, zumal *Poa chaixii* (in Br auch *Deschampsia cespitosa*) mit nur langsam abgebauter Streu höhere Anteile haben. So beträgt der Gräseranteil in der Brache 39 % ($M_1$ 25, Mu 21 %), bei Fläche 1 nur 19 %; der Kräuter/Gräser-Index der Brache liegt entsprechend niedrig: 1,6 gegenüber 4,4 in der Brache von Fläche 1.

Zeitlicher Vergleich der Kleinflächen

Nach den Ergebnissen der **RDA-J** zeigen *Rhytidiadelphus squarrosus, Anemone nemorosa* und *Solidago virgaurea* ssp. *minuta* eine von der Behandlung mehr oder weniger unabhängige Zunahme. Dagegen haben *Achillea millefolium, Phyteuma spicatum* und *Poa pratensis* eine generelle Abnahmetendenz. Andere Arten weisen, wenn auch unterschiedlich stark spezifische Reaktionen hinsichtlich der einzelnen Behandlungen auf (**RDA-B**, Abb. 8) Durch jährlich einmalige Mahd ($M_1$) absolut oder relativ gefördert werden *Festuca rubra* agg., *Veronica officinalis, Galium saxatile, Succisa pratensis, Luzula multiflora* und *Rhinanthus minor*, während *Galeopsis tetrahit* und *Cardaminopsis halleri* negativ beeinflusst werden, wobei *Galeopsis* gleichzeitig eine deutliche Zunahme sowohl in den Br- als auch in der Mu-Flächen aufweist. In den Brachen haben sich *Luzula luzuloides, Hypericum maculatum, Veronica chamaedrys, Poa chaixii* und *Stellaria graminea* günstiger als bei Mulchen und Mahd entwickelt. *Festuca rubra, Agrostis capillaris* und *Rumex acetosa* zeigen dagegen eine

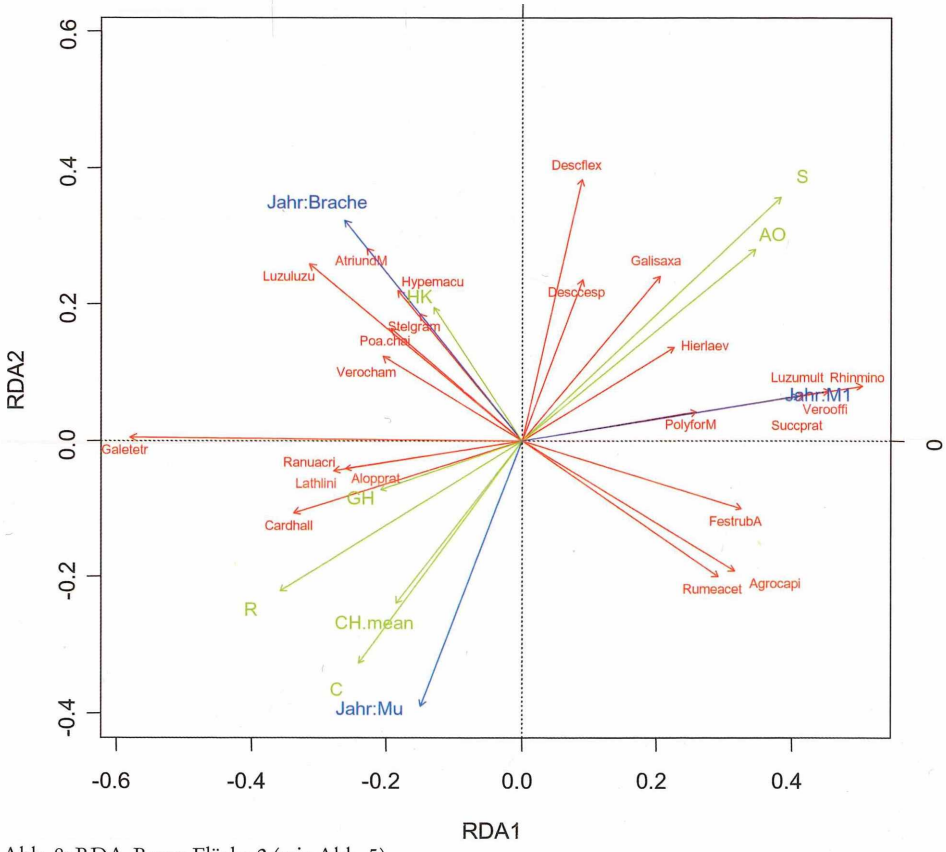


Abb. 8: RDA-B von Fläche 2 (wie Abb. 5).

Fig. 8: RDA-B of site 2 (see Fig. 5).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

deutlich negative Reaktion. *Deschampsia flexuosa* konnte sich sowohl in der Brachfläche als auch unter einmaliger Mahd ausbreiten, *Deschampsia cespitosa* – sonst nicht in den Flächen vorhanden – nahm in einer Mulchfläche deutlich ab. Auffälligerweise gibt es keine Arten, die sich speziell positiv auf den Mulchflächen entwickelt haben. Lediglich *Meum athamanticum* reagiert hier mit einer leichten Zunahme, der Erklärungswert für diese Art liegt jedoch unter der für Abb. 8 herangezogenen Schwelle von 5 %; daher ist der entsprechende Vektor nicht eingezeichnet.

Die Korrelationen mit **Wuchsformen und biologischen Merkmalen** zeigen einige Tendenzen, die jedoch bei näherer Betrachtung oft nur auf dem Verhalten weniger Arten beruhen. Die positive Reaktion von Kriech-Hemikryptophyten auf Br beruht auf *Stellaria graminea.* Arten mit oberirdischen Ausläufern reagieren positiv auf $M_1$ bzw. negativ vor allem auf Mu, was auf *Galium saxatile* und *Veronica officinalis* zurückzuführen ist. Hinsichtlich der **Strategietypen** zeigt die Stresstoleranz-Strategie vor allem eine Affinität zu $M_1$, R- und C-Strategie dagegen vor allem eine Zunahme auf den Mulchflächen. Dies ist z. T. auch auf die Abnahme von wenig konkurrenzstarken Arten (z. B. *Deschampsia flexuosa* und *Galium saxatile*) zurückzuführen und gilt auch für die positive Korrelation von Mu und **Beblätterungshöhe** (CH.mean); hier ist eher die Abnahme von niedrigwüchsigen Arten entscheidend als eine Zunahme hochwüchsiger Pflanzen.

Die durch die Variablen (Behandlung*JAHR) festgelegten RDA-Achsen erklären insgesamt 9 % der nach Herausrechnen der Kovariablen verbleibenden Varianz (1. Achse: 7.9 %, 2. Achse 2.5 %). Der Einfluss der Variablen insgesamt ist signifikant für Achse 1 der RDA-B ($P<0.01$). Achse 2 liegt mit $P=0.077$ knapp über dem Signifikanzniveau von 0.05. Dagegen ist der Einfluss der einzelnen Variablen mit jeweils $P<0.01$ signifikant.

### 4.3. Borstgras-Magerwiese im Bereich Schwangmühle (Fläche 3)
*Polygalo-Nardetum* (685 m NN, NNO 10°)

Reste von Borstgrasrasen kommen im Gebiet vor allem in abgelegenen, oft stärker hängigen, wohl nie gedüngten Bereichen vor (s. Abb. 2 in DIERSCHKE 2002). Die Untersuchungsfläche 3 liegt an einem etwas steileren Mittelhang am Nordwestrand der Jordanshöhe, wo 1988 wuchsschwache, schon länger brach liegende Magerwiesen vorherrschten. Hier wurden nur 2 Parzellen mit jährlicher Mahd bzw. Brache abgegrenzt. Auch die weiteren umliegenden Bereiche wurden ab diesem Zeitpunkt jährlich einmal gemäht.

Die Erstaufnahme der Kleinflächen ergab hohe bis mittlere Deckungsgrade der Gräser *Agrostis capillaris*, *Festuca rubra* agg., *Poa chaixii* sowie mittlere Deckungen von *Galium saxatile*, *Hypericum maculatum*, *Meum athamanticum*, *Potentilla erecta*, auch von *Vaccinium myrtillus*. Als floristische Besonderheiten sind außerdem *Arnica montana* und *Convallaria majalis* erwähnenswert. Die Moosschicht, vor allem aus *Rhytidiadelphus squarrosus*, deckte 5–30 %. Überall war eine dichte Streulage (80–100 %) vorhanden. Die mittlere Artenzahl der 4 Kleinflächen betrug 20,8.

Allgemeiner Eindruck

2003/04 fiel die Brachfläche deutlich aus ihrer gemähten Umgebung heraus, vor allem durch üppiger-struppigen Bewuchs und eine horizontale Differenzierung in Mikrofazies von *Festuca*, *Meum*, *Potentilla* und *Vaccinium*. Auch große Horste und hohe Halme von *Poa chaixii* waren mit bestimmend. In der Mittelschicht hatten aber auch viele weitere Arten Platz, die bunte Blühaspekte erzeugten, zunächst das Weiß von *Meum*, später vor allem gelbe Farbtöne von *Hieracium laevigatum*, *Hypericum*, *Potentilla*, *Solidago*. Die lockere Oberschicht enthielt viele höhere Blütenstände der Gräser und einiger Kräuter. Auch eine Unterschicht war teilweise erkennbar, vor allem aus Kriechtrieben von *Ajuga reptans* und etwas *Galium saxatile*. Den Boden bedeckte eine dichte, z. T. teppichartig verfilzte Streulage. Besonders auffällig waren die breitblättrigen, bleichen Reste von *Poa chaixii* und die braunen, teilweise noch stehenden alten Triebe von *Hypericum maculatum*. Die Streu war oben eng mit der Moosschicht verbunden und nach unten zunehmend durchwurzelt.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Abb. 9: Bunter, jährlich gemähter *Arnica*-Borstgrasrasen neben Fläche 3 (26.6.1990).

Fig. 9: Colourful *Arnica*-Matgrass sward with annual mowing near site 3 (26.6.1990).

Die Mahdparzelle hob sich als sehr schwachwüchsige Magerwiese deutlich ab, mit einer dichten Unter-/Mittelschicht und nur sehr locker etwas höheren Blütentrieben. Es dominierten die Gräser, vor allem *Agrostis capillaris* und *Festuca rubra* agg., daneben fielen die Horste von *Nardus stricta* auf. Der bunt blühende Bestand hatte neben gelben auch andere Farben wie das Blau von *Polygala vulgaris*, *Succisa pratensis* und *Veronica officinalis*. Lockere, frische Streu war wenig vorhanden, wohl aber eine stärker zersetzte, verfilzte Auflage. Ein besonderes Augenmerk galt *Arnica montana*. Sie blühte zwar in der Mahdparzelle etwas besser als in Br, hatte ihr Hauptvorkommen aber in den umliegenden Mahdbereichen.

Vertikalstruktur

Der allgemeine Eindruck wird durch die Höhenmessungen (Abb. 10) unterstützt. Die dichte Unter-/Mittelschicht erreicht in $M_1$ nur eine mittlere Höhe von 12 cm und unterscheidet sich damit sowohl von der benachbarten Brache (50 cm) als auch von allen anderen Mahdparzellen. Gegenüber allen anderen Flächen ist hier auch die sehr lockere Oberschicht von $M_1$ mit 62 cm gegenüber Br mit 108 cm deutlich wuchsschwächer; letztere liegt in der Größenordnung der anderen Flächen.

