

Vegetationsentwicklung von Bergwiesen-Regenerationsflächen am Geisingberg im Osterzgebirge – Bewertung mit Hilfe vegetationskundlicher Dauerbeobachtungsflächen

Bernard HACHMÖLLER, Wolfgang BÖHNERT und Peter SCHMIDT

7 Abbildungen und 9 Tabellen

ABSTRACT

HACHMÖLLER, B.; BÖHNERT, W.; SCHMIDT, P.: Evaluation of vegetation development on montane grasslands in the Eastern Ore Mountains (Saxony) where regeneration of mountain meadows is planned. - *Hercynia N.F.* 36: 171–195.

The regeneration of mountain meadow and mat grass vegetation (Polygono-Trisetion and Violion communities) was studied in the nature reserve „Geisingberg” in Saxony. It is part of the federal nature conservation project “Mountain Meadows in the Eastern Ore Mountains”. 40 permanent plots (25 m²) were recorded between 1993 and 1997, with an additional survey in 2001. They represent formerly fallow meadows as well as areas formerly used for intensive cattle grazing. The development of vegetation on the regeneration sites is compared to control plots in adjacent species-rich mountain meadows. Comparison of vegetation tables, Ellenberg indicator values and ordinations (DCA) are used to test if the regeneration plots show an increased similarity to species-rich mountain meadows.

Formerly abandoned sites showed a tendency for regeneration of mountain meadow and mat grass vegetation after a relatively short period. Here, a number of species typical for these communities and species typical for nutrient-poor soils increased in abundance and dominance. Ordinations and Ellenberg indicator values demonstrate an increasing similarity to adjacent species-rich mountain meadows. In comparison to the control plots, however, some species are still lacking.

On formerly intensive pastures, a strong increase of species numbers was also registered. These meadows show tendencies towards an *Agrostis capillaris-Festuca rubra* community, but only a few species typical for mountain meadows have established after nine years of regular mowing. Many species typical for intensively used grasslands or ruderals still remain in the plots. If a regeneration of mountain meadow communities on these sites is possible in the long run, especially in direct vicinity to species-rich mountain meadows, can only be determined by further investigation.

Keywords: mountain meadows, regeneration, monitoring, permanent plots, eutrophication, acidification

1 EINLEITUNG

Das Osterzgebirge verfügt im Vergleich zum übrigen Erzgebirge und vielen anderen deutschen Mittelgebirgen über einen hohen Grünlandanteil und großflächige Vorkommen montaner Grünlandgesellschaften. Seit 1999 ist ein vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördertes „Naturschutzprojekt von gesamtstaatlicher Bedeutung“ dem Schutz, der Erhaltung und der Regeneration der durch Bergwiesen und Steinrücken geprägten Landschaft des oberen Osterzgebirges gewidmet (HACHMÖLLER et al. 2001). Während in kleinflächigen Schutzgebieten außerordentlich artenreiche und schutzwürdige Bergwiesen erhalten blieben, wurde das Grünland außerhalb der Schutzgebiete durch die Intensivierung der Landwirtschaft in den letzten Jahrzehnten stark beeinträchtigt (HACHMÖLLER 2000). Eine dauerhafte Erhaltung schutzwürdiger Bergwiesen und in ihnen vorkommender gefährdeter Tier- und Pflanzenarten erfordert nicht nur die Ausdehnung naturschutzgerechter Grünlandnutzung und -pflege, sondern auch Maßnahmen zur Regeneration beeinträchtigter Wiesen. Daher wird seit 1990 versucht, brachgefallene oder intensivierete Grünlandstandorte wieder in artenreiche Bergwiesen zu überführen. Besonders am Geisingberg können die aus der Zeit vor der Intensivierung (HUNDT 1965) beschriebenen und noch heute im

Naturschutzgebiet „Geisingberg“ vorkommenden artenreichen Bergwiesen als Zielgesellschaften für die heutige Vegetationsentwicklung dienen.

In der vorliegenden Arbeit soll der Erfolg der Maßnahmen zur Grünlandregeneration anhand von vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsversuchen überprüft werden. Dazu finden pflanzensoziologische Vergleiche, Zeigerwertanalysen sowie statistische Verfahren (Ordinationen) Anwendung, um darzustellen, inwieweit sich die Regenerationsflächen in Richtung der angestrebten Zielgesellschaften entwickeln. Die untersuchten Flächen am Geisingberg sollen durch ein- bis zweischürige Mahd in einen Zustand gebracht werden, der den mageren und artenreichen Bergwiesen und Borstgrasrasen, wie sie in den Naturschutzgebieten erhalten werden konnten, entspricht oder zumindest nahe kommt. Die ein- bis zweischürige Mahd gilt als wirkungsvolle Pflegemethode zur Erhaltung von Gesellschaften des Polygono-Trisetion und Violo-Nardion (z. B. BÖHNERT et HEMPEL 1987, BRIEMLE et al. 1991, ARENS et NEFF 1997) bzw. zur Aushagerung von Intensivgrünland (BAKKER 1989, ROSENTHAL 1992). Die vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen vom Geisingberg können als beispielhaft für ostdeutsche Mittelgebirgsstandorte gelten, wo nach den politischen und ökonomischen Veränderungen in den 1990er Jahren eine Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung stattgefunden hat.

2 METHODIK

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Naturschutzgebiet Geisingberg liegt in den oberen Lagen des Naturraums Ost-Erzgebirge in der Nähe der tschechischen Grenze (Abb. 1). Der kontinentale Klimateinfluß in diesem Teil des Erzgebirges ist eine Voraussetzung für das Vorkommen südosteuropäischer Floren- und Faunenelemente und zeigt sich im Vergleich zur montanen Stufe anderer Mittelgebirge in geringeren Niederschlagsmengen, kälteren Wintern, einer höheren Strahlungsgunst und einer verlängerten Vegetationsperiode (BERNHARDT 1986). Den Gipfel des 823 m hohen Geisingberges bildet eine bewaldete Basaltkuppe, die durch Hangzugwasser und überrollende Basaltblöcke auch die auf Biotitgneis und Granitporphyr stockenden Wiesen in der Umgebung des Berges beeinflusst. Die Böden in der Umgebung der Basaltkuppe bestehen aus zumeist tiefgründigen Braunerden mit einem hohen Lehmantel und einer guten Wasserversorgung. Außerhalb dieses Bereiches dominieren mittel- bis tiefgründige Sauerbraunerden aus grusbetonten sandig-lehmigen Deckschichten.

2.2 Auswahl der Untersuchungsflächen

Pflanzensoziologische Dauerbeobachtungsflächen wurden im NSG Geisingberg von 1993 - 1997 untersucht (HACHMÖLLER 2000), dazu nochmals 2001. Dabei wurden artenarme, durch Brachfallen oder Beweidung beeinträchtigte Stadien der Bergwiesen sowie ehemaliges Intensivgrünland berücksichtigt (Abb. 1, Tab. 1 u. 2). Als Kontrollflächen dienen Wiesen, die angestrebte Zielgesellschaften der trockenen bis frischen Standorte (Polygalo-Nardetum, Geranio-Trisetetum) repräsentieren. Aus dem Vergleich der Entwicklung der Arten auf den Versuchflächen mit der Entwicklung der Arten in den Kontrollflächen kann auf den möglichen Einfluß von Witterungsschwankungen (vgl. RIEGER 1996) bzw. methodisch bedingter Ursachen bei der dargestellten Vegetationsentwicklung geschlossen werden (vgl. WEBER et al. 1995). Die statistische Auswertung von Dauerbeobachtungsflächen erfordert eine ausreichende Zahl von Vegetationsaufnahmen (PFADENHAUER et al. 1986, QUINGER 1994, KAMMER 1998). Entsprechende Vorschläge wurden berücksichtigt, ebenso Empfehlungen für die Mindestgröße von Vegetationsaufnahmen im Grünland (DIERSCHKE 1994).

2.3 Durchführung der Untersuchungen

Die 25 m² großen Dauerbeobachtungsflächen wurden mit ca. 10 x 10 cm großen Eisenplatten bzw. Dauermagneten mit 2 cm Durchmesser markiert und können mit Hilfe eines Minensuchgerätes bzw. einem Metalldetektor lokalisiert werden. Sie wurden gleichzeitig in Bezug zu einem markanten Punkt (z.B. Baum, Baumstumpf, Stein) am Wiesenrand eingemessen. Die einzelnen Vegetationsaufnahmen wurden jeweils in Abständen von etwa 10 m in einer Flucht vom Wiesenrand her angelegt.

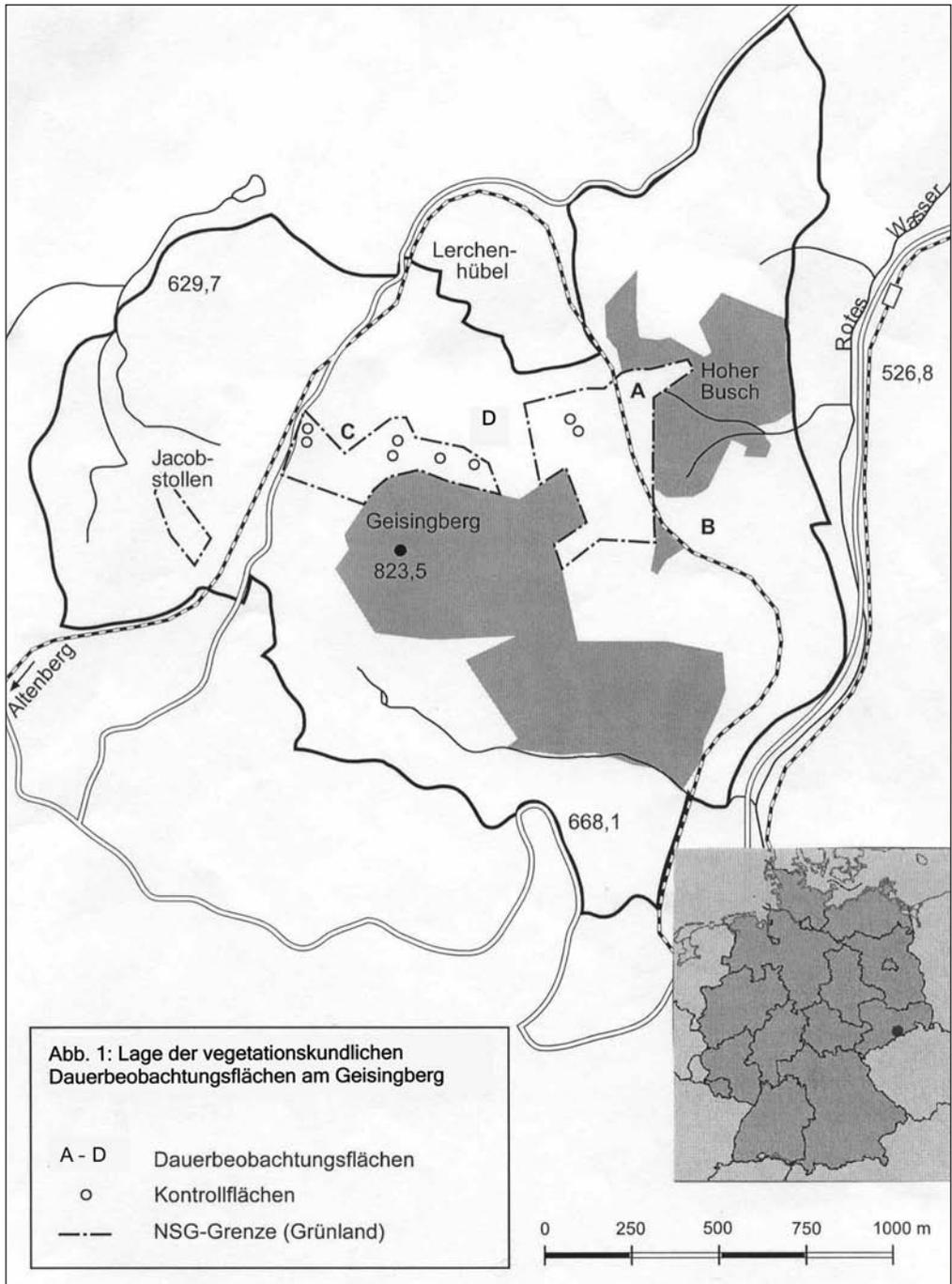


Abb. 1 Lage der vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen am Geisingberg