Floristischer Vergleich

Obwohl die Artenzahl mit 42 bzw. 38 für beide Parzellen annähernd gleich ist, zeigt Tabelle 3 eine deutliche floristische Differenzierung. Entsprechend hoch ist die Gesamtartenzahl mit 52 für 200 m². Die Gesamtdeckung der Schichten ergibt für $M_1$ eine etwas lockerere Horizontalstruktur, von der zahlreiche wuchsschwache Arten profitieren; viele sind Kenn- und Trennarten der Borstgrasrasen (*Nardetalia*, *Violion caninae*), z. B. *Arnica montana*, *Carex pilulifera*, *Galium saxatile*, *Nardus stricta*, *Polygala vulgaris*, *Veronica officinalis* (s. Gruppe 1). Gruppe 2 enthält Arten, die nur oder verstärkt in der Brache zu finden sind. Hierzu gehören vor allem solche der Goldhaferwiesen, also etwas anspruchsvollere Arten, wenn auch meist nur mit geringer Deckung. Auch *Meum athamanticum* wird durch Brache gefördert. Hier macht sich offensichtlich der fehlende Ausmagerungseffekt bemerk-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

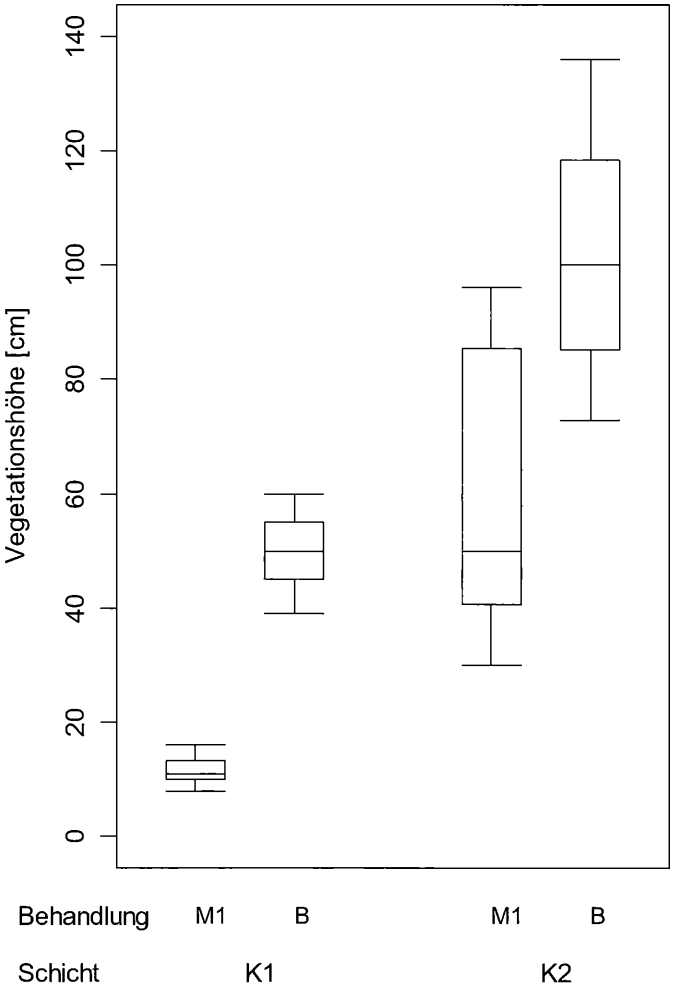


Abb. 10: Vertikalstruktur von Fläche 3 (wie Abb. 3).

Fig. 10: Vertical structure of site 3 (see Fig. 3).

bar. Hinzu kommen viele Arten mit etwa gleichartiger Vertretung in beiden Parzellen (Gruppe 3). Auch diese sind größtenteils Magerkeitszeiger, kommen aber auch oder sogar stärker in Goldhaferwiesen vor. Etwas überraschend gehört zu dieser Gruppe auch *Vaccinium myrtillus*; sie wird zwar durch Mahd stark geschwächt, ist aber auch in $M_1$ mit vielen kleinen Trieben vorhanden. Nur in der Mahdfläche wurde auch *Vaccinium vitis-idaea* einmal gefunden.

Biomasse

Erwartungsgemäß ist die krautige oberirdische Biomasse (Tab. 2; also ohne Zwergsträucher) bei $M_1$ mit 273 g/m² die niedrigste aller Parzellen. Dagegen liegt die Brache mit 681 g/m² in der gleichen Größenordnung wie bei mageren Goldhaferwiesen (s. Fläche 2). Auch *Meum athamanticum* erreicht mit 256 g in Br etwa den Wert von Fläche 2, ist in $M_1$ hingegen mit nur 70 g deutlich geschwächt, was wesentlich zur niedrigen Gesamtbilanz der Parzelle beiträgt. Recht hoch ist der Gräseranteil (43 %) in $M_1$ (wie in Fläche 1 $M_1$). Zu diesen Werten kommt noch der Anteil der Zwergsträucher (praktisch nur *Vaccinium myrtillus*;

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tabelle 3: *Polygalo-Nardetum* (Fläche 3, 2003, 10 x 10 m-Parzellen)

Table 3: *Polygalo-Nardetum* (site 3 in 2003, 10 x 10 m plots)

| | Parzelle | | M1 | Br |
|---|---|---|---|---|
| | Deckung (%) | K2 | 8 | 5 |
| | | K1 | 85 | 100 |
| | | M | 90 | 80 |
| | | S | 30 | 100 |
| | Artenzahl | | 42 | 38 |
| 1 | *Nardus stricta* | | **2** | . |
| | *Veronica officinalis* | | **2** | . |
| | *Rhinanthus minor* | | **1** | . |
| | *Ranunculus polyanthemos* agg. | | **1** | . |
| | *Arnica montana* | | **1** | . |
| | *Succisa pratensis* | | **1** | . |
| | *Carex pilulifera* | | + | . |
| | *Lathyrus linifolius* | | + | . |
| | *Melampyrum sylvaticum* | | + | . |
| | *Vicia sepium* | | + | . |
| | *Deschampsia cespitosa* | | + | . |
| | *Hieracium sylvaticum* | | + | . |
| | *Vaccinium vitis-idaea* | | + | . |
| | *Polygala vulgaris* | | + | . |
| | *Rumex acetosa* | | **2** | 1 |
| | *Galium saxatile* | | **2** | 1 |
| 2 | *Meum athmanticum* | | 2 | **4** |
| | *Deschampsia flexuosa* | | 1 | **2** |
| | *Solidago virgaurea* ssp. *minuta* | | 1 | **2** |
| | *Veronica chamaedrys* | | 1 | **2** |
| | *Luzula multiflora* | | + | 1 |
| | *Silene dioica* | | + | 1 |
| | *Geranium sylvaticum* | | + | 1 |
| | *Ajuga reptans* | | . | **2** |
| | *Leucanthemum ircutianum* | | . | 1 |
| | *Trisetum flavescens* | | . | 1 |
| | *Luzula sylvatica* | | . | + |
| | *Phyteuma spicatum* | | . | + |
| | *Dianthus deltoides* | | . | + |
| | *Silene flos-cuculi* | | . | + |
| | *Ranunculus acris* | | . | + |
| 3 | *Luzula luzuloides* | | 2 | 2 |
| | *Potentilla erecta* | | 2 | 2 |
| | *Hypericum maculatum* | | 2 | 2 |
| | *Hieracium laevigatum* | | 2 | 2 |
| | *Convallaria majalis* | | 2 | 2 |
| | *Trientalis europaea* | | 2 | 2 |
| | *Anemone nemorosa* | | 2 | 2 |
| | *Agrostis capillaris* | | 2 | 2 |
| | *Festuca rubra* agg. | | 2 | 2 |
| | *Poa chaixii* | | 2 | 2 |
| | *Vaccinium myrtillus* | | 2 | 2 |
| | *Bistorta officinalis* | | 1 | 1 |
| | *Cardaminopsis halleri* | | 1 | 1 |
| | *Luzula campestris* | | 1 | 1 |
| | *Alchemilla monticola* | | + | + |
| | *Polygonatum verticillatum* | | + | + |
| | *Campanula rotundifolia* | | + | + |
| | *Rhytidiadelphus squarrosus* | | 5 | 4 |
| | *Plagiomnium affine* | | 1 | 2 |
| | *Rhodobryum roseum* | | . | 2 |
| | *Brachythecium rutabulum* | | . | 1 |

s. Abb. 4). Wie schon erwähnt, wächst die Heidelbeere in Br wesentlich üppiger und erreicht 126 g/m². Bei jährlicher Mahd ist ihre Biomasse auf 15 g reduziert, obwohl noch zahlreiche Triebe vorkommen (s. Tabelle 3). – Die geringe Produktivität bedingt auch geringere Streumengen in Br, vor allem im Vergleich zu Fläche 2. Dagegen ist die Streu mit 203 g/m² in $M_1$ die weitaus höchste aller Mahdparzellen, auch ihr Anteil im Bezug zur lebenden krautigen Biomasse mit 74 %. Offenbar wird die Streu nur sehr langsam abgebaut. Wahrscheinlich ist die relativ starke Streuakkumulation zumindest teilweise noch ein Überbleibsel aus der Brachezeit vor 1988.

Zeitlicher Vergleich der Kleinflächen

Eine generelle Zunahmetendenz ist nach der **RDA-J** für *Luzula luzuloides, Hieracium laevigatum, Solidago virgaurea* ssp. *minuta, Trientalis europaea, Luzula multiflora* und *Rhytidiadelphus squarrosus* zu erkennen. Dagegen haben *Potentilla erecta* und *Rumex acetosa* im Beobachtungszeitraum unabhängig von der Behandlung abgenommen.

Nach den Ergebnissen der **RDA-B** (Abb. 11, erklärte Varianz 9,0 %) haben *Rhinanthus minor, Veronica officinalis, Agrostis capillaris* und *Galium saxatile* positiv auf $M_1$ reagiert. Relativ gesehen wurden auch *Phyteuma spicatum, Arnica montana, Festuca rubra* agg. und

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

*Nardus stricta* durch Mahd gefördert, da bei diesen Arten eine deutliche Abnahme in den Brachflächen zu verzeichnen war. Dagegen zeigten *Poa chaixii* und *Hieracium lachenalii* in den Mahdflächen eine deutlich negative Reaktion. Das Verhalten von *Vaccinium myrtillus* ist uneinheitlich: der Zunahme in einer Br- und einer $M_1$-Fläche steht eine Abnahme in den jeweiligen Parallelflächen gegenüber. Ebenso wenig eindeutig haben sich *Anemone nemorosa* und *Meum athamanticum* trotz teilweise deutlicher Deckungsgradverschiebungen entwickelt.

Hinsichtlich der ausgewerteten **biologischen Merkmale** weist der Anteil von Arten mit oberirdischen Ausläufern eine signifikante negative Korrelation mit der ersten Achse der RDA-B auf, welche durch die Variable JAHR*Brache festgelegt wird. Diese negative Reaktion auf Brache ist durch die beiden Arten *Galium saxatile* und *Veronica officinalis* bedingt. Der Anteil von Arten mit unterirdischen Ausläufern nahm dagegen in Br zu. Signifikant positive Korrelationen mit Achse 1 ergeben sich auch für die Wuchsformen Schaft-Hemikryptophyt und Kriech-Zwergstrauch (hier *Vaccinium myrtillus*). Der C-Wert der Aufnahmen hat eine deutlich positive Beziehung zu Achse 1, d. h. Brache führt zu einer relativen Zunahme der Konkurrenzstrategie, während der Anteil der beiden übrigen Strategietypen eine negative Beziehung zu Br aufweist.

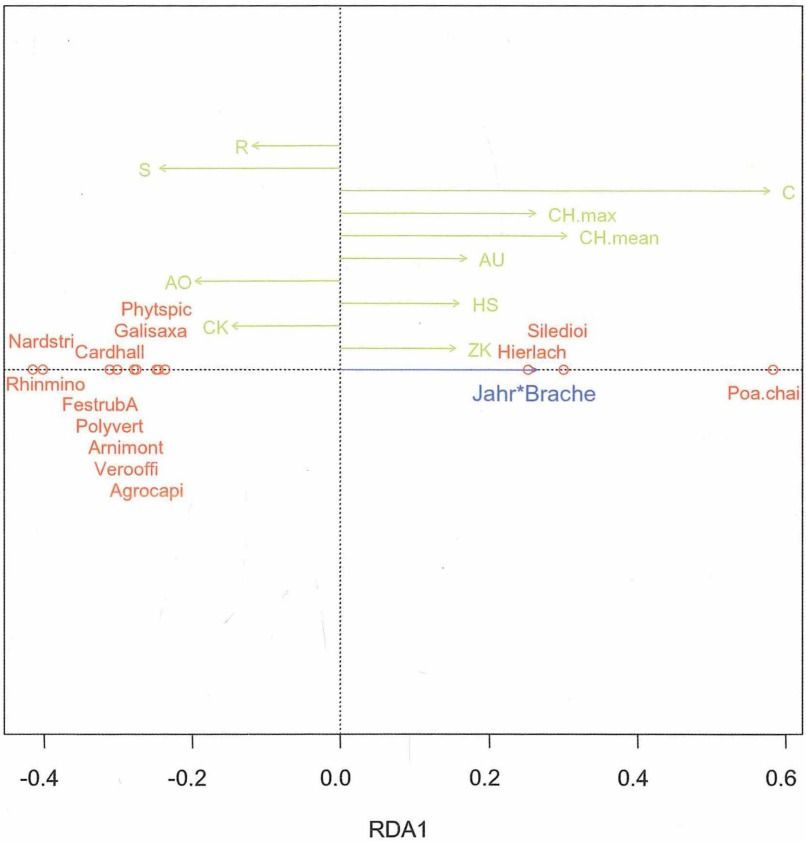


Abb. 11: RDA-B von Fläche 3. Dargestellt sind die Positionen der Arten auf der ersten Achse und die Korrelationen der Merkmalsvariablen mit der ersten Achse. Sonst wie Abb. 5.

Fig. 11: RDA-B of site 3. The diagram shows the position of species on the first axis and the correlation of stand-describing variables with the first axis. See also Fig. 5.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

### 4.4. Himbeer-Gestrüpp/Magerwiese im Bereich Schwangmühle (Fläche 4)
*Rubus idaeus*-Bestand/*Geranio-Trisetetum potentilletosum* (690 m NN, NO 5°)

In Nähe der Borstgrasrasen-Fläche (s. 4.3) fiel 1988 inmitten der Magerwiesenbrachen eine größere Insel mit Polykormonen von *Rubus idaeus* auf, die als lockeres bis dichtes Gestrüpp eine fortgeschrittene Brachephase kennzeichnen. Zwischen den Himbeertrieben gab es noch zahlreiche Wiesenpflanzen, oft aber nur noch in wenigen, teilweise schwachwüchsigen Resten, einige auch mit hochwüchsigen, mit den Sträuchern mithaltenden Exemplaren. In diesem Gestrüpp wurde eine Parzelle mit jährlicher Mahd eingerichtet. Da auch die Umgebung danach wieder gemäht wurde, blieb nur die Bracheparzelle als auffällig dunkelgrüner Fleck bestehen (Abb. 12).

Der Ausgangsbestand zeigte 1988 eine mittlere bis hohe Deckung von *Rubus idaeus* (35–80 %) sowie fleckenhaft höhere Anteile von *Bistorta officinalis* und *Meum athamanticum*. Gräser waren nur mit niedriger Deckung (außer *Festuca rubra* mit 5–30 %) vorhanden, eine Moosschicht fehlte. Die Streu deckte 50–100 %. Auffällig war die niedrige MAZ von 13,3.

Den Entwicklungsverlauf bis 1996 zeigt Tabelle 1 in DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH (1997).

Allgemeiner Eindruck

Im Sommer 2003 fiel der Rest des Himbeergestrüpps in der Bracheparzelle inmitten wieder gemähter Wiesen schon von weitem auf. *Rubus idaeus* bedeckte fleckig etwa 30 %. Die Krautschicht war sehr unregelmäßig zusammengesetzt. In den Lücken wuchs eine dichte Mittelschicht mit auffällig mastigem *Meum*, auch üppig-bleitblättrigen *Luzula luzuloides* und *Poa chaixii*, blühend vor allem *Hypericum maculatum* und *Silene dioica*. Kleine, niedrigwüchsige Flecken bildete *Festuca rubra* agg. Die krautige Oberschicht erreichte oder überragte sogar die Himbeertriebe, vor allem hohe Stängel von *Poa chaixii*; auch einige Hochstauden von *Digitalis purpurea* und *Polygonatum verticillatum* fielen auf. Die lockere Streu (ca. 30 %) war ebenfalls unregelmäßig verteilt. Von *Rubus idaeus* gab es sowohl stehende tote Triebe als auch liegende, vorwiegend verholzte Reste. Am meisten Streu lag um und unter *Poa chaixii*. Wie gelegentliche Losung und Fraßspuren zeigen, wurde der Bestand von Rotwild aufgesucht und befressen. – Die seit 1988 gemähte Parzelle hatte 2003 die Struktur einer etwas unregelmäßig bewachsenen Magerwiese mit kleinen Offenstellen. Die dichte, niedrige Unterschicht wurde von zahlreichen Blütenständen der Gräser und einiger Kräuter sowie dem fleckig wachsenden *Meum* unterschiedlich hoch überragt. Den Aspekt bildeten Ende Juni *Galium saxatile* (mit größeren Flecken dicht am Boden), *Bistorta officinalis*, *Potentilla erecta*, *Silene dioica*, *Solidago* u. a., auch die Grashalme von *Agrostis capillaris*, *Festuca rubra* agg. und *Deschampsia flexuosa*. Am Boden gab es eine teppichartig-dichte Moosschicht. Eine Streulage war nur schwach entwickelt.

Vertikalstruktur

Im oberen Bereich der Brache ist die lockere Strauchschicht aus *Rubus idaeus* bestimmend, erreicht aber im Mittel nur knapp einen Meter Höhe (Abb. 13). Die Oberschicht der Kräuter und Gräser ist sogar teilweise wuchskräftiger, mit einem Maximum von 139 cm, im Mittel 91 cm. In $M_1$ erreichen nur die höchsten Triebe letzteren Wert, der Mittelwert liegt mit 69 cm deutlich darunter. Die sehr hohen Triebe in Br beruhen vermutlich einmal auf fehlender Ausmagerung, also etwas besserer Nährstoffversorgung, aber auch auf dem Bestreben der Pflanzen, der Beschattung durch die Himbeere zu entgehen. Die krautige Mittelschicht ähnelt stark den Werten von Fläche 2 (Mittelwert von $M_1$ 25 bzw. 27 cm).

Floristischer Vergleich

Die Artenzahlen der beiden Parzellen liegen mit 33 und 30 im eher niedrigen Bereich, ebenfalls die Gesamtartenzahl beider Parzellen von 41 (Tab. 4). Erwartungsgemäß sind Wiese und Himbeergestrüpp floristisch deutlich unterschieden. Es gibt aber doch etliche gemeinsame Arten (Gruppe 3), die im lockeren Gestrüpp erhalten geblieben sind. Nur in

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Abb. 12: Fläche 4. Der dichte *Rubus idaeus*-Bestand war schon nach kurzer Zeit nur noch als kleine Bracheinsel inmitten der regenerierten Wiese erhalten (29.9.1992, 11.7.1994).

Fig. 12: Site 4. Already after a short time the dense stand of *Rubus idaeus* remained only as a small abandoned island within the regenerated meadow (29.9.1992, 11.7.1994).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

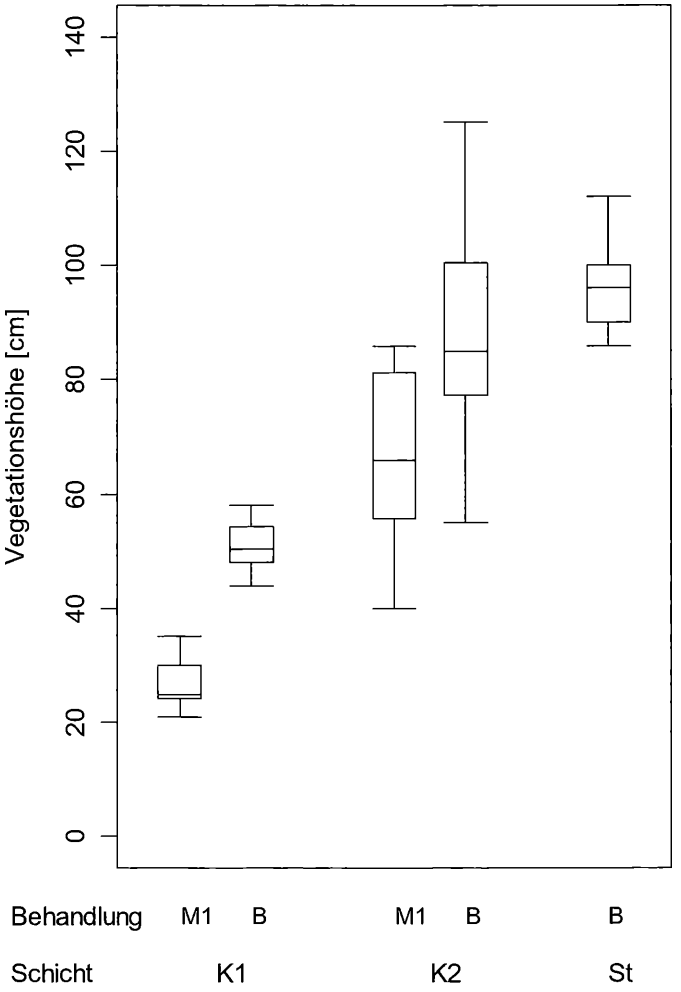


Abb. 13: Vertikalstruktur von Fläche 4 (wie Abb. 3, St = Strauchschicht).

Fig. 13: Vertical structure of site 4 (see Fig. 3, St = shrub layer).

letzterem vorkommend oder dort mit Schwerpunkt sind vor allem einige höhere Stauden wie *Digitalis purpurea*, *Epilobium angustifolium*, *Hypericum maculatum*, *Polygonatum verticillatum*, als erste Waldpflanze *Dryopteris carthusiana* (Gruppe 2). Von *Rubus idaeus*, der in Br vorherrscht, fand sich in $M_1$ nur noch ein kleiner Kümmertrieb. – In der Mahdparzelle kommen (wieder) zahlreiche Wiesenpflanzen vor (Gruppe 1), die insgesamt die Artenverbindung einer mageren Goldhaferwiese ergeben und eine gelungene Regeneration anzeigen. Soweit nicht im früheren Himbeergestrüpp erhalten, kommen alle heutigen Arten in der unmittelbaren Umgebung vor, konnten sich vermutlich von dort wieder ausbreiten oder waren noch direkt in der Samenbank vorhanden. Im Gegensatz zu allen anderen Flächen konnte sich hier *Meum athamanticum*, von der Konkurrenz der Himbeere befreit, bei Mahd wieder ausbreiten.