Tab. 1 Vegetation, Nutzung und Entwicklungsziele der untersuchten Bergwiesen-Regenerationsflächen am Geisingberg

Nr.	aktuelle Vegetation	Lage	n	Nutzung bis 1990	Nutzung seit 1990	Zieltyp der Vegetation (vgl. HUNDT 1965)
Brachflächen						
A	<i>Meum athamanticum</i> -Brachestadien	Ost-hang	9	Brache	Entbuschung, einschürige Mahd	<i>Nardus stricta</i> -Subass. des Geranio-Trisetetum
B	<i>Meum athamanticum</i> -Brachestadien	Ost-hang	8	Brache, vorher leichte Düngung und Beweidung	Brache, seit 1997 einschürige Mahd	<i>Nardus stricta</i> -Subass. des Geranio-Trisetetum
bis 1990 beweidete, aber nicht intensiv gedüngte Flächen						
C	<i>Alopecurus pratensis</i> -Subass. des Geranio-Trisetetum	NW-hang	8	Beweidung	einschürige Mahd	<i>Polygonum bistorta</i> -Subassoziatio des Geranio-Trisetetum
ehemaliges Intensivgrünland						
D	<i>Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft	NO-hang	8	Neueinsaat, Beweidung, starke Düngung	zweischürige Mahd	Geranio-Trisetetum oder <i>Poa pratensis</i> -Trisetetum <i>flavescens</i> -Ges. (bis 1960 Acker)
Kontrollflächen						
K	<i>Polygalo-Nardetum</i>	NO/Ost-hang	4	einschürige Mahd	einschürige Mahd	Polygalo-Nardetum
K	<i>Geranio-Trisetetum</i> , <i>Polygonum bistorta</i> -Subass.	NW-hang	4	einschürige Mahd	einschürige Mahd	Geranio-Trisetetum, <i>Polygonum bistorta</i> -Subass.
K	<i>Geranio-Trisetetum</i> , trennartenlose Variante	Ost-hang	4	einschürige Mahd	einschürige Mahd	Geranio-Trisetetum, trennartenlose Variante
K	Geranio-Trisetetum, <i>Nardus stricta</i> -Subass.	NO/Ost-hang	5	einschürige Mahd	einschürige Mahd	Geranio-Trisetetum, <i>Nardus stricta</i> -Subass.

Die Vegetationsaufnahmen erfolgten nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) mit der erweiterten Skala nach WILMANN'S (1989). Für die häufigsten und die charakteristischen Gefäßpflanzen wurde ab 1995 zusätzlich nach LONDO (1975) die Deckung mit einer erweiterten Dezimalskala (Stufen 0 %, 1 %, 3 %, 5 %, 8 %, 10 %, 15 %, 20 % usw.) sowie die Abundanz nach der vierstufigen Skala ($r = 1$ Ex., $p = 2-5$ Ex., $a = 6-50$ Ex. und $m = > 50$ Ex.) angewandt. Die Dauerbeobachtungsflächen wurden nach Möglichkeit in jedem Jahr zu einem ähnlichen phänologischen Entwicklungszustand aufgenommen. Um das Artenspektrum möglichst vollständig zu erfassen, wurden die Flächen zweimal aufgesucht, d.h. zuerst zwischen Mitte Juni und Anfang Juli und danach zwischen Ende Juli und Anfang August. Die Kleinarten von *Alchemilla vulgaris* agg. wurden nicht immer unterschieden und somit bei der Auswertung als ein Taxon gewertet. Gehölzkeimlinge wurden bei der Auswertung der Vegetationsentwicklung nicht berücksichtigt, da die untersuchten Flächen regelmäßig gemäht werden.

2.4 Beschreibung der Dauerbeobachtungsflächen

2.4.1 Brachflächen (Flächen A und B)

Zu Beginn der 1990er Jahre war die **Fläche A** vor allem mit Birken (*Betula pendula*) von den Rändern her verbuscht. In den offenen Bereichen dominierten Arten magerer und saurer Standorte wie *Meum athamanticum*, *Vaccinium myrtillus*, *Avenella flexuosa* und *Luzula luzuloides*. Teilweise hatten sich Erdhügelnester von Ameisen entwickelt, auf denen Arten wie *Festuca tenuifolia*, *Dianthus deltoides* und *Thymus pulegioides* wuchsen. Die **Fläche B** wurde bis in die 1980er Jahre sporadisch beweidet und dabei auch etwas gedüngt. Durch das Brachfallen entwickelten sich artenarme Dominanzstadien von *Meum athamanticum* und *Holcus mollis*, Gehölze kamen auf der Fläche jedoch bis dahin nicht vor. Ab 1997 fand hier eine jährliche Mahd mit Nachbeweidung durch Schafe statt.

2.4.2 Ehemals beweidete, nicht intensiv gedüngte Flächen (Fläche C)

Bis Anfang der 1990er Jahre wurde die **Fläche C** intensiv beweidet (s. Tab. 1), aber aufgrund der Lage in unmittelbarer Nachbarschaft der geschützten Wiesenflächen kaum gedüngt. Seit 1992 wird die Fläche zumeist ab Ende Juli einmal gemäht. Die Vegetation zu Beginn der Untersuchung wurde vor allem von *Polygonum bistorta* dominiert, und es kamen einzelne Arten der Bergwiesen wie *Meum athamanticum*, *Centaurea pseudophrygia* und *Cirsium helenioides* vor.

2.4.3 Ehemaliges Intensivgrünland (Fläche D)

Zwischen den artenreichen Bergwiesen am Nord- und Osthang des Geisingberges liegt die **Fläche D**. Sie wurde in den 1960er Jahren als Grünland neu eingesät, gedüngt und intensiv beweidet. Anfang der 1990er Jahre wurde auf der Fläche die Beweidung durch eine zweischürige Mähwiesennutzung ersetzt. Gemäß der Nährstoffkarte der ehemaligen LPG Hochland Altenberg von 1961 betrug der Phosphatgehalt der seinerzeit als Acker genutzten Fläche 4 mg/100g, der pH-Wert lag bei 5,5–5,6. Durch Düngung und Grünland-Neuinsaat wurden die Phosphat- (7 mg/100g) und pH-Werte (6,0) der Böden dieser Fläche bis 1965 deutlich erhöht (Nährstoffkarte 1965). Die aktuellen Bodenproben (Tab. 2) weisen darauf hin, daß die pH-Werte und Phosphat-Konzentrationen unter den Stand vor der Intensivierung (1961) abgesunken sind und sich den Verhältnissen der benachbarten Bergwiesen angenähert haben. Die Vegetation der Fläche wurde 1993 von *Alopecurus pratensis* und *Dactylis glomerata* dominiert, wies aber mit *Campanula patula* und *Leucanthemum vulgare* bereits einzelne Arrhenatheretalia-Arten auf, die relativ magere Standorte anzeigen.

2.5 Verfahren zur Auswertung der Ergebnisse

2.5.1 Tabellenvergleich

Aus dem Stetigkeitsvergleich der Dauerbeobachtungsflächen lassen sich Trends der Vegetationsentwicklung ablesen, und es läßt sich abschätzen, ob sich die Versuchsflächen den Kontrollflächen annähern. Gleichzeitig dient der Stetigkeitsvergleich dazu, die Arten zu ermitteln, die während des Untersuchungszeitraums deutlich abgenommen bzw. zugenommen haben. Bei diesen Arten wird durch einen statistischen Test (s.u.) ermittelt, ob die Veränderungen als signifikant angesehen werden können.

2.5.2 Statistische Auswertung

Da bei den Dauerbeobachtungsflächen jeweils die gleichen Flächen verglichen werden, wird der dem paarigen t-Test entsprechende **Wilcoxon-Test** für abhängige Stichproben angewandt. Die Zahl der zu vergleichenden Vegetationsaufnahmen liegt in den meisten Fällen bei acht, so daß nur Signifikanzschwellen von $p < 0,05$ erreicht werden können (vgl. WEBER et al. 1995).

2.5.3 Ordination

Durch eine „**Detrended Correspondence Analysis**“ wird die Vegetationsentwicklung auf den Flächen A und D dargestellt und mit Kontrollflächen des Polygalo-Nardetum und Geranio-Trisetetum verglichen. Dadurch bietet sich die Möglichkeit, vieldimensionale Ähnlichkeitsstrukturen zwischen den Vegetationsaufnahmen möglichst übersichtlich darzustellen (DIERSSEN 1990). Vegetationsaufnahmen und Arten werden bei der Ordination in einem n-dimensionalen Raum wie in einer Punktwolke nach ihrer Ähnlichkeit angeordnet. Vegetationsaufnahmen, die sich in ihrer Artenzusammensetzung ähneln, liegen in dieser Punktwolke nahe beieinander, und Vegetationsaufnahmen, deren Artenzusammensetzung unterschiedlich ist, liegen in dieser Punktwolke weit voneinander entfernt. Durch eine Reduzierung der Dimensionen wird ein Maximum der Varianz in bezug auf Vegetationsgradienten oder das Auftreten von Arten sichtbar. Die Achsen des Ordinationsdiagrammes können dabei als ökologische Gradienten interpretiert werden. Die erste Achse soll das Maximum der Varianz zwischen den Vegetationsaufnahmen bzw. Arten repräsentieren, d.h. sich entlang der maximalen Ausdehnung der Punktwolke erstrecken. Die zweite Achse soll im Nullpunkt senkrecht

Tab. 2 Bodenwerte der Probenflächen (Pr.) 1996/97 (vgl. HACHMÖLLER 2000)

Ehemalige Brachflächen am Geisingberg-Osthang (Fläche A, B)

Pr.	Höhe	Exp.	(°)	Tiefen	n	pH	P (mg/ (KCl) 100 g)	K (mg/ 100 g)	N/NO ₃ (mg/100 g)	N/NH ₄ (mg/100 g)	C (%)	N (%)	C/N	Humus (%)
A ₂	645	O	12	0-20 cm	3	4,1	1,0	8,9	0,27	0,66	4,0	0,39	10,3	11,5
				20-40 cm	1	4,1	<1	8,0	0,96	0,55	2,0	0,21	9,5	
A ₅	640	O	14	0-20 cm	3	3,6	1,1	10,9	0,45	1,19	4,1	0,39	10,5	
				20-40 cm	1	3,9	<1	4,0	0,23	0,74	1,9	0,21	10	
B ₁	615	NO	14	0-20 cm	3	3,7	1,6	10,4	2,58	0,56	3	0,32	9,4	12,1
				20-40 cm	1	3,9	1	3,0	1,02	0,45	1,9	0,19	10,0	
B ₅	615	NO	14	0-20 cm	1	3,8	1	10,0	3,34	0,57	3,2	0,35	9,1	
				20-40 cm	1	3,9	<1	6,0	1,9	0,46	1,8	0,19	9,5	

Bodentyp: Braunerde über Granitporphyr, Bodenart: stark lehmiger Sand bis schwach sandiger Lehm

Ehemalige Weide am Geisingberg-Nordwesthang (Fläche C):

Pr.	Höhe	Exp.	(°)	Tiefen	n	pH	P (mg/ (KCl) 100 g)	K (mg/ 100 g)	N/NO ₃ (mg/100 g)	N/NH ₄ (mg/100 g)	C (%)	N (%)	C/N	Humus (%)
C ₁	730	NW	11	0-20 cm	3	4,5	0,75	11,8	5,42	0,92	4,5	0,52	8,7	13,2
				20-40 cm	1	4,5	<1	7,0	3,22	0,23	2,6	0,29	9,0	
C ₆	730	NW	9	0-20 cm	1	4,4	1,0	13,0	0,45	0,24	4,0	0,48	8,3	
				20-40 cm	1	4,4	<1	6,0	0,39	1,03	2,1	0,22	9,5	

Bodentyp: Braunerde-Pseudogley über Gneis (mit Nephelinbasalt vermischt), Bodenart: schwach toniger Lehm

Ehemals intensiv beweidete Fläche am Geisingberg-Nordosthang (Fläche D)

Pr.	Höhe	Exp.	(°)	Tiefen	n	pH	P (mg/ (KCl) 100 g)	K (mg/ 100 g)	N/NO ₃ (mg/100 g)	N/NH ₄ (mg/100 g)	C (%)	N (%)	C/N	Humus (%)
D ₁	710	NO	11	0-20 cm	3	4,9	1,5	11,1	1,65	0,96	3,0	0,33	9,1	5,2
				20-40 cm	1	5,0	<1	6,0	0,53	0,53	2,3	0,23	10	4,0
D ₈	715	NO	10	0-20 cm	3	4,7	1,6	8,2	1,01	0,97	3,5	0,42	8,3	7,3
				20-40 cm	1	4,6	<1	5,0	0,32	0,45	2,3	0,26	8,8	4,0

Bodentyp: Braunerde über Granitporphyr (mit Nephelinbasalt vermischt), Bodenart: schwach sandiger Lehm

Kontrollflächen

Pr.	Höhe	Exp.	(°)	Tiefen	n	pH	P (mg/ (KCl) 100 g)	K (mg/ 100 g)	N/NO ₃ (mg/100 g)	N/NH ₄ (mg/100 g)	C (%)	N (%)	C/N	Humus (%)
<i>Nardus stricta</i> -Subassoziation des Geranio-Trisetetum (Pr. 1) und Polygalo-Nardetum (Pr. 9)														
1	690	O	12	0-20 cm	3	4,3	0,7	10,6	<0,2	0,86	3,6	0,38	9,5	11
				20-40 cm	1	4,5	<1	6,0	<0,2	0,38	2,7	0,27	10	
9	745	NW	9	0-20 cm	3	3,9	0,6	13,6	0,83	1,61	7,4	0,72	10,3	
				20-40 cm	1	4,1	<1	6,0	0,43	1,11	4,4	0,47	9,4	
irennartenlose Variante des Geranio-Trisetetum														
18	705	O		0-20 cm	3	4,6	0,4	8,6	1,69	1,94	3,9	0,45	8,7	
				20-40 cm	1	4,8	<1	4,0	2,66	1,57	3,4	0,38	8,9	
19	700	O	6	0-20 cm	3	4,6	<1	10,0	0,4	1,2	3,1	0,3	9,4	
				20-40 cm	1	4,7	<1	4	0,24	1,31	2,3	0,25	9,2	
<i>Trollius europaeus</i> -Variante, <i>Polygonum bistorta</i> -Subassoziation des Geranio-Trisetetum														
29	720	NW	12	0-20 cm	3	4,4	0,65	9,4	0,29	0,27	3,5	0,39	9	9,7
				20-40 cm	1	4,4	<1	8,0	0,28	0,28	2,1	0,38	5,5	
32	740	N		0-20 cm	3	4,5	0,45	11,4	0,52	0,49	6,0	0,69	8,7	
				20-40 cm	1	4,5	<1	6,0	0,56	0,23	3,0	0,29	10,3	

Bodentyp (1, 9, 18, 19): Braunerde über Granitporphyr (z. T. mit Nephelinbasalt vermischt), Bodenart: schwach sandiger Lehm bis sandig-lehmiger Schluff (9)

Bodentyp (29, 32): Braunerde-Pseudogley über Gneis (mit Nephelinbasalt vermischt), Bodenart: schwach toniger - schluffiger Lehm

auf der ersten Achse stehen und damit die größte Breite der Punktwolke wiedergeben. Aus der Distanz der Vegetationsaufnahmen auf den Dauerflächen zu den Kontrollflächen wird deren floristische Ähnlichkeit sichtbar. Diese Distanz wird in den Ordinationsdiagrammen in Standardabweichungen angegeben. So ist bei einem Abstand zwischen zwei Arten von 4 Standard-Abweichungseinheiten zu erwarten, daß sie in keiner Vegetationsaufnahme zusammen vorkommen.

3 ERGEBNISSE

3.1 Vegetationsentwicklung auf Brachflächen

Es ist eine deutliche Tendenz vom *Meum athamanticum*-Brachestadium in Richtung der Zielgesellschaften (Polygalo-Nardetum, *Nardus stricta*-Variante des Geranio-Trisetetum) während des Untersuchungszeitraums auf der entbuschten und regelmäßig gemähten **Fläche A** am Geisingberg-Osthang erkennbar (s. Abb. 2). Der zugrundeliegende Gradient (1. Achse) ergibt sich vor allem aus der Zunahme von Arten der Borstgrasrasen und Bergwiesen, z. B. *Nardus stricta*, *Carex pilulifera*, *Campanula rotundifolia* und *Hypericum maculatum*, sowie weiterer Magerkeitszeiger, z.B. *Briza media*. Auf der 2. Achse zeigt sich der Unterschied zwischen den Probeflächen am oberen Rand der Wiese (A_1 und A_2) mit mehr Arrhenatheretalia-Arten und einzelnen Wärmezeigern sowie den Probeflächen am Waldrand (A_7 und A_8) mit mehr Säurezeigern. Die meisten Flächen erscheinen dem Polygalo-Nardetum ähnlicher als der *Nardus stricta*-Subassoziation des Geranio-Trisetetum. Auch die mittleren gewichteten Zeigerwerte entsprechen durch einen kontinuierlichen Rückgang der Nährstoffzahlen 2001 weitgehend dem Polygalo-Nardetum des Osterzgebirges (Abb. 3, vgl. HACHMÖLLER 2000). Allerdings bleibt *Nardus stricta* im Deckungsgrad gegenüber dominanten Grasarten wie *Agrostis capillaris* und *Festuca rubra* zurück. Eine der Charakterarten der Gesellschaft, *Polygala vulgaris*, fehlt bisher in den Probeflächen, trat aber 2001 auf der Fläche an mehreren Stellen in größeren Trupps auf. Viele der für artenreiche Bergwiesen typischen Arrhenatheretalia-Arten (z.B. *Rhinanthus minor*, *Lotus corniculatus*) sind bisher auf die Probeflächen im oberen Teil der Wiese beschränkt (A_1 - A_2), diese zeichnen sich im Vergleich zum unteren Teil (Probefläche A_2) durch höhere pH-Werte aus (s. Tab. 2). Im Gegensatz zu den Kontrollflächen enthält die Fläche A weitere Magerkeitszeiger und relativ wärmeliebende Arten wie *Lychnis viscaria*, *Sanguisorba officinalis*, *Calluna vulgaris* und *Rumex acetosella*.

In der Stetigkeitstabelle der Vegetationsentwicklung (Tab. 3) zeigt sich eine Zunahme von Arten der Borstgrasrasen und weiteren Magerkeitszeigern, die den Bergwiesen und Borstgrasrasen gemeinsam sind. Bei vielen dieser Arten ist die Zunahme auf den Probeflächen statistisch signifikant. Gleichzeitig hat sich die durchschnittliche Artenzahl der Probeflächen fast verdoppelt (Abb. 4). Rückgänge in der Stetigkeit sind fast nur bei Brachezeigern wie *Senecio ovatus* und *Galeopsis tetrahit* erkennbar. Auch die Artenzahl der Moose hat sich stark erhöht, so daß die Moosschicht zum Ende des Untersuchungszeitraums ähnlich artenreich ausgeprägt war wie die des Polygalo-Nardetum. Sie bestand aus einer Reihe von Arten, die nach ELLENBERG et al. (1991) überwiegend als Säurezeiger gelten (z. B. *Pohlia nutans*, *Polytrichum formosum*, *Polytrichum piliferum*, *Dicranella heteromalla*).

Auf der bis 1997 brachliegenden **Fläche B** dominierten zunächst *Meum athamanticum*, *Holcus mollis*, *Agrostis capillaris* und hochwüchsige Gräser. Leichte Zunahmen der Stetigkeit waren zunächst bei Gräsern und krautigen Arten frischer bis nährstoffreicher Wiesenstandorte sowie bei Brachezeigern zu registrieren (Tab. 4). Die Artenzahlen der Probeflächen waren sehr niedrig. Im Vergleich dazu stieg die Artenzahl auf der inzwischen gemähten Fläche 2001, es traten insbesondere Arten der Berg- und Frischwiesen, z.B. *Centaurea pseudophrygia*, *Galium album*, *Hypericum maculatum* und *Campanula patula* hinzu. Letzere Art bestimmt den Blühaspekt im Frühsommer. Auch weit verbreitete Wiesenarten frischer, mäßig nährstoffreicher Standorte wurden häufiger. Weitere Arten der Berg- und Frischwiesen wie *Cirsium helenioides*, *Leucanthemum vulgare* und *Crepis mollis* wurden neu nachgewiesen. Rückgänge zeigten sich 2001 bei Brachezeigern wie *Stellaria graminea* und *Galeopsis tetrahit*. Da sowohl Arten magerer wie frischer, mäßig nährstoffreicher Wiesenstandorte zunahmen, blieben die Nährstoffzahlen gleich. Dagegen stiegen durch die Zunahme zahlreicher Wiesenarten die Reaktionszahlen trotz der niedrigen pH-Werte an (vgl. Tab. 2, Abb. 3). Auch die Lichtzahlen zeigten einen Anstieg. Anhand der Zeigerwerte sowie der Vorkommen mehrerer

Charakterarten entspricht der Bestand der Fläche B im Jahr 2001 den Verhältnissen auf mäßig nährstoffreichen Bärwurzweiden, die Artenzahl liegt jedoch immer noch deutlich niedriger (Abb. 4).

Tab. 3 Vegetationsentwicklung einer ehemaligen Brachfläche (Fläche A) nach Entbuschung und einschüriger Mahd 1993–2001 im Vergleich zur *Nardus stricta*-Subassoziatio des Geranio-Trisetetum (H, N) und zum Polygalo-Nardetum (K)