Biomasse

Ohne die vorwiegend holzige Biomasse der Himbeere, die fast die Hälfte der Gesamtmasse der Brache ausmacht (232 g/m²), liegen Br und $M_1$ im selben Größenbereich (368 bzw. 319 g/m²; Tab. 2, Abb. 4). Dies liegt vor allem am hohen Anteil von *Meum* bei $M_1$ (49 %,

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tabelle 4: *Rubus idaeus*-Bestand / *Geranio-Trisetetum potentilletosum erecti* (Fläche 4, 2003, 10 x 10 m-Parzellen)

Table 4: *Rubus idaeus* stand / *Geranio-Trisetetum potentilletosum erecti* (site 4 in 2003, 10 x 10 m plots)

| Parzelle | | Br | M1 |
|---|---|---|---|
| Deckung (%) | St | 30 | . |
| | K2 | 10 | 10 |
| | K1 | 80 | 90 |
| | M | 5 | 30 |
| | S | 90 | 90 |
| Artenzahl | | 30 | 33 |
| 1 *Rubus idaeus* | | **3** | + |
| 2 *Ajuga reptans* | | **2** | . |
| *Digitalis purpurea* | | **1** | . |
| *Epilobium angustifolium* | | **1** | . |
| *Deschamspia cespitosa* | | **1** | . |
| *Dryopteris carthusiana* | | + | . |
| *Senecio hercynicus* | | + | . |
| *Sorbus aucuparia* | | + | . |
| *Polygonatum verticillatum* | | **2** | 1 |
| *Hypericum maculatum* | | **2** | 1 |
| *Silene dioica* | | **2** | 1 |
| 3 *Meum athamanticum* | | 2 | **3** |
| *Galium saxatile* | | 1 | **3** |
| *Deschampsia flexuosa* | | 1 | **2** |
| *Rumex acetosa* | | + | **2** |
| *Luzula campestris* | | + | **1** |
| *Luzula multiflora* | | . | **1** |
| *Solidago virgaurea* ssp. *minuta* | | . | **1** |
| *Convallaria majalis* | | . | **1** |
| *Veronica chamaedrys* | | . | **1** |
| *Rhinanthus minor* | | . | **1** |
| *Vicia sepium* | | . | **1** |
| *Nardus stricta* | | . | + |
| *Hieracium laevigatum* | | . | + |
| *Melampyrum sylvaticum* | | . | + |
| *Succisa pratensis* | | . | + |
| 4 *Poa chaixii* | | 2 | 2 |
| *Bistorta officinalis* | | 2 | 2 |
| *Luzula luzuloides* | | 2 | 2 |
| *Anemone nemorosa* | | 2 | 2 |
| *Agrostis capillaris* | | 2 | 2 |
| *Festuca rubra* agg. | | 2 | 2 |
| *Geranium sylvaticum* | | 1 | 1 |
| *Potentilla erecta* | | 1 | 1 |
| *Cardaminopsis halleri* | | 1 | 1 |
| *Galeopsis tetrahit* | | 1 | 1 |
| *Trisetum flavescens* | | + | + |
| *Rhytidiadelphus squarrosus* | | 2 | 3 |
| *Plagiomnium affine* | | 1 | 1 |
| *Atrichum undulatum* | | 1 | . |
| *Brachythecium rutabulum* | | . | 1 |

Br nur 12 %), während die restlichen Kräuter fast gleiche Werte (34–36 %) erreichen. Der sehr hohe Gräseranteil von Br (52 %) beruht vor allem auf üppiger *Poa chaixii*, großen Horsten von *Deschampsia cespitosa* sowie *Luzula luzuloides*. *Meum* hat sich in der Wiese zwar gegenüber Br regeneriert, die absoluten Werte liegen mit 156 g/m² aber nur in der Größenordnung anderer $M_1$-Parzellen. In der Gesamtbiomasse ähneln sich Fläche 4 und 2, sowohl in der Mahd- wie auch in der Bracheparzelle.

Zeitlicher Vergleich der Kleinflächen

Unabhängig von der Behandlung weisen nach der **RDA-J** vor allem *Anemone nemorosa, Polygonatum verticillatum* und *Rhytidiadelphus squarrosus* eine generelle Zunahme auf, während *Dactylis glomerata, Geranium sylvaticum, Cardaminopsis halleri, Vicia sepium* und auch *Rubus idaeus* eine allgemeine Rückgangstendenz zeigen. Letztgenannte Art blieb auf der Brachfläche über die ganze Zeit physiognomisch bestimmend. Der Deckungsgrad betrug an dichten Stellen oft um 80 %, schwankte an lockeren Stellen aber zwischen 15 und 40 %. Interessant war die Entwicklung auf der Mahdparzelle, wo *Rubus idaeus*, 1988 mit 80 bzw. 35 % erfasst, schon 1989 auf 5–3 % zurückgegangen war und sich danach nur noch gelegentlich mit einzelnen Kümmertrieben bemerkbar machte. Diese starke nichtlineare Abnahme nach dem ersten Jahr in $M_1$ sowie die auch in Br stark schwankenden Deckungsgrade der nachfolgenden Jahre führten in der **RDA-B** nur zu einem geringen Erklärungs-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

wert (< 5 %) des Models für *Rubus idaeus*, so dass der Artvektor in Abb. 14 nicht dargestellt wird. Das Model der RDA-B (erklärte Varianz 9,8 %) zeigt jedoch für *Deschampsia flexuosa, Galium saxatile, Meum athamaticum, Alopecurus pratensis* und *Urtica dioica* eine klare Präferenz für $M_1$, während *Luzula luzuloides, Ajuga reptans, Silene dioica, Lathyrus pratensis* und *Rumex acetosa* sich besser in Br entwickelt haben.

Von den **biologischen Merkmalen** ist der Anteil der Lianen-Hemikryptophyten *(Lathyrus pratensis, Vicia sepium)* sowie der Anteil der Kriech-Hemikryptophyten *(Ajuga reptans)* positiv mit der 1. Achse der RDA und damit mit Brache korreliert. Arten mit oberirdischen Ausläufern und Kriech-Chamaephyten (hier nur *Galium saxatile*) zeigen dagegen eine negative Reaktion. Hinsichtlich der Strategietypen ist der Anteil der Stress-Strategie mit $M_1$ assoziiert, während die Ruderal-Strategie auf den Brachflächen stärker zugenommen hat. Dies gilt auch für die spezifische Blattfläche.

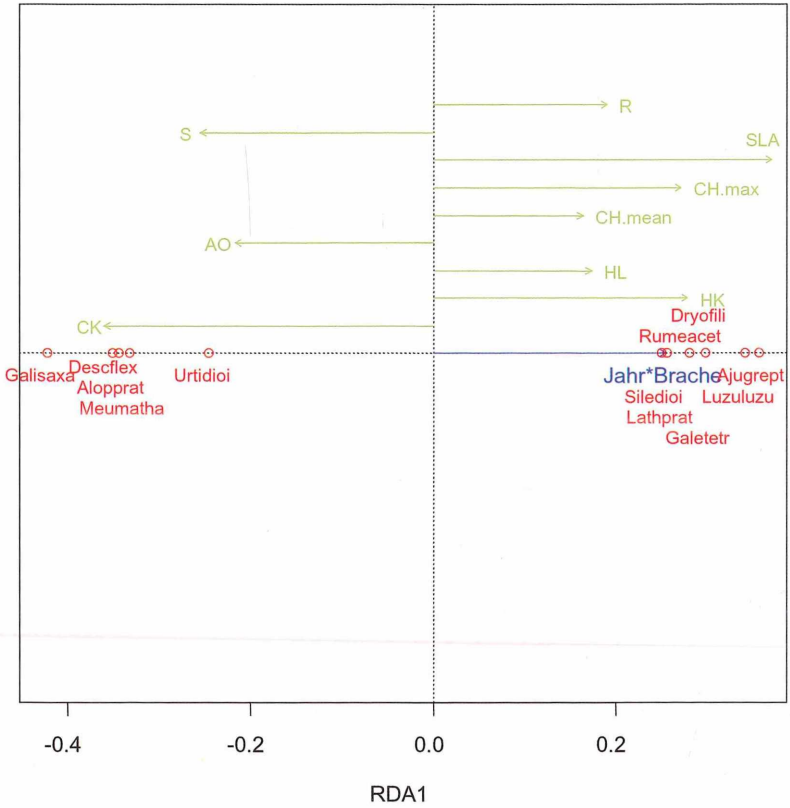


Abb. 14: RDA-B von Fläche 4 (wie Abb. 11).

Fig. 14: RDA-B of site 4 (see Fig. 11).

## 5. Diskussion

Publikationen zur Erfolgskontrolle von Pflegemaßnahmen in Bergwiesen waren lange Zeit Mangelware, und dies war mit ein Anlass für die eigenen Untersuchungen. Inzwischen gibt es einige vergleichbare Arbeiten mit Dauerflächen zum Biomonitoring. Im eigenen Untersuchungsgebiet um St. Andreasberg wurde ein umfangreiches Gutachten zur Erhaltung und Regeneration von Bergwiesen erstellt (SCHWAHN et al. 1996, SCHWAHN & BORSTEL 1997; s. auch schon DIERSCHKE 1980). Darauf folgend wurden von der Landwirtschaftskammer Hannover auf mehreren Dauerflächen (Mahd, Mulchen, Brache, z. T. Düngung) Untersuchungen zu Vegetation, Böden, Nährstoffen, Futterqualität u. a. durchgeführt

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

(GRÄßLER & BORSTEL 2002). Ebenfalls im Harz gibt es Dauerflächen von LEHNERT et al. (1999), BRUELHEIDE (1997) sowie SCHEIDEL & BRUELHEIDE (2004). Auch im Osterzgebirge laufen seit längerer Zeit solche Untersuchungen mit Mahdvarianten (HACHMÖLLER 2000, SOMMER & HACHMÖLLER 2001, HACHMÖLLER et al. 2003, HACHMÖLLER & BÖHNERT 2005; s. auch WALCZAK et al. 2008). Frühe Daten gab es bereits aus der Hochrhön von ARENS (1989), ARENS & NEFF (1997). Dauerflächen zur Untersuchung von Aushagerung durch Mahd aus dem Schwarzwald finden sich bei NOWAK & SCHULZ (2002).

### 5.1. Allgemeine Situation nach 15 Jahren

Leitbild bzw. Zielvorstellung für die eigenen Regenerationsversuche sind möglichst artenreiche, bunt blühende Magerwiesen, die sowohl biologisch wertvoll sind als auch ein ästhetisches Landschaftsbild erzeugen (s. auch DRACHENFELS 1990, DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH 1997, SCHWAHN & BORSTEL 1998, DIERSCHKE & KNOLL 2002, VOWINKEL 2003 u. a.). Solche Wiesen bilden nämlich auch ein wesentliches Element der Erholungsfunktion für den Menschen in einer sonst waldreichen Umgebung (WICKE 2006b). Außerdem erscheint die Erhaltung oder Wiederherstellung der räumlichen Strukturvielfalt durch ein breites Spektrum verschiedener Graslandtypen wünschbar, wie es schon von DIERSCHKE & VOGEL (1981) beschrieben wurde. Schließlich soll durch Zusammenarbeit von Naturschutz und Landwirtschaft die Existenz des letzten ortsansässigen Landwirtes abgesichert werden. Anzustreben ist eine umweltverträgliche, an der historischen Nutzung orientierte Bewirtschaftung (VOWINKEL 1992, BRUELHEIDE et al. 1997 u. a.).