Aufnahmejahr	94-98	97	93	94	95	96	97	01	Aufnahmejahr	94-98	97	93	94	95	96	97	01	
Flächenbez. (s.u.)	H	N	K	A	A	A	A	A	Flächenbez. (s.u.)	H	N	K	A	A	A	A	A	
Anzahl der Aufnahmen	1	5	4	8	8	8	8	8										
Ø Höhe (ü. N.N.)	640	684	729	642	642	642	642	642										
Exposition	O	O	N-O	O	O	O	O	O										
Ø Veg. deckung		100	97,5	92,5	93,8	93,8	93,1	93,1										
Ø Artenzahl Gefäßpfl.	36	37	30,8	16,8	22,0	26,8	25,5	28,9	30,1									
Ø Artenzahl Moose	2	4,2	7,0	3,4	3,4	5,0	5,4	7,8	8,1									
<i>Polygala vulgaris</i>		100	2		13		13		<i>Centaurea pseudophryg.</i>	1	100	3	38	38	50	63	63	38
<i>Hieracium pilosella</i>		100						13	<i>Knautia arvensis</i>		100		38	38	38	38	25	38
<i>Leontodon hispidus</i>	1	100							<i>Vicia cracca</i>	1	100	1	13	25	38	38	25	25
<i>Plantago lanceolata</i>	1	100							<i>Veronica chamaedrys</i>		80	1	25	13	25	13	25	38
<i>Rhinanthus minor</i>		100	3					13	<i>Galium album</i>		40		38	25	38	38	25	38
<i>Crepis mollis</i>		80	2						<i>Viola cf. riviniana</i>		40		25		38	38	38	38
<i>Trifolium medium</i>		+ 80	1				13	13	<i>Dianthus deltoides</i>		40		13	25	25	38	38	25
<i>Alchemilla vulgaris</i> agg.	1	80		13			13	13	<i>Helictotrichon pubesc.</i>		20		13		38		13	25
<i>Lotus corniculatus</i>		+ 60	1					13	<i>Thymus pulegioides</i>		20			13	13	13	13	13
<i>Alchemilla glaucescens</i>		60							<i>Stellaria graminea</i>		20	1			11	33	33	
<i>Lychnis flos-cuculi</i>		+ 40	1						<i>*Calluna vulgaris</i>				38	50	50	63	75	63
<i>Trifolium pratense</i>		1	40					13	<i>Lychnis viscaria</i>				25	25	38	50	63	38
<i>Ranunculus acris</i>		+ 40	3	13		13	13	13	<i>Rumex acetosella</i>				13	38	50	50	50	38
<i>Lathyrus pratensis</i>		40		13	13	13	13	13	<i>Hieracium laevigatum</i>						13	25	38	13
<i>Cerastium holosteoides</i>		40	1			13	25	13	<i>Sanguisorba officinalis</i>							13	25	25
<i>Arnica montana</i>		20	3						<i>Veronica officinalis</i>									25
<i>Equisetum sylvaticum</i>		20	2						<i>Arrhenatherum elatius</i>				100	100	100	75	88	100
<i>Anemone nemorosa</i>			4						<i>Festuca tenuifolia</i>				75	63	75	63	63	75
<i>Cirsium helenioides</i>	1		3						<i>Sedum telephium</i>				38	38	38	50	63	63
<i>Polygonum bistorta</i>			3						<i>Lysimachia vulgaris</i>				25	38	38	38	38	38
<i>Trollius europaeus</i>		+ 2							<i>Lupinus polyphyllus</i>				13	13	13	13	25	13
<i>Convallaria majalis</i>			2						<i>Tanacetum vulgare</i>				13	25	25	25	25	25
<i>*Agrostis capillaris</i>	3	100	4		50	100	100	100	<i>Dactylis glomerata</i>				13	38	38	13	13	38
<i>*Campanula rotundifol.</i>	+ 100	4		13	100	75	100	88	<i>-*Senecio ovatus</i>				100	88	75	63	50	13
<i>*Festuca rubra</i>	1	100	4	13	38	62	13	88	<i>Galeopsis tetrahit</i>				50	50	88	63	25	
<i>*Hypericum maculatum</i>	1	100	2	13	13	50	75	88	<i>Moose</i>									
<i>Hieracium lachenalii</i>	+?	100	4	63	63	75	88	88	<i>Fissidens cristatus</i>		40						13	
<i>*Anthoxanthum odorat.</i>	+ 100	4	38	75	75	25	63	100	<i>Lophocolea minor</i>		40						13	38
<i>*Holcus lanatus</i>	+ 100	4	13	88	75	13	25	88	<i>Rhytidadelphus squarr.</i>		80	4						13
<i>Leucanthemum vulgare</i>	+ 100				13	25	25	38	<i>Aulacomnium palustre</i>		+ 3							
<i>*Nardus stricta</i>	2	80	4	50	75	75	88	100	<i>Plagiomnium affine</i>		60	4	63	77	88	100	100	100
<i>*Briza media</i>	1	80	2	38	63	38	63	75	<i>Polytrichum formosum</i>		60	1			13	13	63	50
<i>Achillea millefolium</i>	+ 80	3	25		38	38	63	63	<i>Rhodobryum roseum</i>		40	1	75	22	77	77	100	100
<i>Danthonia decumbens</i>	80	1			13	25	25	38	<i>Ceratodon purpureus</i>		20	3	75	88	100	100	100	100
<i>*Galium pumilum</i>	60	1	38	88	88	88	88	88	<i>Pohlia nutans</i>		4		88	25	38	50	100	100
<i>*Luzula campestris</i>	1	60	3	38	63	75	100	100	<i>Brachythecium albicans</i>		20	2		25	13	13	13	13
<i>*Rumex acetosa</i>	60	3	75	100	100	100	100	100	<i>Pleurozium schreberi</i>		20	1				25	25	50
<i>Lathyrus linifolius</i>	1	40	4	13	38	38	50	50	<i>Dicranum scoparium</i>		20	1					25	25
<i>*Carex pilulifera</i>	20	3	25	25	63	63	88	100	<i>Atrichum undulatum</i>		20		13	13	38	38	38	13
<i>*Holcus mollis</i>			2		25	38	38	50	<i>Plagiothecium dentic.</i>			2						
<i>Potentilla erecta</i>	1	100	4	100	100	100	100	100	<i>Plagiothecium curvif.</i>					13	13		50	63
<i>*Luzula luzuloides</i>	1	100	4	88	100	100	100	100	<i>Dicranella heteromalla</i>					13	50	75	75	75
<i>Meum athamanticum</i>	1	100	4	100	100	100	100	100	<i>Brachythecium rutab.</i>						25		50	63
<i>Avenella flexuosa</i>		80	4	100	100	100	100	100	<i>Polytrichum piliferum</i>						13	50	38	38
<i>Vaccinium myrtillus</i>	+ 60	4		100	100	100	100	100	<i>Bryum atrovirens</i> agg.				25	13				

Flächenbezeichnung:

H = Vegetationsaufnahmen der *Nardus stricta*-Subass. des Geranio-Trisetetum von HUNDT (1965)

N = aktuelle Vegetationsaufnahmen der *Nardus stricta*-Subassoziatio des Geranio-Trisetetum, K = aktuelle Vegetationsaufnahmen des Polygalo-Nardetum (= Kontrollfläche, s. Tab. 1)

A = Vegetationsaufnahmen der ehemaligen Brachfläche (= Fläche A, s. Tab. 1)

* = signifikante Zunahme, -* = signifikante Abnahme ($p < 0,05$, unter Berücksichtigung der Deckungsgrade)

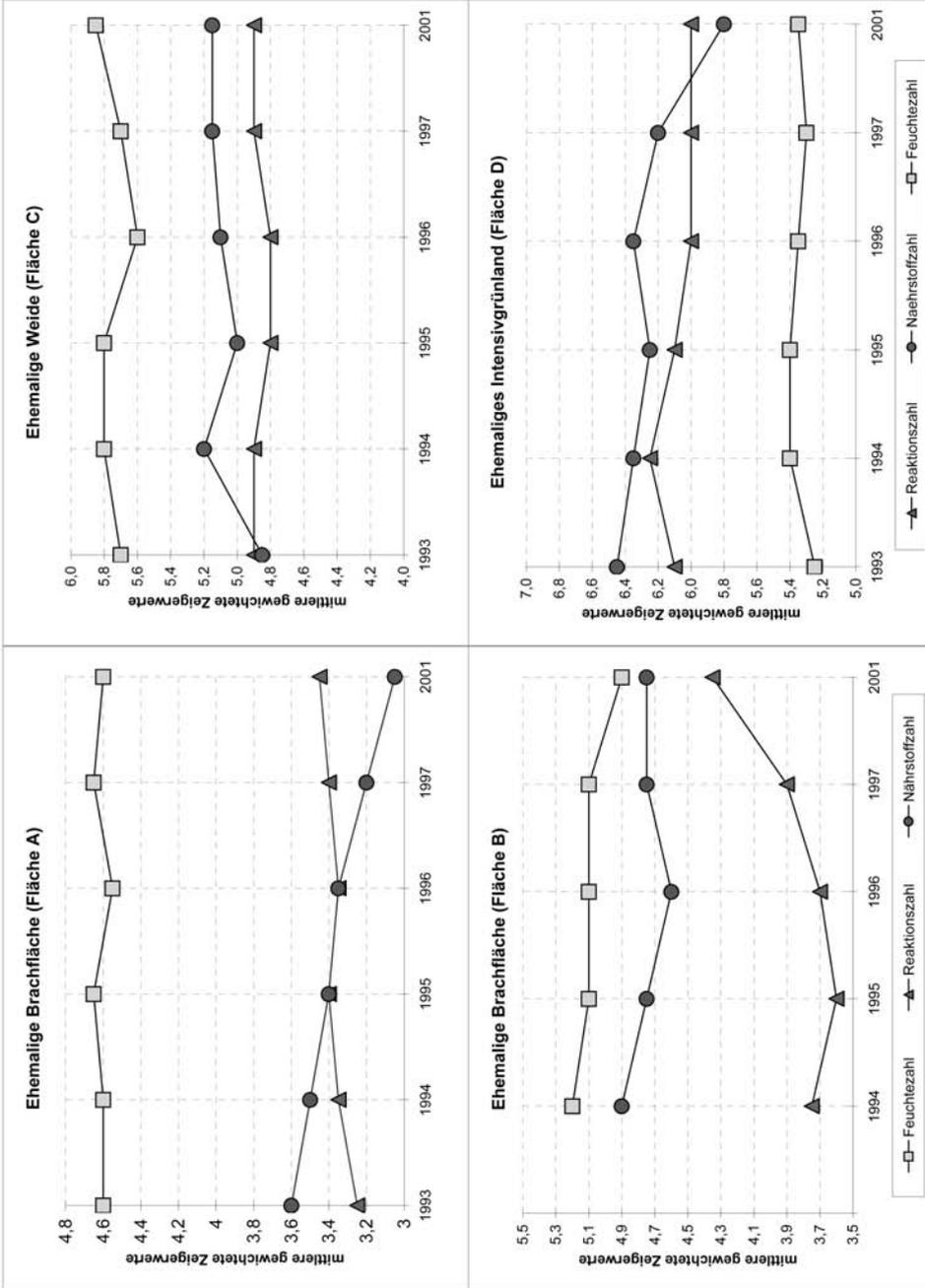


Abb. 3 Entwicklung der Mediane der gewichteten mittleren Zeigerwerte auf Bergwiesen-Regenerationsflächen am Geisingberg

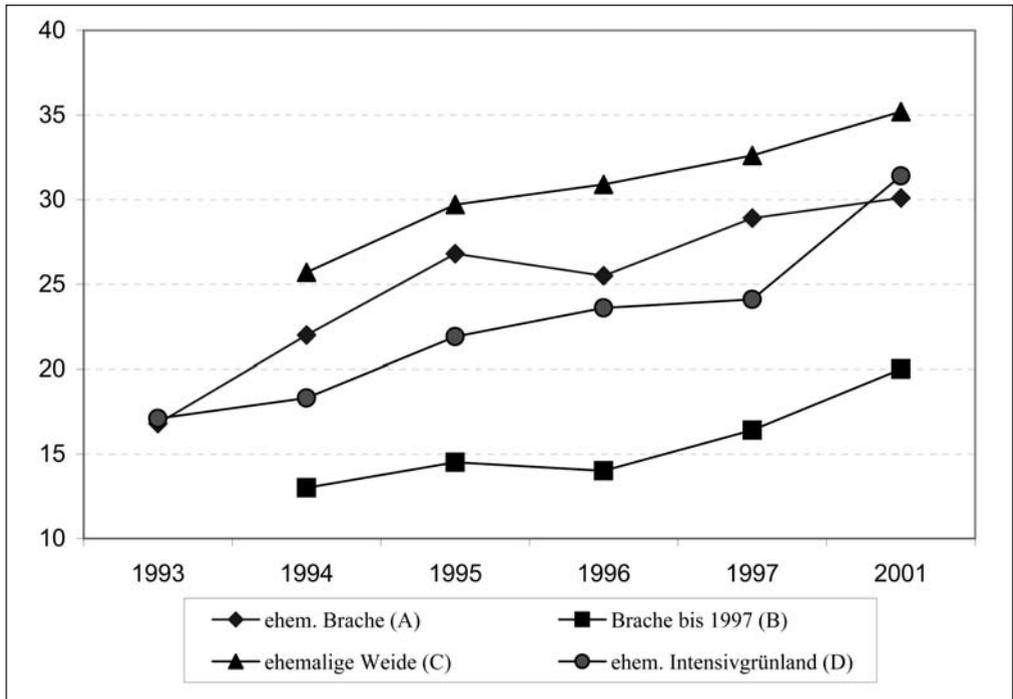


Abb. 4 Entwicklung der Artenzahlen/Probefläche auf Bergwiesen-Regenerationsflächen am Geisingberg

3.2 Vegetationsentwicklung auf einer ehemaligen Weide (Fläche C)

In der **Fläche C** nahmen seit 1993 vor allem Arten frischer, mäßig nährstoffreiche Standorte zu, z.B. *Alopecurus pratensis*, *Festuca pratensis*, *Anthriscus sylvestris*, *Trisetum flavescens*, *Rumex acetosa* und *Cardamine pratensis* (s. Tab. 5). Dies trifft nicht für Magerkeitszeiger zu, die für die *Polygonum bistorta*-Subassoziation des Geranio-Trisetetum typisch sind. Die Deckungsgrade der Bergwiesen-Arten *Trollius europaeus* und *Centaurea pseudophrygia* erhöhten sich in der Fläche C zwischen 1993 und 1997 signifikant, *Centaurea pseudophrygia* nahm 2001 im Vergleich zu 1997 aber wieder leicht ab. *Anemone nemorosa* und *Primula elatior*, die nach ELLENBERG (1986) und DIERSCHKE (1997) zu den Differentialarten des Polygono-Trisetetion zählen, waren ab 1996 deutlich häufiger. Die Zeigerwerte zeigten nur leichte Schwankungen und keine gerichtete Entwicklung (Abb. 3).

Im Vergleich zu den Kontrollflächen der *Polygonum bistorta*-Subassoziation des Geranio-Trisetetum fehlen viele Magerkeitszeiger sowie die für artenreiche Bergwiesen charakteristischen Arten *Rhinanthus minor*, *Leontodon hispidus*, *Plantago lanceolata* und *Lotus corniculatus*. Neben Nährstoffzeigern sind auch Feuchtezeiger häufiger als in den Kontrollflächen, z.B. *Filipendula ulmaria*, *Cirsium helenioides*, *Myosotis nemorosa* und *Ranunculus auricomus*. Die Moosschicht war deutlich artenärmer als die der *Polygonum bistorta*-Subassoziation des Geranio-Trisetetum. Nur das Moos *Brachythecium rutabulum* konnte regelmäßig nachgewiesen werden.

3.3 Vegetationsentwicklung auf ehemaligem Intensivgrünland nach zweischüriger Mahd (Fläche D)

Auf dieser Fläche sind vor allem bei Molinio-Arrhenatheretalia-Arten deutliche Zunahmen der Stetigkeit zu registrieren, die bei einigen Arten auch statistisch signifikant sind (s. Tab. 6). Besonders der Anstieg

Tab. 4 Vegetationsentwicklung einer erst ab 1997 gemähten ehemaligen Brachfläche (Fläche B) 1994–2001

Aufnahmejahr	94	95	96	97	01	Aufnahmejahr	94	95	96	97	01
Anzahl der Aufnahmen	8	8	8	8	8						
Ø Veg.deckung	100	100	100	100	100	<i>Ranunculus acris</i>	13	13	13	13	37
Ø Artenzahl Gefäßpflanzen	13,0	14,5	14,0	16,4	20,0	<i>Lathyrus pratensis</i>					25
Ø Artenzahl Moose	2,0	2,9	2,5	2,8	2,0	<i>Campanula rotundifolia</i>			13	13	25
						<i>Leucanthemum vulgare</i>					13
* <i>Festuca rubra</i>	63	63	13	88	88	<i>Crepis mollis</i>					13
<i>Achillea millefolium</i>	38	89	75	75	75	<i>Cirsium helenioides</i>					13
* <i>Alchemilla vulgaris</i> agg.	50	50	75	75	100	<i>Cirsium palustre</i>					13
<i>Anthriscus sylvestris</i>	50	50	75	75	100	<i>Veronica arvensis</i>					13
* <i>Taraxacum officinale</i> agg.	25	38	63	63	100						
<i>Phleum pratense</i>	38	38	50	63	50	<i>Alopecurus pratensis</i>	38	38	25	50	25
<i>Festuca pratensis</i>	25	13	25	50	50	<i>Stellaria graminea</i>	75	100	100	100	50
						<i>Viola tricolor</i>	38	38	25	25	13
<i>Meum athamanticum</i>	100	100	100	100	100	<i>Galeopsis tetrahit</i>	13	25	50	38	13
<i>Agrostis capillaris</i>	100	100	100	100	100						
<i>Holcus mollis</i>	100	100	100	100	100	<i>Luzula campestris</i>	13	25			13
* <i>Rumex acetosa</i>	100	100	100	100	100	<i>Senecio ovatus</i>		25			
* <i>Poa trivialis</i>	100	100	100	100	88	<i>Potentilla erecta</i>	13	13	13	13	
<i>Dactylis glomerata</i>	100	100	88	100	100	<i>Cerastium holosteoides</i>		13		13	
						<i>Moose</i>					
* <i>Campanula patula</i>	63	25	25	38	100	<i>Brachythecium rutabulum</i>	100	100	100	100	100
<i>Arrhenatherum elatius</i>	38	38	38	38	88	<i>Plagiomnium affine</i>	25	50	38	75	
* <i>Veronica chamaedrys</i>	25	50	50	50	100	<i>Rhytidadelphus squarrosus</i>	25	38	63	63	75
<i>Galium album</i>	13	25	25	38	63	<i>Cirriphyllum piliferum</i>	25				25
<i>Vicia cracca</i>	25	38	38	38	50	<i>Ceratodon purpureus</i>		13			
<i>Centaurea pseudophrygia</i>	25	25	25	25	50						
<i>Hypericum maculatum</i>		13	13		50						

* = signifikante Zunahme, * = signifikante Abnahme ($p < 0,05$, unter Berücksichtigung der Deckungsgrade)

von Stetigkeit und/oder Deckungsgrad der Gräser *Festuca rubra* und *Agrostis capillaris* weisen auf eine Aushagerung hin. 2001 konnten außerdem zahlreiche, oft kleinwüchsige Wiesenarten und einzelne Magerkeitszeiger häufiger bzw. erstmalig nachgewiesen werden, z.B. *Thlaspi caerulescens*, *Trifolium pratense*, *Cardamine pratensis*, *Ranunculus auricomus*, *Leucanthemum vulgare*, *Galium album* und *Anthoxanthum odoratum*. Außerhalb der Probestellen trat 2001 die Bergwiesen-Charakterart *Centaurea pseudophrygia* auf. Gleichzeitig ist ein Rückgang von Arten zu registrieren, die nährstoffreiche Standorte besiedeln, z.B. *Elymus repens*, *Lolium perenne*, *Rumex obtusifolius*, *Lamium album* und *Galeopsis tetrahit*. 2001 kamen zusätzlich einzelne Arten ruderaler, aber magerer Standorte vor, z.B. *Myosotis arvensis*. Die Moosschicht wird seit 1995 von *Eurhynchium striatum* gebildet.

Die durchschnittliche Artenzahl der Probestellen hat 1993–1997 gering und von 1997 bis 2001 deutlich zugenommen, so daß sie sich bis 2001 fast verdoppelt hat (Abb. 4). Parallel dazu war zwischen 1993 und 1997 ein leichter und bis 2001 ein deutlicher Rückgang der Nährstoffzahlen zu verzeichnen, und die Lichtzahlen stiegen etwas an (Abb. 3). Gleichzeitig blieben die Reaktionszahlen relativ hoch. In der Ordination (Abb. 5) ist zudem eine, wenn auch geringfügige, Annäherung der Bestände an die artenreichen Bergwiesen der trennartenlosen Variante des Geranio-Trisetetum zu erkennen.

Unter den häufigen Arten dominierten *Dactylis glomerata* und *Alopecurus pratensis* in den ersten Jahren. *Dactylis* ging aber ab 1995 signifikant zurück und lag 2001 nur noch bei Deckungsgraden von 0–10 % (Abb. 6). *Alopecurus* ging ab 1997 auf einzelnen Probestellen zurück und verlor 2001 auf vier Probestellen an Dominanz. Gleichzeitig stiegen Individuendichte und Deckungsgrade von *Agrostis capillaris* signifikant an. *Agrostis capillaris* wurde aber bisher nur in der Probestelle D₈ zur dominierenden Art.

Tab. 5 Vegetationsentwicklung einer ehemaligen Weide (Fläche C) nach einschüriger Mahd 1993–2001 im Vergleich mit der *Polygonum bistorta*-Subassoziatio des Geranio-Trisetetum (K)

Flächenbezeichnung (s.u.)	K	C	C	C	C	C	C	Flächenbezeichnung.	K	C	C	C	C	C	C
Aufnahmejahr	93-	93	94	95	96	97	01	Aufnahmejahr	93-	93	94	95	96	97	01
Anzahl der Aufnahmen	9	4	7	7	7	7	7		98						
Ø Höhe (ü. N.N.)	716	730	730	730	730	730	730								
Exposition	N-	NW	NW	NW	NW	NW	NW								
	-O														
Ø Veg.deckung	100	100	100	100	100	100	100								
Ø Artenzahl Gefäßpfl.	41,3	22,5	25,7	29,7	30,9	32,6	35,3								
Ø Artenzahl Moose	5,7	0,7	1,6	0,6	1,0	1,6	1,7								
Potentilla erecta	100							Holcus lanatus	86	3	100	86	29	86	100
Rhinanthus minor	100							Trifolium medium	72	2	43	29	43	57	57
Luzula campestris	100							Lathyrus pratensis	57	3	100	100	100	100	100
Briza media	86							Crepis mollis	57	1	86	86	71	100	100
Plantago lanceolata	86							Stellaria graminea	57	2	71	100	100	100	100
Trifolium pratense	86							Knautia arvensis	57	3	71	57	86	71	71
Cynosurus cristatus	86							Hypericum maculatum	57	3	57	57	57	57	71
Leontodon hispidus	72														
Nardus stricta	57							*Alopecurus pratensis	57	4	100	100	100	100	100
Luzula luzuloides	57							Poa pratensis/trivialis	57	4	100	100	100	100	100
Lotus corniculatus	57							Deschampsia cespitosa	57	1	57	71	86	57	86
Leucanthemum vulgare	57							Rumex acetosa	43		14	43	57	71	100
Campanula rotundifolia	57	2	14	14	43	14		Veronica chamaedrys	43	3	43	43	57	57	71
Leontodon autumnalis	43							Cerastium holosteoides	43		14	43	29	29	57
Achillea ptarmica	43				14	14		Ranunculus auricomus	29	2	57	100	100	100	100
Equisetum sylvaticum	43	1	14	14	14	14		Filipendula ulmaria	29	2	71	71	71	71	71
Saxifraga granulata	29							Cirsium helenioides	29	3	57	57	57	57	71
Lathyrus linifolius	29							Dactylis glomerata	29	2	29	43	43	43	86
Polygala vulgaris	29							Heracleum sphondylium	29		43	29	71	57	43
Dactylorhiza majalis	29														
*Primula elatior	100	1			14	100	100	Phleum pratense	14		29	43	86	100	57
Vicia cracca	100	4	71	100	100	100	100	*Trisetum flavescens	14	3	29	43	57	71	86
Anthoxanthum odoratum	100	1	57	71	71	71	86	*Anthriscus sylvestris	2	29	57	57	71	71	100
*Anemone nemorosa	86	1	14	71	100	100	100	Vicia sepium	1	14	43	43	57	43	
Helictotrichon pubescens	86	3	43	71	71	86	71	Cirsium palustre							57
*Festuca pratensis	72		57	100	100	100	100	Geranium sylvaticum	2	29	29	29	29	29	
*Cardamine pratensis	72		43	57	29	57	100								
Taraxacum officinale agg.	72		29	86	57	71	57	Myosotis nemorosa			57	43	57	14	57
Lychnis flos-cuculi	72	1	29	14			43	Juncus effusus	1	29					14
								Galium uliginosum							14
Meum athamanticum	100	4	100	100	100	100	100	Moose							
Festuca rubra	100	4	100	100	100	100	100	Brachythecium rutabulum	86	3	59	43	59	100	100
Agrostis capillaris	100	4	100	100	100	100	100	Plagiomnium affine	100		29	14	14	43	14
Polygonum bistorta	100	4	100	100	100	100	100	Rhytidiadelphus squarr.	86		14			14	14
Alchemilla vulgaris agg.	100	4	100	100	100	100	100	Aulacomnium palustre	57						
Ranunculus acris	100		86	100	100	100	100	Calliergonella cuspidata	43						
Achillea millefolium	100	3	86	100	100	100	43	Rhodobryum roseum	29						
Trollius europaeus	100	1	86	71	86	86	71	Lophocolea bidentata	29						
Centaurea pseudophrygia	100	4	71	57	71	71	57	Brachythecium albicans	29						
								Ceratodon purpureus					14		29