Die relativ jungen bis älteren Wiesenbrachen zeigten zu Versuchsbeginn mit Ausnahme der Himbeerfläche (4) noch wiesenartige Strukturen. So galt es vor allem, dominante und ohne Schnitt sehr konkurrenzstarke Arten zurückzudrängen, um kleinwüchsigeren Magerkeitszeigern wieder mehr Platz zu geben. Als Schlüsselart ist vor allem *Meum athamanticum* zu sehen, das in Brachen oft sehr massige Bestände bildet (DIERSCHKE & VOGEL 1981, DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH 1997; dort auch Kurzsteckbriefe weiterer wichtiger Arten). In manchen Brachen ist auch *Poa chaixii* durch starke Streuproduktion ein Problem. Bei deren Eindämmung konnte man eine Zunahme und Ausbreitung konkurrenzschwächerer Magerkeitszeiger erhoffen.

Die Ergebnisse nach 15 Jahren sind weitgehend positiv. Dies gilt vor allem für die Vegetationsstruktur und Blütenvielfalt der wieder gemähten Bestände. Sowohl magere Goldhaferwiesen als auch Borstgrasrasen haben sich gut regeneriert. Überall wurde die Bärwurz (ebenfalls das Rispengras) deutlich eingedämmt, was anderen Arten zugute kam (s. auch GRÄßLER & BORSTEL 2002). Allerdings wurden auch manche erwünschte Arten, vor allem hochwüchsige, meist auffällig blühende Stauden, bei jährlicher Mahd zurückgedrängt, z. B. das charakteristische *Geranium sylvaticum*. Besonders erfreulich ist ebenfalls der Regenerationserfolg des Himbeergestrüpps zu einer mäßig artenreichen Wiese innerhalb kurzer Zeit. Die erhoffte Artenanreicherung durch ganz neu auftretende Pflanzen blieb überall weitgehend aus. Kleinwüchsige Arten haben sich zwar teilweise stärker ausgebreitet, Arten aus der weiteren Umgebung sind aber nicht eingewandert. Dies entspricht den bereits vielfach gemachten Erfahrungen über geringe Artenausbreitung ohne Hilfe von zusätzlichen Ausbreitungsvektoren (s. BONN & POSCHLOD 1998). Auch ist die Samenbank vieler Arten der Goldhaferwiesen kurzlebig und kann wenig zur Aufbesserung beitragen (WAESCH 2003, 2006, WAESCH & BECKER 2009). Insgesamt haben nur etwa 20 % unserer Graslandarten eine langlebigere Samenbank, und das direkte Wanderungsvermögen vieler Arten ist sehr gering (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002).

Insgesamt ging es also vorwiegend um Verschiebungen innerhalb des vorhandenen Artenspektrums. Dies zeigt zugleich, dass es beim Wiesenschutz sinnvoller ist, die noch floristisch gut ausgestatteten Bestände zu erhalten oder zu regenerieren, als eine Neuschaffung mit hohem Aufwand und zweifelhaftem Erfolg zu fördern. Allerdings können auch nicht zu alte Brachen wie auf Fläche 1 recht bunte Bestände bilden, die für Blütenbesucher (und auch Wanderer) attraktiv sind.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

### 5.2. Genauere Auswirkungen der Pflegemaßnahmen

Die **floristischen Veränderungen** in den hier vorgestellten Flächen sind teilweise gut mit anderen Ergebnissen (z. B. ARENS & NEFF 1997, HACHMÖLLER 2000, HACHMÖLLER & BÖHNERT 2005) vergleichbar. Deutlich ist vor allem der Unterschied zwischen geschnittenen und brachliegenden Beständen. Durch die partielle Redundanzanalyse lassen sich auf den Kleinflächen einige konsistente Tendenzen nachweisen, welche sich prinzipiell auch in der Aufnahme der Gesamtparzellen nach 15 Jahren widerspiegeln. Der Vorteil der Auswertung mit Hilfe des partiellen Ordinationsverfahrens besteht darin, dass floristische Unterschiede, welche nicht auf den unterschiedlichen Pflegemaßnahmen beruhen, mathematisch eliminiert werden und somit die spezifischen Effekte der einzelnen Varianten analysiert werden können (LEPS & SMILAUER 2003). Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass nur einfache lineare Beziehungen aufgedeckt werden. Viele Arten zeigten im Laufe der Jahre recht starke Deckungsgradschwankungen, welche durch unterschiedliche Faktoren ausgelöst sein können (Niederschlagsregime, Dauer der Schneebedeckung, Schädlingsbefall etc.). Solche mitunter für die Entwicklung der Flächen durchaus bedeutsamen zeitlichen Muster werden jedoch – ebenso wie unimodale Abhängigkeiten – bei linearen Ordinationsverfahren nicht berücksichtigt, so dass die vorgenommene Auswertung lediglich als einfaches (und vereinfachendes) exploratives Instrument zur Aufdeckung zeitlicher Muster zu verstehen ist.

Es zeigt sich über die einzelnen Flächen hinweg eine Förderung bestimmter Arten durch Brache, vor allem *Poa chaixii, Luzula luzuloides, Hypericum maculatum, Veronica chamaedrys, Dactylis glomerata, Galeopsis tetrahit, Silene dioica, Cardaminopsis halleri* und *Polygonatum verticillatum.* Weniger gut in den Kleinflächen, dafür deutlicher in den Gesamtparzellen ist die Förderung von *Meum athamanticum* durch Brachfallen erkennbar. Die positive Reaktion der Himbeere auf Brache wurde durch ihr rasches Verschwinden nach Wiederaufnahme der Mahd eindruckvoll bestätigt. Über die starke Schnittempfindlichkeit der Himbeere berichten auch SOMMER & HACHMÖLLER (2001) sowie SCHEIDEL & BRUELHEIDE (2004). Zu den „Verlierern" der ungestörten Sukzession bzw. zu den Arten, welche durch regelmäßige Mahd gefördert werden, gehören in erster Line *Festuca rubra* agg., *Agrostis capillaris, Luzula multiflora, Veronica officinalis* und *Rhinanthus minor.*

Hinsichtlich der **Wuchsformen und Biologischen Merkmale** sind nur eingeschränkt flächenübergreifende Tendenzen erkennbar (Tab. 5): Bei Brache können sich Arten mit unterirdischen Ausläufern besser entwickeln als bei Mahd (vgl. BRIEMLE & SCHREIBER 1994), ebenso Kriech-Hemikryptophyten, wobei diese Wuchsform vor allem durch *Stellaria graminea* repräsentiert ist. Die Wuchsform Kriech-Chamaephyt (vorwiegend *Galium saxatile*) reagiert dagegen in drei von vier Parzellen negativ auf Brache. Insgesamt sind trotz der gegenläufigen Präferenz von *Stellaria graminea* Arten mit oberirdischen Ausläufern und Kriechtrieben eher in den jährlich gemähten Flächen im Vorteil (vgl. BRIEMLE & SCHREIBER 1994). Die übrigen Wuchsformen verhalten sich unterschiedlich bzw. weisen in vielen Flächen keine signifikante Reaktion auf die Behandlung auf. Klarer sind wieder die **Beziehungen zu Beblätterungshöhe und Spezifischer Blattfläche**, welche beide generell positiv mit Brache assoziiert sind. Eine Ausnahme bildet hier Fläche 2, bei der die Beblätterungshöhe in der Mulchfläche die stärkste positive Veränderung zeigte. Die Reaktion der Beblätterungshöhe entspricht weitgehend den Erwartungen (MOOG et al. 2005) und auch den Ergebnissen der Strukturuntersuchungen auf den Gesamtparzellen (s. u.). Erhöhte gewichtete SLA-Werte auf den nährstoffreicheren Brachflächen 1 und 4 können mit der besseren Assimilations- und Wachstumsrate von Arten mit hoher SLA erklärt werden. Sie drücken damit, zusammen mit tendenziell höheren CH.mean- und C-Werten (s. u.) ein funktionelles Syndrom hoch- und raschwüchsiger, konkurrenzstarker Arten aus, die sich zumindest bei ausreichendem Nährstoffangebot auf den Brachflächen durchsetzen können (WESTOBY 1998, KLEYER & KÜHNER 2008). Andere Autoren kommen hinsichtlich der spezifischen Blattfläche zu unterschiedlichen Ergebnissen. MOOG et al. (2005) berichten z. B. von einer Abnahme der SLA bei ungestörter Sukzession.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tabelle 5: Positive Reaktionen der biologischen Merkmale auf die Pflegevarianten seit 1988 (Br = Brache, Mu = Mulchen, $M_1$ = jährliche Mahd)

Table 5: Positive responses of biological traits to the restoration variants since 1988 (Br = abandonment, Mu = mulching, $M_1$ = annual mowing)

| Biologisches Merkmal | Fläche 1 | Fläche 2 | Fläche 3 | Fläche 4 |
|---|---|---|---|---|
| Unterird. Ausläufer | Br | | Br | |
| Oberird. Ausläufer | | $M_1$ | $M_1$ | $M_1$ |
| Kriech-Zwergstrauch | | | Br | |
| Kriech-Chamaephyt | $M_1$ | | $M_1$ | $M_1$ |
| Schaft-Chamaephyt | Br | | | |
| Schaft-Geophyt | Br | | | |
| Horst-Geophyt | $M_1$ | Br, Mu | | |
| Horst-Hemikryotophyt | Mu | | | |
| Schaft_Hemikryptophyt | $M_1$ | | Br | |
| Kriech-Hemikryptophyt | Br | Br | | Br |
| Lianen-Hemikryptophyt | | | | Br |
| Wuchshöhe | Br | Mu | Br | Br |
| Spez. Blattfläche | Br | | | Br |
| C-Strategie | Br | Mu | Br | |
| S-Strategie | $M_1$ | $M_1$ | $M_1$ | $M_1$ |
| R-Strategie | $M_1$ | Mu | $M_1$ | Br |

Eine mehr oder weniger konsistente Reaktion weisen der C- und S-**Strategietyp** auf, ersterer nimmt tendenziell in den Brachflächen zu, letzterer in allen $M_1$-Flächen. Zu ähnlichen Ergebnissen hinsichtlich der Reaktion der C- und S-Strategietypen auf Brache bzw. Nutzung kommen auch MOOG et al. (2005). Der R-Typ verhält sich hingegen uneinheitlich. Eine klare Zunahme des R-Charakters in stärker gestörten, d. h. genutzten Flächen (MOOG et al. 2005) kann nicht bestätigt werden.

Deutliche Veränderungen in der **Artenzahl** waren in den Kleinflächen, von wenigen Ausnahmen abgesehen, kaum festzustellen (Tab. 6). Vor allem in Fläche 1 konnte eine nennenswerte Erhöhung des Artenreichtums in den $M_1$-Flächen verzeichnet werden; insgesamt war nur in zwei jährlich gemähten Kleinflächen die Artenzahl 2002 geringer als 1988. Auf den Br-Flächen hat dagegen die Artenzahl mit Ausnahme der *Rubus idaeus*-dominierten Parzelle überall abgenommen. BRUELHEIDE (1997) stellte im Harz in einer wieder gemähten Goldhaferwiese ebenfalls eine leichte Artenzunahme fest, während ein Borstgrasrasen kaum Veränderungen zeigte. Starke positive floristische Veränderungen nach Wiederaufnahme der Mahd beschreiben HACHMÖLLER et al. (2003) u. a. aus dem Osterzgebirge. Allerdings waren dort die Wiesen zu Versuchsbeginn schon stärker verbracht und verarmt. Wie bei uns gingen dominante Arten wie *Meum athamanticum* zurück zugunsten von Arten der Goldhaferwiesen bzw. Borstgrasrasen. Auch SOMMER & HACHMÖLLER (2001) dokumentieren Ähnliches. Auffällig ist bei den eigenen Ergebnissen eine tendenzielle Zunahme der Standardabweichung der Artenzahl über alle Flächen in $M_1$ und eine Abnahme in Br. Hier zeigt sich eine zunehmende Angleichung der Brachflächen, während die Mahdflächen, bezogen auf den Ausgangszustand, nach 14 Jahren stärker divergieren. Gerade die Neuetablierung von Arten scheint somit sehr stark lokalen bzw. stochastischen, von Fläche zu Fläche unterschiedlichen Prozessen zu unterliegen.