Flächenbezeichnung:

K = aktuelle Vegetationsaufnahmen der *Polygonum bistorta*-Subassoziatio des Geranio-Trisetetum (= Kontrollfläche, s. Tab. 1)

C = Vegetationsaufnahmen der ehemaligen Weide (= Fläche C, s. Tab. 1)

* = signifikante Zunahme, -* = signifikante Abnahme ($p < 0,05$, unter Berücksichtigung der Deckungsgrade)

3.4 Vegetationsentwicklung auf den Kontrollflächen

Für die Kontrollflächen werden in Tab. 7 die Arten dargestellt, deren Stetigkeit in den Vegetationsaufnahmen um mindestens 25 % anstieg oder innerhalb des Untersuchungszeitraums um mindestens 25 % geschwankt hat. Besonders ab 1995 nahmen Molinio-Arrhenatheretea- und Arrhenatheretalia-Arten zu, die frische bis feuchte und etwas nährstoffreiche Standorte anzeigen. Dies bedingte, daß das Polygalo-Nardetum im Laufe des Untersuchungszeitraums nicht so gut charakterisiert war. Durch die Zunahme der Feuchtezeiger *Primula elatior*, *Deschampsia cespitosa* und *Lychnis flos-cuculi* wird die *Polygonum bistorta*-Subassoziatio des Geranio-Trisetetum dagegen etwas besser gekennzeichnet. Insgesamt erhöhten sich die Artenzahlen in den Vegetationsaufnahmen.

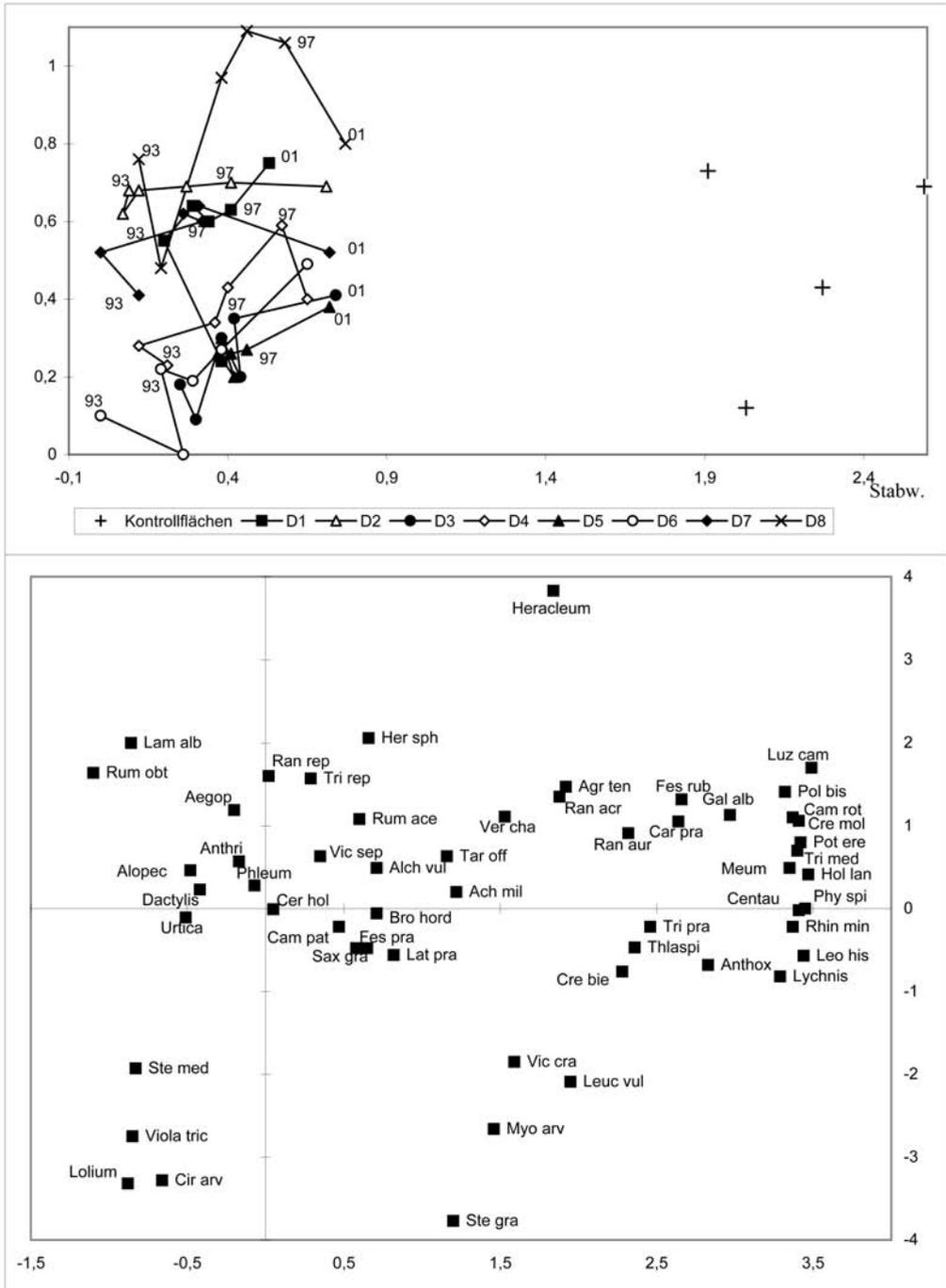


Abb. 5 Vegetationsentwicklung von ehemaligem Intensivgrünland am Geisingberg - Ordination (DCA) der Probestellen D1–D8 im Vergleich zu den Kontrollflächen

Tab. 6 Vegetationsentwicklung einer ehemals intensiv beweideten Fläche am Geisingberg (Fläche D) nach zweischü-
riger Mahd 1993–2001

Aufnahmejahr	93	94	95	96	97	01	Aufnahmejahr	93	94	95	96	97	01
Anzahl der Aufnahmen	8	8	8	8	8	8							
∅ Vegetationsdeckung	100	100	100	100	100	100							
∅ Artenzahl Gefäßpfl.	17,1	18,3	21,9	23,6	24,1	31,4							
∅ Artenzahl Moose	0	0	1,1	1,1	1,1	1,0							
*Rumex acetosa		38	100	100	100	100	Poa trivialis	100	100	100	100	100	75
*Trifolium repens	25	13	50	63	100	100	Anthriscus sylvestris	100	100	100	100	100	75
Achillea millefolium	50	75	75	75	75	100	Lamium album	38	38	50	63	63	13
*Vicia sepium	50	100	100	100	100	100	Rumex obtusifolius	50	25	38	50	25	13
*Ranunculus repens	38	25	50	50	50	100	Lolium perenne	25			13		
*Bromus hordeaceus		25	63			100	Senecio ovatus	13	13				
*Ranunculus acris	13	25	88	75	88	100	Galeopsis tetrahit	13					
*Agrostis capillaris	88	50	63	100	100	100	Elymus repens	13					
*Festuca pratensis	13	25	38	75	75	88	Viola tricolor	25	38	13	25	13	25
Veronica chamaedrys	38	25	63	50	75	88	Stellaria media				38		
*Festuca rubra		13			50	88	Stellaria graminea	13	13	25	13	13	
*Ranunculus auricomus				13	13	88	Cirsium arvense	13	13	13	13	13	
Vicia cracca	38	38	38	50	50	63	Crepis biennis	13	13		13	13	13
*Trifolium pratense					63	63	Hypericum maculatum		13	13	13	13	13
*Anthoxanthum odoratum					63	63	Anemone nemorosa				13	13	
Heracleum sphondylium	13		13	25	25	50	Meum athamanticum			13			
Thlaspi caerulescens					50	50	Holcus mollis						13
Cardamine pratensis					38	38	Veronica serpyllifolia						13
Myosotis arvensis					38	38	Pimpinella major					13	13
Saxifraga granulata			13	13	13	25	Polygonum bistorta				13		13
Alopecurus pratensis	100	100	100	100	100	100	Primula elatior					13	13
*Dactylis glomerata	100	100	100	100	100	100	Trifolium spadicum					13	
Phleum pratense	100	100	100	100	100	100	Galium album						13
Veronica arvensis	100	100	100	100	100	100	Moose						
Alchemilla vulgaris	100	100	100	100	100	100	Eurhynchium striatum			100	100	100	100
Taraxacum officinale	100	88	100	100	100	100	Atrichum undulatum			13			
Campanula patula	88	88	75	100	100	100	Cirriphyllum piliferum				13		
Lathyrus pratensis	88	100	88	88	88	100							
Aegopodium podagraria	75	100	100	100	100	100							
Cerastium holosteoides	75	75	100	100	100	100							
Leucanthemum vulgare	75	50	38	50	50	88							
Urtica dioica	75	88	63	63	63	63							

* = signifikante Zunahme, -* = signifikante Abnahme ($p < 0,05$, unter Berücksichtigung der Deckungsgrade)

4 DISKUSSION

4.1 Abiotische Faktoren

Die Nährstoffgehalte (vor allem P- und K- Werte) der untersuchten ehemals gedüngten und intensiv beweideten Fläche D sowie der ehemals extensiv beweideten Fläche C am Geisingberg ähneln den Werten der artenreichen Bergwiesen und weisen auf relativ nährstoffarme Bodenverhältnisse hin. Eine Aushagerung deuten insbesondere die im Vergleich zu Messungen aus den 1960er Jahren niedrigen pH-Werte (4,7–5,0 im Vergleich zu 5,5–6,0) und Phosphat-Konzentrationen (1,5–1,6 mg/100g im Vergleich zu 4–7 mg/100g) der ehemals gedüngten und intensiv beweideten Fläche D an. Ausgehagerte Grünlandflächen in süddeutschen Feuchtwiesen zeichnen sich durch ähnliche Phosphat-Werte aus (vgl. BIEWER et POSCHLOD 1997, KAPFER 1995). Die Aussagekraft der Bodenwerte wird aber dadurch begrenzt, daß die Nährstoffkonzentrationen im Boden nicht unbedingt mit den tatsächlich pflanzenverfügbaren übereinstimmen müssen (vgl. VOGEL 1981, SCHIEFER 1984, KAPFER 1993). Die Brachflächen (Fläche A und B) weisen vergleichbare Verhältnisse