Sehr eindeutige Ergebnisse zeigen unsere **Strukturuntersuchungen**, für die es kaum Vergleichsdaten gibt. Die Wuchshöhe von Graslandarten ist eine wichtige funktionelle Eigenschaft, vor allem in Bezug zur Konkurrenzkraft (KLIMEŠOVÁ et al. 2008). Diese wird in den Brachen voll wirksam. Bei Mahd oder Mulchen sind andere Eigenschaften wie rasche vegetative Regeneration wichtiger. Hier spiegelt die Wuchshöhe den gesamten Komplex interner Eigenschaften und externer Faktoren gut wider. In unseren Untersuchungen zeigt vor allem die Höhe der dichteren Unterschicht ($K_1$) deutliche Tendenzen (s. auch Tabelle 7). Am nied-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tabelle 6: Entwicklung der Artenzahlen in den 2 x 2 m-Kleinflächen (A, B) von Br und $M_1$

Table 6: Development of species numbers in the 2 x 2 m subplots (A, B) with abandonment (Br) and annual mowing ($M_1$)

| Jahr | 1988 | 1989 | 1990 | 1991 | 1993 | 1994 | 1996 | 1999 | 2002 | Differenz 1988-2002 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Br 1 A | 26 | 23 | 23 | 21 | 22 | 21 | 25 | 25 | 22 | -4 |
| Br 1 B | 22 | 21 | 23 | 24 | 22 | 21 | 22 | 23 | 21 | -1 |
| Br 2 A | 20 | 17 | 16 | 21 | 21 | 19 | 22 | 20 | 19 | -1 |
| Br 2 B | 18 | 16 | 13 | 15 | 18 | 15 | 17 | 14 | 15 | -3 |
| Br 3 A | 22 | 22 | 20 | 21 | 19 | 19 | 19 | 21 | 18 | -4 |
| Br 3 B | 23 | 23 | 19 | 20 | 20 | 22 | 21 | 21 | 18 | -5 |
| Br 4 A | 14 | 13 | 14 | 14 | 13 | 13 | 14 | 14 | 18 | 4 |
| Br 4 B | 12 | 13 | 14 | 10 | 12 | 11 | 14 | 18 | 16 | 4 |
| Mittl. Az Br | 19,6 | 18,5 | 17,8 | 18,3 | 18,4 | 17,6 | 19,3 | 19,5 | 18,4 | |
| Stand.abw. Br | 4,7 | 4,3 | 4,1 | 4,7 | 3,9 | 4,1 | 4,0 | 4,0 | 2,3 | |
| $M_1$ 1 A | 14 | 16 | 17 | 16 | 16 | 17 | 21 | 21 | 20 | 6 |
| $M_1$ 1 B | 20 | 21 | 24 | 24 | 23 | 24 | 29 | 30 | 29 | 9 |
| $M_1$ 2 A | 19 | 19 | 19 | 22 | 15 | 21 | 20 | 20 | 20 | 1 |
| $M_1$ 2 B | 22 | 20 | 21 | 21 | 15 | 23 | 24 | 23 | 20 | -2 |
| $M_1$ 3 A | 16 | 19 | 21 | 20 | 24 | 20 | 21 | 21 | 22 | 6 |
| $M_1$ 3 B | 22 | 21 | 20 | 19 | 21 | 20 | 22 | 22 | 20 | -2 |
| $M_1$ 4 A | 13 | 18 | 16 | 14 | 15 | 13 | 16 | 16 | 13 | 0 |
| $M_1$ 4 B | 14 | 17 | 17 | 16 | 15 | 14 | 18 | 18 | 17 | 3 |
| Mittl. Az $M_1$ | 17,5 | 18,9 | 19,4 | 19,0 | 18,0 | 19,0 | 21,4 | 21,4 | 20,1 | |
| Stand.abw. $M_1$ | 3,7 | 1,8 | 2,7 | 3,4 | 4,0 | 4,0 | 3,9 | 4,1 | 4,5 | |

Tabelle 7: Oberirdische Biomasse (B), Höhe der Schichten (Median $K_1$, $K_2$) und mittlere qualitative Zeigerwerte (mR, mN) für alle Parzellen (2003) sowie mittlere gewichtete Zeigerwerte der Kleinflächen für 1988/2002

Table 7: Above-ground biomass (B), height of layers (median, $K_1$, $K_2$) and average qualitative indicator values (mR, mN) for all large plots (2003) as well as average weighted indicator values for the small plots for 1988/2002

| Fläche/Parzelle | 1M1 | 1Mu | 1M2 | 1M3 | 1Br | 2M1 | 2Mu | 2Br | 3M1 | 3Br | 4M1 | 4Br |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| B (dt/ha) | 37,0 | 49,7 | 71,1 | 70,9 | 84,2 | 34,3 | 48,8 | 62,3 | 29,1 | 80,6 | 31,9 | 59,9 |
| $K_1$ (cm) | 29 | 44 | 52 | 45 | 54 | 28 | 47 | 40 | 11 | 50 | 25 | 50 |
| $K_2$ (cm) | 82 | 94 | 100 | 100 | 114 | 86 | 96 | 97 | 50 | 96 | 65 | 85 |
| Parzelle - mR | 3,7 | 3,7 | 3,9 | 4,1 | 4,2 | 3,6 | 4,0 | 3,5 | 3,6 | 3,7 | 3,6 | 3,8 |
| Parzelle - mN | 4,0 | 4,0 | 4,2 | 4,1 | 5,5 | 3,6 | 4,4 | 3,8 | 3,6 | 3,8 | 3,9 | 4,8 |
| Kleinflächen mR 1988 | 3,9 | 3,7 | 3,7 | 3,7 | 3,9 | 3,5 | 3,7 | 3,5 | 2,9 | 2,8 | 3,8 | 4,3 |
| Kleinflächen mR 2002 | 3,4 | 3,6 | 3,4 | 3,4 | 3,5 | 3,1 | 3,5 | 3,0 | 2,9 | 2,9 | 3,5 | 4,3 |
| Differenz | -0,5 | -0,2 | -0,3 | -0,3 | -0,4 | -0,5 | -0,2 | -0,5 | 0,0 | 0,1 | -0,2 | 0,0 |
| Kleinflächen mN 1988 | 4,3 | 4,2 | 4,0 | 3,9 | 4,2 | 4,2 | 4,0 | 4,0 | 3,1 | 3,0 | 4,3 | 4,9 |
| Kleinflächen mN 2002 | 3,9 | 4,0 | 3,8 | 4,0 | 5,0 | 3,5 | 4,1 | 3,6 | 3,1 | 3,1 | 3,9 | 5,1 |
| Differenz | -0,4 | -0,2 | -0,1 | 0,1 | 0,8 | -0,7 | 0,1 | -0,4 | 0,0 | 0,1 | -0,3 | 0,1 |

rigsten bleiben die jährlich gemähten Parzellen, bei den Goldhaferwiesen mit 25–29 cm, bei dem Borstgrasrasen sogar nur bei 11 cm. Am wuchskräftigsten sind die Brachen mit Höhen von 40–54 cm, $M_2$–$M_3$ und Mu liegen dazwischen. Für die lockere Oberschicht ($K_2$) sind die Werte weniger differenziert, wenn auch überall $M_1$ die niedrigsten und Br die höchsten Werte zeigt.

Auch die **Biomasse-Daten** passen in das allgemeine Bild (Tab. 7). Alle jährlich gemähten Bestände haben im lebenden Aufwuchs Trockenmassen von 29–37 dt/ha, was allgemein der Größenordnung von Borstgras- und Halbtrockenrasen entspricht (vergl. DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Als produktivste Bestände erreichen die Brachen (außer Fläche 4) mit 62–84 dt/ha gut

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

das Doppelte und befinden sich im Bereich gutwüchsiger Goldhafer- und Glatthaferwiesen. Die übrigen Parzellen liegen dazwischen. Die Ergebnisse sprechen für Ausmagerungseffekte in den gemähten Parzellen bzw. möglicherweise auch für Nährstoffanreicherung im internen Kreislauf (Auteutrophierung; s. DIERSCHKE & BRIEMLE 2002) besonders in den Brachen. Hierfür können die Daten von GRÄßLER & BORSTEL (2002) einiges aussagen. Die oberirdische Biomasse einer Fingerkraut-Goldhaferwiese beträgt dort bei jährlicher Mahd über mehrere Jahre hinweg mit größeren Schwankungen 16–26 dt TM/ha, bei Mulchen 24–39 dt und in der Brache 18–34 dt, in einem Borstgrasrasen gemäht 14–31 dt, gemulcht 19–48 dt. SCHWAHN et al. (1996) geben für eine gemähte Fingerkraut-Goldhaferwiese sogar nur 16 dt, für einen Borstgrasrasen 10 dt an (s. auch SCHWAHN & BORSTEL 1997). Unsere Werte liegen selbst in der mageren Fläche 2 um einiges höher, vor allem in der Brache, möglicherweise zumindest teilweise ein methodisches Problem (unterschiedliche Schnitthöhe). Die höheren Werte für Mulchen gegenüber Mahd mit Abfuhr entsprechen sich aber in der Tendenz und weisen auf Aushagerungseffekte in den Mahdparzellen hin. Interessant sind hierzu die Nährstoffdaten der Bodenanalysen von GRÄßLER & BORSTEL (2002), die im Laufe von 6 Jahren einen deutlichen Ausmagerungseffekt zeigen, der sowohl als Wirkung der Abfuhr der Biomasse als auch als allgemeine Auswaschung gedeutet wird (s. auch LEHNERT et al. 1999).

Eine Unterstützung dieser Annahmen können eventuell **ökologische Zeigerwerte** (R, N) geben. In Tab. 7 liegen die Mittelwerte alle recht niedrig, was für magere, basenarme Standorte spricht. Alle $M_1$-Parzellen haben fast gleiche R-Werte, auf fast allen Kleinflächen ist eine Abnahme der mR während des Versuchs zu verzeichnen. Ein deutlicher Zusammenhang mit den Pflegevarianten ist jedoch nicht erkennbar. Einzig die Mu-Kleinflächen haben in den Flächen 1 und 2 geringere Abnahmen als die anderen Varianten. Deutlicher sind die Zusammenhänge bei den mittleren N-Zahlen. Fläche 1 und 4 haben generell anscheinend eine etwas bessere Nährstoffversorgung, wofür auch die höchste Biomasse bei $M_1$ spricht. Die Brachen zeigen teilweise etwas höhere Mittelwerte für die großen Parzellen, am deutlichsten für die Flächen 1 und 4. Bei den Kleinflächen weisen die Brachen mit Ausnahme von Fläche 2 eine Zunahme der mittleren N-Zahl auf, die $M_1$-Flächen mit Ausnahme von Fläche 3 eine Abnahme, was den vermuteten Ausmagerungseffekt bei jährlicher Mahd bestätigt. Dieser ist bei den Mu- und $M_2$- bzw. $M_3$-Flächen offenbar schwächer oder gar nicht ausgeprägt. Ähnliche Ergebnisse hinsichtlich der R- und N-Zeigerwerte konnten auch in Grünlandgesellschaften Baden-Württembergs, in diesem Fall Glatthaferwiesen, gefunden werden (MOOG et al. 2002).

### 5.3. Folgerungen für Erhaltung und Naturschutz

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die wieder aufgenommene Mahd überall, und meist schon nach kurzer Zeit, zu Erfolgen im Sinne der Wiederherstellung bunter Magerwiesen geführt hat. Zwar zeigt jede Fläche ihre individuelle Note, jährlich einmalige Mahd im Hochsommer hat aber überall den etwa gleichen Effekt gehabt. Selbst die dichte Himbeerbrache ließ sich innerhalb weniger Jahre wieder in eine Magerwiese umwandeln. Die jährliche Pflegemahd im Sommer entspricht auch weitgehend der früher üblichen Bewirtschaftung (s. auch DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). KEMPF (1981) weist darauf hin, dass bei jährlicher Mahd auch kleinräumige Standortsunterschiede floristisch am deutlichsten abgebildet werden, was für größere Flächen die Biodiversität erhöhen kann. Mahd im Abstand von 2–3 Jahren, wie auf Fläche 1 ausprobiert, verringert die Ausmagerung und die direkte Schnittwirkung. So bleiben die Wiesen wuchskräftiger, was z. B. *Meum athamanticum,* aber z. B. auch *Geranium sylvaticum* zugute kommt. Entsprechend sind dort auch die Wuchshöhen und die Biomasse deutlich größer. – In vielen der bereits zitierten Arbeiten wird ebenfalls darauf hingewiesen, dass für eine gute Regeneration und Erhaltung artenreicher Magerwiesen eine **jährliche Mahd** im Sommer (ab etwa Ende Juni) mit Abfuhr die beste Lösung darstellt. Schon bei einer Mahd alle zwei Jahre sind die Bestände etwas artenärmer, wuchskräftige Konkurrenten treten stärker hervor (was bei auffällig blühenden Arten durchaus erwünscht sein kann).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Über **Mulchen** als kostengünstigere Alternative gehen die Meinungen und Erfahrungen auseinander. Für süddeutsche Wiesen hat SCHREIBER vielfach auf Mulchen als „billiges, problemloses Recycling vor Ort" (SCHREIBER 2005, S. 45) hingewiesen. Die fein gehäckselte Biomasse zersetzt sich unter günstigen (dort sommerwarmen) Bedingungen sehr rasch. ARENS (1989) weist für die Hochrhön dagegen darauf hin, dass es unter ungünstigeren klimatischen Bedingungen zu längerer Überdeckung der Grasnarbe kommen kann. Dies dürfte auch für den Oberharz zutreffen. Außerdem wurde unser Schnittgut unzerkleinert aufgelagert, was die Zersetzung zusätzlich verlangsamt. So ist die Streutrockenmasse bei Mulchen in unseren Flächen deutlich größer als bei Mahd mit Abfuhr, in Fläche 2 sogar fast so hoch wie in der Brache. Allgemein bleibt das Mulchgut bei später Mahd länger liegen und kann sogar über den Winter hinweg die Narbe abdecken (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Auch wurde die Schlüsselart *Meum athamanticum* durch Mulchen weniger eingedämmt oder sogar gefördert (s. auch KEMPF 1981, DIERSCHKE 2002), außerdem die erwünschte Ausmagerung abgeschwächt. GLÄßER & BORSTEL (2002) sehen Mulchen zwar im Harz als mögliche Alternative, halten aber zur Förderung niedrigwüchsiger Arten das Abräumen des Mähgutes für zweckmäßig (s. auch DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH 1997).

Bleibt noch die Frage alternativer **extensiver Beweidung**. Die Kartierung einer langzeitig (seit mindestens 25 Jahren) im Sommer als Rinderweide genutzten ehemaligen Bergwiese im Harz ergab noch einen guten floristischen Zustand (THIERY & KLEKA 1998). SCHEIDEL & BRUELHEIDE (2004) sehen zwar die jährliche Mahd als beste Lösung, besonders in abgelegenen Gebieten aber Rinderbeweidung als mögliche Alternative zumindest zur Brache. Zu Beginn der Regeneration von Wiesen aus älteren Brachen muss aber wohl zunächst eine Mahd über die ersten Jahre erfolgen, wenn die hochwüchsigen Brachezeiger wirksam zurückgedrängt werden sollen. Auch LEHNERT et al. (1999) erzielten bei Versuchen mit Schafbeweidung eher negative Ergebnisse. In der früheren Kulturlandschaft des Harzes gab es zudem wohl (fast) keine Weiden. Das Vieh wurde in die umgebenden Wälder getrieben (DIERSCHKE 1986, DIERSCHKE & PEPPLER-LISBACH 1997, DIERSCHKE & KNOLL 2002). Das Grasland wurde zur Heugewinnung für die langen Winter benötigt. Auch aus landschaftsästhetischer Sicht sind gemähte Wiesen vorzuziehen; extensive Beweidung verändert auf Dauer das Wiesenbild (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Allerdings könnten sich Fingerkraut-Goldhaferwiesen bei längerzeitiger extensiver Beweidung möglicherweise in Borstgrasrasen umwandeln. Für alle Bergwiesen käme aber eine auch früher übliche spätsommerliche Nachbeweidung in Frage, wobei der Einsatz von Harzer Rotvieh als robuster Lokalrasse oder ähnlicher Rinderrassen auch für Besucher attraktiv wäre.

Für ein **großräumiges Pflegekonzept für die Bergwiesen des Harzes** kommt also nach den vorliegenden Ergebnissen vor allem eine jährliche Mahd mit Abräumen der Biomasse ab etwa Ende Juni in Frage (s. auch SCHWAHN et al. 1996, SCHWAHN & BORSTEL 1997, DIERSCHKE 2002, DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Besonders günstig, aber schwer zu realisieren wären zeitlich gestaffelte Mahdtermine einzelner Flächen. Aber auch eine Mahd alle zwei Jahre würde auf weniger produktiven Flächen genügen (DIERSCHKE 1980). Wuchskräftigere Bergwiesen (*G.-T. poetosum trivialis*) müssen aber jedes Jahr gemäht und leicht gedüngt werden. Mit ihren auffälligen höheren Stauden wie *Anthriscus sylvestris*, auch mit stärkerer Blüte von *Geranium sylvaticum*, können sie das allgemeine Bild bereichern. Zu überlegen wäre außerdem, ob größere Teilflächen (oder breitere Randstreifen) seltener oder gar nicht gemäht werden sollten, was die floristische Biodiversität, aber auch die Gesamtbiodiversität einschließlich der Tiere erhöhen könnte. So werden von zoologischer Seite Mosaike aus gemähten und brachliegenden Flächenteilen befürwortet (z. B. BORNHOLDT et al. 1997, VOWINKEL 1997, 1998). Die Zusammenarbeit von Naturschutz und ortsansässigem Landwirt hat sich bewährt und sollte weiter gefördert werden (SCHWAHN et al. 1996, SCHWAHN & BORSTEL 1997, VOWINKEL 1992, WICKE 2006b). Zur Zeit erscheint die Erhaltung der Bergwiesen um St. Andreasberg auf einem guten Wege.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

## Literatur


ARENS, R. (1989): Versuche zur Erhaltung und Wiederherstellung von Extensivwiesen. – Telma Beih. 2: 215–232. Hannover.

– & NEFF, R. (1997): Versuche zur Erhaltung von Extensivgrünland. – Angew. Landschaftsökologie 13: 1–176. Bonn-Bad Godesberg.

BÖHNERT, W. (1998): Gefährdete südwestsächsische Bergwiesen. – NABU, Hartmannsgrün: 40 S.

BONN, S. & POSCHLOD, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. – Quelle & Meyer, Wiesbaden: 404 S.

BORNHOLDT, G., BRENNER, U., HAMM, S., KRESS, J.C., LOTZ, A. & MALTEN, A. (1997): Zoologische Untersuchungen zur Grünlandpflege am Beispiel von Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen in der Hohen Rhön. – Natur u. Landschaft 72(6): 275–281. Stuttgart.

BRIEMLE, G. & SCHREIBER, K.-F. (1994): Zur Frage der Beeinflussung pflanzlicher Lebens- und Wuchsformen durch unterschiedliche Landschaftspflegemaßnamen. – Tuexenia 14: 229–244. Göttingen.

BRUELHEIDE, H. (1995): Die Grünlandgesellschaften des Harzes und ihre Standortsbedingungen. Mit einem Beitrag zum Gliederungsprinzip auf der Basis von statistisch ermittelten Artengruppen. – Diss. Bot. 244: 1–338. Berlin, Stuttgart.

– (1997): Grünlandpflege im Harz – eine Erfolgskontrolle nach 7 Jahren. – Artenschutzreport 7: 49–51. Jena.

–, HEHLGANS, F., BERGNER, W. & WEGENER, U. (1997): Bergwiesen im Harz. Aktueller Zustand, Ziele des Naturschutzes und Erhaltungsmaßnahmen. – Ber. Naturhist. Ges. Hannover 139: 177–200. Hannover.

DIERSCHKE, H. (1980): Erstellung eines Pflegeplanes für Wiesenbrachen des Westharzes auf pflanzensoziologischer Grundlage. – Verh. Ges. Ökologie 8: 205–212. Göttingen.

– (1986): Die Bergwiesen des Harzes. – Gefährdete Vegetationstypen von besonderem botanischen Wert und landschaftlichem Reiz. – Unser Harz 34(10): 207–210. Clausthal-Zellerfeld.

– (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. – UTB Große Reihe. Eugen Ulmer, Stuttgart: 683 S.

– (1997): *Molinio-Arrhenatheretea* (E1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 1: *Arrhenatheretalia.* Wiesen und Weiden frischer Standorte. – Synopsis Pflanzenges. Deutschl. 3: 1–74. Göttingen.

– (2002): Montane Sümpfe, Magerrasen und Wiesen im Harz. – Tuexenia 22: 215–242. Göttingen.

– & BRIEMLE, G. (2002): Kulturgrasland. Wiesen, Weiden und verwandte Hochstaudenfluren. – In: POTT, R.: Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Eugen Ulmer, Stuttgart: 239 S.

– & KNOLL, J. (2002): Der Harz, ein norddeutsches Mittelgebirge. Natur und Kultur unter botanischem Blickwinkel. – Tuexenia 22: 279–421. Göttingen.

– & PEPPLER-LISBACH, C. (1997): Erhaltung und Wiederherstellung artenreicher Bergwiesen im Harz. Ergebnisse botanischer Begleituntersuchungen zu Pflegemaßnahmen um St. Andreasberg. – Ber. Naturhist. Ges. Hannover 139: 201–217. Hannover.

– & – (1999): Wissenschaftlich-begleitende Untersuchungen zur Pflege der Wiesen im Naturschutzgebiet „Bergwiesen bei St. Andreasberg" und seiner Umgebung. – Bericht für die Bezirksregierung Braunschweig. Vervielf. Mskr. Göttingen: 47 S.

– & VOGEL, A. (1981): Wiesen- und Magerrasen-Gesellschaften des Westharzes. – Tuexenia 1: 139–183. Göttingen.

DRACHENFELS, O. VON (1990): Naturraum Harz. Grundlagen für ein Biotopschutzprogramm. Auswertung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche (2. Durchgang) und Folgerungen für den Biotopschutz. – Natursch. Landschaftspfl. Nieders. 19: 1–100. Hannover.

– (1996): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. – Natursch. Landschaftspfl. Nieders. 34: 1–148. Hannover.

ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULIßEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – Scripta Geobot. 18: 1–258. Göttingen.

GRÄßLER, J. & BORSTEL, U. VON (2002): Landwirtschaftliches Monitoringprogramm zur Erhaltung und Restitution von ökologisch wertvollem Grünland im Oberharz. – Vervielf. Mskr. Landwirtschaftskammer Hannover: 50 S.