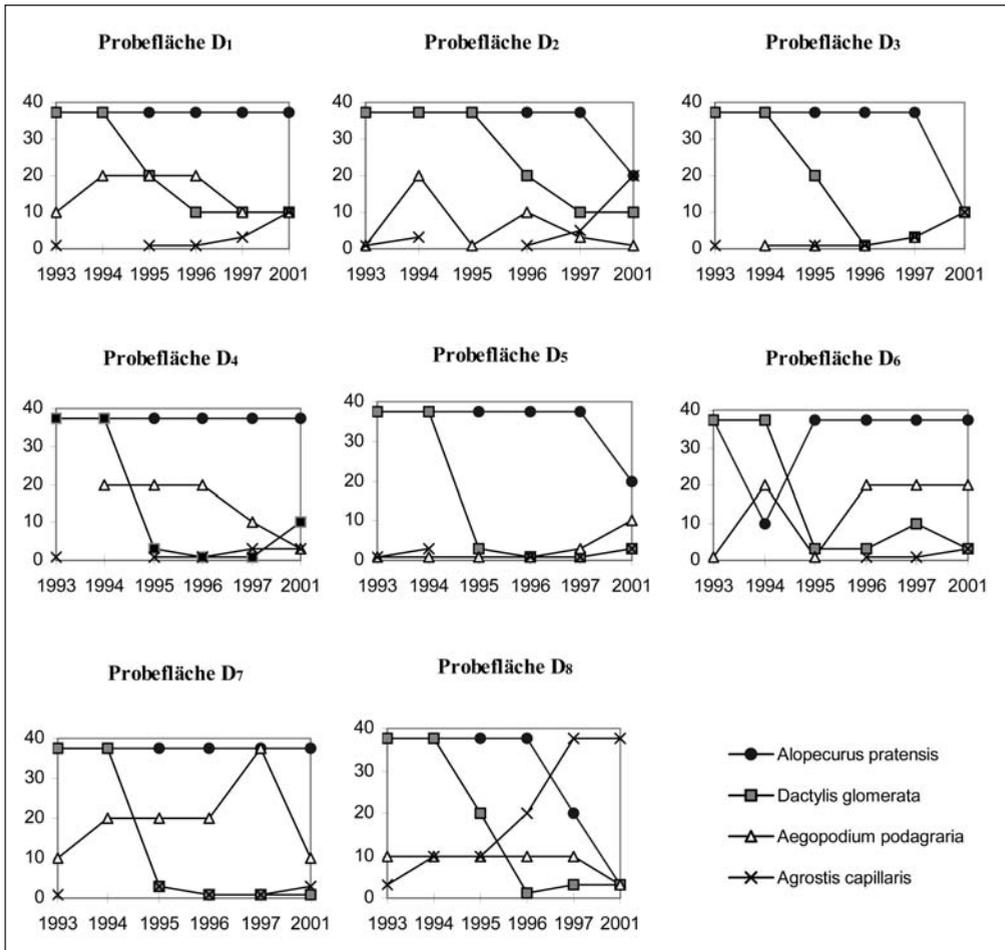


Abb. 6 Entwicklung der Deckungsgrade ausgewählter Arten der Probeflächen D1–D8 am Geisingberg (Deckungsgrade: 3 = im Mittel 37,5 %, 2b = im Mittel 20 %, 2a = im Mittel 10 %, 2m = im Mittel 3 %, 1 = im Mittel 1 %)

wie die artenreichen Bergwiesen auf, unterscheiden sich aber teilweise durch die niedrigeren pH-Werte (s. Tab. 2).

4.2 Regeneration von Bergwiesen-Brachen (Flächen A und B)

Die Wiederaufnahme der Mahd auf brachliegenden oder ehemals aufgeforsteten Standorten am Geisingberg hat in einem relativ kurzen Zeitraum zur Regeneration von Phytozönosen geführt, die Gesellschaften des Violion und Polygono-Trisetion entsprechen (s. Abb. 7). Bemerkenswert ist dabei besonders die Ansiedlung oder Ausbreitung zahlreicher Pflanzenarten der Bergwiesen und Borstgrasrasen sowie weiterer Magerkeitszeiger (Tab. 8). Ähnliche Entwicklungen wurden bereits für brachgefallene Kalkmagerrasen (POSCHLOD et JORDAN 1992, KIEFER et POSCHLOD 1996), Feuchtwiesen (MÜLLER et POSCHLOD 1997, ROSENTHAL et al. 1998) und Heiden (WILLEMS 1988) nach Wiederaufnahme der Nutzung nachgewiesen. Die von der Intensivierung der Nutzung ausgenommene Fläche A entwickelt sich deutlich zum Polygalo-Nardetum entsprechend ihrer

Tab. 7 Entwicklung der Stetigkeit ausgewählter Arten in den Kontrollflächen (Polygalo-Nardetum und Geranio-Trisetetum, *Polygonum bistorta*-Subassoziation)
 Höhe: 690–745 m, Exposition NNW-O, Neigung 12–18°, Nutzung: Wiese

Aufnahmejahr	1993	1994	1995	1996	1997
Ø Artenzahl Gefäßpflanzen	30,6	30,25	33,0	34,9	36,4
Ø Artenzahl Moose	3,0	5,0	5,75	5,75	6,9
<i>Deschampsia cespitosa</i>				38	38
<i>Stellaria graminea</i>		13	38	50	38
<i>Holcus mollis</i>		13	13	25	25
<i>Festuca pratensis</i>	13			38	38
<i>Leontodon autumnalis</i>	13	25	38	38	38
<i>Veronica chamaedrys</i>	13	38	38	38	38
<i>Cerastium holosteoides</i>	13	38	63	50	50
<i>Helictotrichon pubescens</i>	13	50	50	50	50
<i>Achillea millefolium</i>	25	75	63	63	88
<i>Primula elatior</i>	25	38	50	50	50
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	25	50	63	50	50
<i>Rumex acetosa</i>	25	25	25	50	50
<i>Centaurea pseudophrygia</i>	63	63	75	88	88
<i>Briza media</i>	63	63	63	38	88
<i>Crepis mollis</i>	38	50	38	25	50
<i>Trifolium medium</i>	38	38	38	25	50
<i>Knautia arvensis</i>	38	38	63	38	50
<i>Poa pratensis</i>	25	25	25	50	38
<i>Holcus lanatus</i>	75	63	88	63	75
<i>Lathyrus pratensis</i>	38	25	50	50	38
<i>Leucanthemum vulgare</i>	38	38	25	50	25
<i>Rhinanthus minor</i>	100	75	75	100	88

stark sauren Standorte. Die Fläche B, die vor dem Brachfallen beweidet und etwas gedüngt wurde, entspricht derzeit artenarmen Beständen des Geranio-Trisetetum, die ebenfalls oft auf stark sauren Wiesenstandorten vorkommen (HACHMÖLLER 2000). Dabei wirkt sich die Beweidung der Fläche mit Schafen nach der Mahd auf die Bergwiesen-Regeneration offensichtlich positiv aus. Im Vergleich zu den artenreichen Bergwiesen fehlen hier jedoch zahlreiche Magerkeitszeiger, und diverse Arten der Berg- und Frischwiesen kommen (noch) in relativ niedriger Stetigkeit vor. Der Anstieg der Reaktionszahlen weist auf die Zunahme von Wiesenarten nach der Wiederaufnahme der Nutzung und nicht auf einen geänderten Bodenchemismus hin (vgl. Tab. 2). Unter den Arten, die auf den ehemaligen Brachen zugenommen haben, finden sich sowohl solche mit dauerhafter als auch mit kurzlebiger Diasporenbank. Viele Magerkeitszeiger und Arten der Borstgrasrasen gelten anhand ihrer ökologischen Strategie als standorttreue „stress-tolerators“ (vgl. Tab. 8).

Floristische Unterschiede, wie sie z. B. zwischen der Fläche A und den Kontrollflächen der *Nardus stricta*-Subassoziation des Geranio-Trisetetum bezüglich der Ansiedlung einiger Wiesenarten sichtbar sind (Tab. 9), werden in Grünlandbeständen auf ehemaligen Aufforstungsflächen oft auf den fehlenden Eintrag von Diasporen zurückgeführt (z.B. POSCHLOD et JORDAN 1992, MÜLLER et POSCHLOD 1997). In diesem Zusammenhang erscheint es bemerkenswert, daß Arten wie *Lotus corniculatus* und *Rhinanthus minor* erst 2001 auf der Fläche A auftraten. Arten frischer, mäßig nährstoffreicher Wiesenstandorte wie *Alchemilla vulgaris*, *Crepis mollis*, *Cerastium holosteoides* und *Lathyrus pratensis* können aber auch aufgrund ihrer Standortansprüche auf der Fläche A weniger häufig sein als auf den Kontrollflächen. Eine Entwicklung zu den sehr artenreichen Beständen der *Nardus stricta*-Subassoziation des Geranio-Trisetetum erscheint am ehesten auf den Teilen der Fläche A denkbar, die etwas höhere pH-Werte aufweisen als die übrige Fläche (s. Tab. 2).

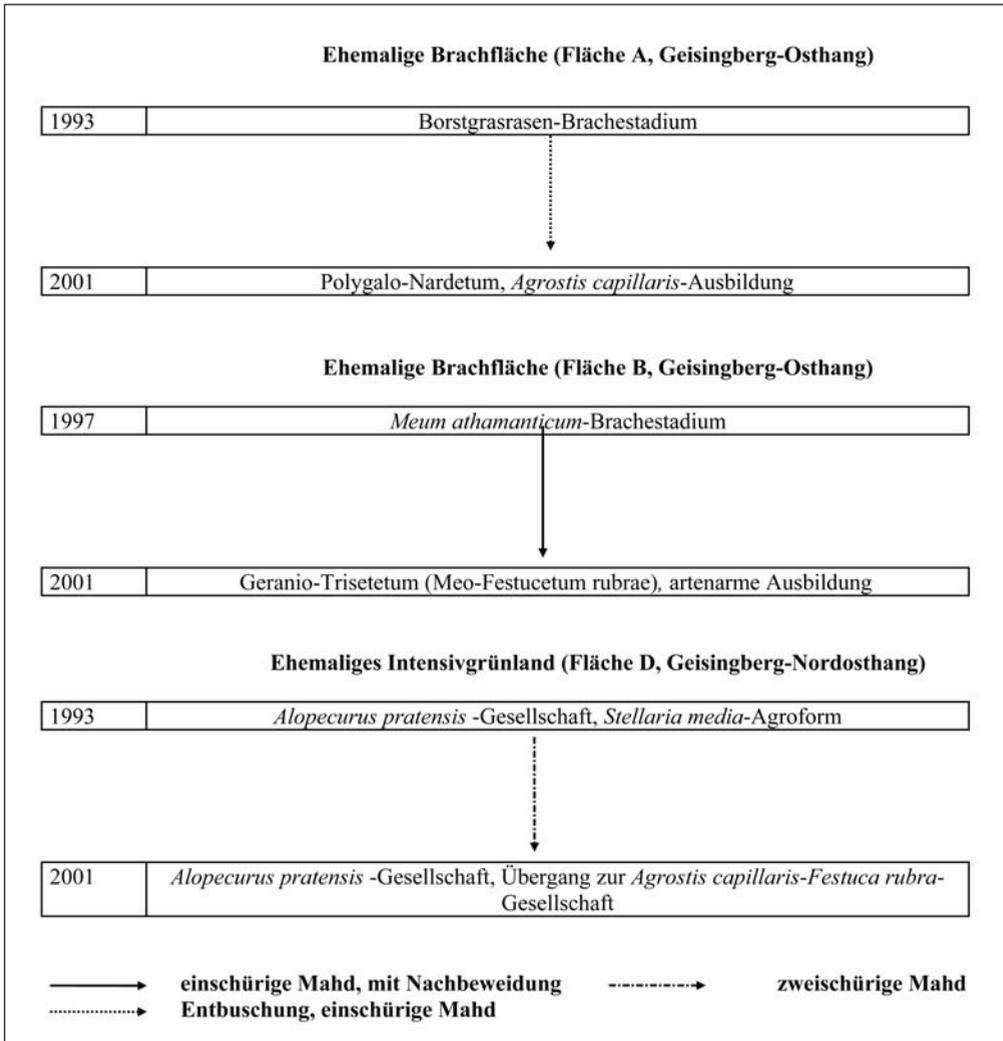


Abb. 7 Veränderungen der pflanzensoziologischen Zuordnung vorher brachgefallener bzw. beweideter Flächen am Geisingberg von 1993–2001

4.3 Regeneration ehemals beweideter Bergwiesen (Fläche C)

Auf der ehemals beweideten Bergwiese zeigte sich nach Wiederaufnahme der Mahd auch nach 9 Jahren nicht die erhoffte Entwicklung zum Ziel-Vegetationstyp einer *Trollius europaeus*-Variante der *Polygonum bistorta*-Subassoziation des Geranio-Trisetetum. Hier sind im Vergleich zu den Kontrollflächen Nährstoffzeiger deutlich häufiger, während diverse Magerkeitszeiger seltener sind oder fehlen (Tab. 9). Viele dieser Arten bilden keine dauerhafte Diasporenbank, können aber von den Diasporen profitieren, die auf der Fläche selbst ausfallen oder durch Mähgeräte transportiert werden (s. Tab. 8). Die Feuchte- und Nährstoffzahlen (s. Abb. 3) deuten darauf hin, daß die Fläche C den Übergang der Bergwiese (Geranio-Trisetetum) zur Wiesenknöterich-Feuchtwiese (*Polygonum bistorta*-Gesellschaft) markiert und sowohl feuchtere als auch nährstoffreichere Standortverhältnisse als die *Polygonum bistorta*-Subassoziation des Geranio-Trisetetum aufweist.