GRIME, J.P. (1974): Vegetation classification by reference to strategies. – Nature 250: 26–31.

HACHMÖLLER, B. (2000): Vegetation, Schutz und Regeneration von Bergwiesen im Osterzgebirge – eine Fallstudie zu Entwicklung und Dynamik montaner Grünlandgesellschaften. – Diss. Bot. 338: 1–338. Berlin, Stuttgart.

– & BÖHNERT, W. (2005): Erfolgskontrolle im Naturschutzgroßprojekt „Bergwiesen im Osterzgebirge": Bewertung der Regeneration von Bergwiesen am Geisingberg mit Hilfe vegetationskundlicher Dauerflächen. – Natursch. Biol. Vielfalt 22: 35–52. Münster.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

–, – & SCHMIDT, P. (2003): Vegetationsentwicklung von Bergwiesen-Regenerationsflächen am Geisingberg im Osterzgebirge. Bewertung mit Hilfe vegetationskundlicher Dauerbeobachtungsflächen. – Hercynia N.F. 36(2): 171–195. Leipzig.

HUNT, R., HODGSON, J.G., THOMPSON, K., BUNGENER, P., DUNNETT, N.P. & ASKEW, A.P. (2004): A new practical tool for deriving a functional signature for herbaceous vegetation. – Applied Veg. Sci. 7: 163–170. Uppsala.

JONGMAN, R.H.G., TER BRAAK, C.J.F. & VAN TONGEREN, O.F.R. (1987): Data Analysis in Community and Landscape Ecology. – Wageningen: 299 S.

KEMPF, H. (1981): Erfahrungen mit verschiedenen Pflegemethoden im Naturschutzgebiet „Harzgrund" bei Suhl. – Landschaftspfl. Natursch. Thüringen 18(1): 12–16. Halle/S.

KLEYER, M., BEKKER, R.M., KNEVEL, I.C., BAKKER, J.P, THOMPSON, K., SONNENSCHEIN, M., POSCHLOD, P., VAN GROENENDAEL, J.M., KLIMEŠ, L., KLIMEŠOVÁ, J., KLOTZ, S., RUSCH, G.M., HERMY, M., ADRIAENS, D., BOEDELTJE, G., BOSSUYT, B., DANNEMANN, A., ENDELS, P., GÖTZENBERGER, L., HODGSON, J.G., JACKEL, A-K., KÜHN, I., KUNZMANN, D., OZINGA, W.A., RÖMERMANN, C., STADLER, M., SCHLEGELMILCH, J., STEENDAM, H.J., TACKENBERG, O., WILMANN, B., CORNELISSEN, J.H.C., ERIKSSON, O., GARNIER, E. & PECO, B.: The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. – Journ. Ecology 96: 1266–1274.

KLIMEŠOVÁ, J., LATZEL, V., DE BELLO, F. & VAN GROENENDAEL, J. (2008): Plant functional traits in studies of vegetation changes in response to grazing and mowing: towards a use of more specific traits. – Preslia 80 (3): 245–253. Praha.

KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W. & GRADSTEIN, S.R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. Dokumentation unterschiedlicher taxonomischer Auffassungen. – Schriftenr. Vegetationskd. 34: 1–519. Bonn-Bad Godesberg.

KÜHNER, A. & KLEYER, A. (2008): A parsimonious combination of functional traits predicting plant response to disturbance and soil fertility. – Journ. Veg. Sci.19: 681–692. Uppsala.

LEHNERT, S., ABDANK, H., STEININGER, M. & MICHAEL, F. (1999): Auswirkungen extensiver Bewirtschaftungsvarianten auf einer Bergwiese im Harz. – Natursch. Landschaftsplan. 31(6): 181–186. Stuttgart.

LEYER, I. & WESCHE, K. (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. – Berlin, Heidelberg: 221 S.

MOOG, D., KAHMEN, S. & POSCHLOD, P. (2005): Application of CSR- and LHS-strategies for the distinction of differently managed grasslands. – Basic Applied Ecol. 6: 133–143. Jena.

–, POSCHLOD, P., KAHMEN, S. & SCHREIBER, K.-F. (2002): Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. – Applied Veg. Sci. 5: 99–106. Uppsala.

NOWAK, B. & SCHULZ, B. (2002): Wiesen – Nutzung, Vegetation, Biologie und Naturschutz am Beispiel der Wiesen des Südschwarzwaldes und Hochrheingebietes. – Verlag Regionalkultur, Karlsruhe: 368 S.

OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, B. HENRY, M. & STEVENS, H. (2007): vegan: Community Ecology Package. R package version 1.8–8. http://cran.r-project.org/, http://r-forge.r-project.org/projects/vegan/

PEPPLER-LISBACH, C. & PETERSEN, J. (2001): *Calluno-Ulicetea* (G3): Bodensaure Magerrasen und Zwergstrauchheiden. Teil 1: *Nardetalia* – Borstgrasrasen. – Synopsis Pflanzenges. Deutschl. 8: 1–117. Göttingen.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2007): R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org.

RENNWALD, E. (Bearb.) (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationskd. 35: 1–800. Bonn-Bad Godesberg.

RUTHSATZ, B. (2009): Schutzwürdigkeit von Mähwiesen und ihrer Flora am Beispiel von Landschaften im westlichen Rheinland-Pfalz. – Tuexenia 29: 121–144. Göttingen.

SCHEIDEL, U. & BRUELHEIDE, H. (2004): Versuche zur Beweidung von Bergwiesen im Harz. – Hercynia N.F. 37(1): 87–101. Halle/S.

SCHREIBER, K.-F. (1997): Sukzession. Eine Bilanz der Grünlandbracheversuche in Baden Württemberg. – Ber. Umweltforsch. Baden-Württ., Projekt „Angewandte Ökologie" 23: 1–188. Karlsruhe.

– (2001): Bracheversuche im Langzeitmonitoring in Baden-Württemberg. – In: BÖCKER, R. (Hrsg.): Offenhaltung der Landschaft. 33. Hohenheimer Umwelttagung: 97–118. Hohenheim.

– (2005): Offenhaltung von Landschaften. Wissenschaftliche Begleituntersuchungen auf Brachflächen mit unterschiedlichem Management in Baden-Württemberg. – Laufener Seminararb. 1/04: 33–53. Augsburg.

SCHWAHN, C., BAUFELD, R., VOWINKEL, K., BERGHEGGER, R., MAINZER, A. & BORSTEL, U. VON (1996): Nutzung und Pflege der Bergwiesen bei St. Andreasberg. – Interdisziplinäres Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Braunschweig. Vervielf. Mskr. Braunschweig: 277 S. + Anhang.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

– & BORSTEL, U. VON (1997): Möglichkeiten des Zusammenwirkens von Naturschutz und Landwirtschaft bei der Erhaltung montanen Grünlands. Ergebnisse eines interdisziplinären Gutachtens im Oberharz. – Natur u. Landsch. 72(6): 267–274. Stuttgart.

SOMMER, S. & HACHMÖLLER, B. (2001): Auswertung der Vegetationsaufnahmen von Dauerbeobachtungsflächen auf Bergwiesen im NSG Oelsen bei variierter Mahd im Vergleich zur Brache. – Ber. Arbeitsgem. Sächs. Bot. N.F. 18: 99–135. Dresden.

SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C. & SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). – Schriftenr. Landschaftspfl. Natursch. 53: 1–560. Münster.

THIERY, J. & KLEKA, H. (1998): Beweidung als geeignetes Mittel zur Bergwiesenpflege? – Erfahrungen nach 25jähriger Beweidung einer Bergwiese im Harz. – Natur u. Landsch. 73(2): 64–66. Stuttgart.

TÜXEN, R. (1937): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. – Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. Nieders. 3: 1–170. Hannover.

VOGEL, A. (1981): Klimabedingungen und Stickstoff-Versorgung von Wiesengesellschaften verschiedener Höhenstufen des Westharzes. – Diss. Bot. 60: 1–168. Vaduz.

VOWINKEL, K. (1992): Harzer Bergwiesen. Eine historische Kulturlandschaft im Spannungsfeld zwischen Tourismus, Naturschutz und Landwirtschaft. – In: NATURSCHUTZVERBAND NIEDERSACHSEN und BIOLOGISCHE SCHUTZGEMEINSCHAFT HUNTE-WESER-EMS (Hrsg.): Norddeutsche Biotope, Schutz und Entwicklung 13. Beilage zu natur, München: 4 S.

– (1997): Auswirkungen von Nutzungsintensivierung und Verbrachung auf die epigäische Arthropodenfauna im Mittelgebirgsgrünland des Westharzes bei St. Andreasberg. – Artenschutzreport 7: 43–48. Jena.

– (1998): Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf die epigäische Arthropodenfauna von Harzer Bergwiesen: Ein Beitrag zur Landnutzungsgeschichte und zum Konfliktfeld Naturschutz – Landschaft. – Ökologie u. Umweltsicherung 15: 1–354. Witzenhausen.

– (2003): Leitbild der Grünlandentwicklung im Harz 1 + 2. – Unser Harz 51: 130–136, 152–155. Clausthal-Zellerfeld.

WAESCH, G. (2003): Montane Graslandvegetation des Thüringer Waldes: aktueller Zustand, historische Analyse und Entwicklungsmöglichkeiten. – Diss. Univ. Göttingen. Cuvillier: 219 S. + CD.

– (2006): Untersuchungen zum Diasporenvorrat unterschiedlich genutzter Wiesen im Thüringer Wald – kann die Samenbank eine Regeneration von Grasland bewirken? – Tuexenia 26: 275–295. Göttingen.

– & BECKER, T. (2009): Plant diversity differs between young and old mesic meadows in a central European low mountain region. – Agric. Ecosyst. Envir. 129: 457–464.

WALCZAK, C., ZIEVERINK, M., SCHMIDT, P. A. (2008): Populationsbiologische Untersuchungen an *Dianthus seguieri* Vill. im Osterzgebirge. – Tuexenia 28: 133–150. Göttingen.

WESTOBY, M. (1998): A leaf-hight-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. – Plant Soil 199: 213–227. Dordrecht.

WICKE, G. (2006a): Fachlich-methodische Grundlagen der ergebnisorientierten Honorierung im Grünland Nordwestdeutschlands – Beispielregion Harz. – NNA-Ber. 19(1): 159–165. Schneverdingen.

– (2006b): Die Erhaltung von Bergwiesen als FFH-Lebensraumtyp-Förderung durch optimale Bewirtschaftung und Agrarumweltprogramme. – Mitt. NNA 17(1): 14–15. Schneverdingen.

Prof. Dr. Hartmut Dierschke
Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften
Abteilung für Vegetationsanalyse und Phytodiversität
Untere Karspüle 2, 37073 Göttingen
e-mail: hdiersc@gwdg.de

Dr. Cord Peppler-Lisbach
Carl von Ossietzky Universität Oldenburg
Institut für Biologie und Umweltwissenschaften
Arbeitsgruppe Landschaftsökologie
Postfach 2503, 26111 Oldenburg
e-mail: cord.peppler.lisbach@uni-oldenburg.de

Manuskript eingereicht am 29.10.2008, endgültig angenommen am 16.12.2008.

# ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2009

Band/Volume: NS_29

Autor(en)/Author(s): Dierschke Hartmut, Peppler-Lisbach Cord

Artikel/Article: Erhaltung und Wiederherstellung der Struktur und floristischen Biodiversität von Bergwiesen - 15 Jahre wissenschaftliche Begleitung von Pflegemaßnahmen im Harz 145-179