Tab. 8 Zusammenfassung der Entwicklung einzelner Arten in den Dauerbeobachtungsflächen

Wuchsform	Art	Sb.	Ausbr.	Str.	Soz.	A	B	C	D	K
H caesp	<i>Nardus stricta</i>	1-2	a, t	S	N	++*				
H caesp rhiz b	<i>Galium pumilum</i>	1 (4)	t		N	++*				
H caesp	<i>Danthonia decumbens</i>	1-2	t	S	N	+				
C caesp	<i>Calluna vulgaris</i>	3	t	SC	N	++*				
H caesp	<i>Carex pilulifera</i>	3	t, r	S	N	+++*				
H rept rhiz	<i>Lathyrus linifolius</i>	1		S/CSR	N	+				
C	<i>Veronica officinalis</i>	2-3	t	S/CSR	N	+				
H caesp	<i>Luzula luzuloides</i>	2			Fg.	*				
H caesp rhiz b	<i>Luzula campestris</i>	3	t, r	S/CSR	M	+++*				
H caesp	<i>Briza media</i>	1/4	t	S	M	+++*				+
H caesp rhiz	<i>Rumex acetosella</i>	3	t	SR/CSR	M	+				
H sem rhiz b	<i>Sanguisorba officinalis</i>	1			MA	+				
G rhiz	<i>Holcus mollis</i>	1		C	B	+++*			n	+
H caesp	<i>Holcus lanatus</i>	3	a, t, r	CSR	MA	+++*				
T	<i>Rhinanthus minor</i>	2 (3)	a, t	R/SR	MA	n				
H caesp	<i>Lotus corniculatus</i>	3	t	S/CSR	MA	n				
H rept stol l	<i>Hypericum maculatum</i>	2-3		CR/CSR	M	+++*	++			
H caesp rhiz b	<i>Campanula rotundifolia</i>	2 (3)	t	S	M	+++*	+			
H scap	<i>Leucanthemum vulgare</i>	3	t	CR/CSR	A	+	n		+	
H caesp	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1-3	a, t, r	SR/CSR	W	+++*		+	+++*	
H rept rhiz l	<i>Agrostis capillaris</i>	3	a, t, r	CSR	W	+++*			*	
H rept rhiz l	<i>Festuca rubra</i>	1-3	a, t	CSR	MA	++*	++*		+++*	
H rept rhiz l	<i>Achillea millefolium</i>	3	t, r	CR/CSR	A	+	+		+	+
H rept rhiz l	<i>Poa pratensis</i>	3	a, t, r	CSR	MA	+	++			
H scap	<i>Campanula patula</i>	3			A		++			
H caesp	<i>Arrhenatherum elatius</i>	2/4	a	C/CSR	A		++			
H rept rhiz l	<i>Galium album</i>	2/4	t		A		+		n	
H caesp rhiz b	<i>Alchemilla vulgaris</i>	1/3	t		A		+++*			
H caesp	<i>Centaurea pseudophrygia</i>	-	a		PT		+			
H sem	<i>Crepis mollis</i>	-			PT		n			
H sem	<i>Cirsium helenioides</i>	-			PT		n			
H ros rhiz b	<i>Primula elatior</i>	1	t		W			+++*	n	
G rhiz	<i>Anemone nemorosa</i>	1	r	S/SR	W			+++*		
H sem	<i>Cirsium palustre</i>	3	a, t, r	CSR	Mol.		n	++		
H caesp rhiz b	<i>Helictotrichon pubescens</i>	1-2	t	S/CSR	A			+		+
H caesp	<i>Trisetum flavescens</i>	1/4	t, r	CSR	A			+++*		
H caesp	<i>Phleum pratense</i>	3	t, r	CSR	MA			+		
H caesp	<i>Alopecurus pratensis</i>	3	a	C/CSR	MA			*		
H ros	<i>Taraxacum officinale</i>	3	a, t, r	R/CSR	W		+++*	+		
H caesp	<i>Anthriscus sylvestris</i>	2	a	CR	MA		++	++*		
C caesp rhiz	<i>Veronica chamaedrys</i>	3	t	S/CSR	W		+++*	+	++	+
H caesp	<i>Festuca pratensis</i>	1-2	a, t	CSR	MA		+	++	+++*	+
H caesp rhiz b	<i>Rumex acetosa</i>	3	a, r	CSR	MA		*	+++*	+++*	+
H sem	<i>Cardamine pratensis</i>	3	t	R/CSR	MA	n		+++*	+	
H sem rhiz b	<i>Ranunculus auricomus</i>	1-3		S/SR	W			+	+++*	
H caesp rhiz l	<i>Vicia sepium</i>	1 (3)	t	C/CSR	W			+	++*	
C caesp rhiz	<i>Cerastium holosteoides</i>	3	t, r	R/CSR	MA			+	++*	+
H rept rhiz l	<i>Vicia cracca</i>	3	a	C/CSR	MA			+	+	
H	<i>Thlaspi caerulescens</i>	-			PT				++	
H scap	<i>Saxifraga granulata</i>	2-3			A				+	
C rept	<i>Trifolium repens</i>	3	t	CR/CSR	MA				+++*	
H sem	<i>Ranunculus acris</i>	1-3	a, t	CSR	MA		+		+++*	
H caesp	<i>Trifolium pratense</i>	3	a, t	CSR	MA	n			+++*	
H rept rhiz l	<i>Lathyrus pratensis</i>	2-3	t	CSR	MA				+	
H scap	<i>Heracleum sphondylium</i>	3	a, t	CR	MA				+	
H rept	<i>Ranunculus repens</i>	3	a, t	CR	W				+++*	
T	<i>Bromus hordeaceus</i>	3	a, t, r	R	W				+++*	

Fortsetzung Tab. 8

Wuchsform	Art	Sb.	Ausbr.	Str.	Soz.	A	B	C	D	K
H brev	<i>Myosotis arvensis</i>	3	t	R/SR	R				+	
C rept stol	<i>Veronica serpyllifolia</i>	3	t	R/CSR	C				n	

Arten mit Abnahmen von Stetigkeit bzw. Deckungsgrad in ausgewählten Dauerbeobachtungsflächen

Wuchsform	Art	Sb.	Ausbr.	Str.	Soz.	A	B	C	D	K
H scap	<i>Senecio ovatus</i>	1	r	R/CSR	B	--*				
T	<i>Galeopsis tetrahit</i>	3	a, t	R/CR	B	--				
H rept rhiz l	<i>Stellaria graminea</i>	3	t	CSR	MA		-			
H caesp	<i>Dactylis glomerata</i>	1-3	a, t, r	C/CSR	MA	+		++	-*	
H caesp	<i>Rumex obtusifolius</i>	3	a, t	CR	R				-	
H caesp	<i>Lolium perenne</i>	1-3	a, t	CR/CSR	MA				-	
H	<i>Lamium album</i>	3		CR	R				-	
T	<i>Viola tricolor</i>	3	a, t	R/SR	R				-	

Tab. 9 Floristische Unterschiede ausgewählter Dauerbeobachtungsflächen zu den Kontrollflächen

Wuchsform	Art	Sb.	Ausbr.	Str.	Soz.	A	C
H ros stol l	<i>Hieracium pilosella</i>	1-2 (3)	t, r	S/CSR	M	x	
H rept rhiz l	<i>Trifolium medium</i>	1?	r	SC/CSR	M	x	
H caesp rhiz b	<i>Alchemilla vulgaris</i>	1/3	t		A	x	
H sem	<i>Crepis mollis</i>	-			PT	x	
H sem	<i>Ranunculus acris</i>	1-3	a, t	CSR	MA	x	
C caesp rhiz	<i>Cerastium holosteoides</i>	3	t, r	R/CSR	MA	x	
H sem	<i>Ranunculus acris</i>	1-3	a, t	CSR	MA	x	
H caesp	<i>Polygala vulgaris</i>	1 (2)		S	N	x	x
H ros	<i>Leontodon hispidus</i>	1-2 (3)	t	S	MA	x	x
H caesp	<i>Lotus corniculatus</i>	3	t	S/CSR	MA	x	x
H ros	<i>Plantago lanceolata</i>	3	a, t	CSR	MA	x	x
T	<i>Rhinanthus minor</i>	2 (3)	t	R/SR	MA	x	x
H caesp	<i>Trifolium pratense</i>	3	a, t	CSR	MA	x	x
H caesp	<i>Nardus stricta</i>	1-2	a, t	S	N		x
H caesp rhiz b	<i>Potentilla erecta</i>	3	t	S/CSR	M		x
H caesp rhiz b	<i>Luzula luzuloides</i>	2/4			M		x
H caesp rhiz b	<i>Luzula campestris</i>	3	t, r	S/CSR	M		x
H caesp	<i>Briza media</i>	1/4	t	S	M		x
H scap	<i>Leucanthemum vulgare</i>	3	t	CR/CSR	A		x
H scap	<i>Saxifraga granulata</i>	2-3			A		x
H ros	<i>Leontodon autumnalis</i>	1-3	a, t	R/CSR	C		x
H caesp	<i>Cynosurus cristatus</i>	1/4	a, t	CSR	C		x
H caesp	<i>Trifolium pratense</i>	3	t	CSR	MA		x
G bulb	<i>Dactylorhiza majalis</i>	-	a		Mol		x

Wuchsform: nach SCHIEFER (1981), ROSENTHAL (1992) u.a.**Sb.** = Samenbank nach THOMPSON et al. (1997), 1 = vorübergehend, 2 = wenige Jahre dauerhaft, 3 = dauerhaft, 4 = Zuordnung nicht klar**Ausbr.** = Samenverbreitung u.a. nach MÜLLER-SCHNEIDER (1986), FISCHER (1987), FISCHER et al. (1995), STENDER et al. (1997), STRYKSTRA et al. (1997): a = agochor (z. B. durch Mähgeräte), r = Diasporenregen, t = Verbreitung durch Weidetiere einschließlich Wild**Str.** = ökologische Strategietypen nach GRIME et al. (1988): C = competitors, S = stress-tolerators, R = ruderals
Soz. = Soziologie (u.a. nach OBERDORFER 1994): N = Nardetalia, A = Arrhenatheretalia, PT = Polygono-Trisetion, C = Cynosurion, Mol. = Molinetalia, MA = Molinio-Arrhenatheretea, W = Wiesen, M = Magerkeitszeiger, B = Brachezeiger, Fg. = Fagion**Probeflächen:** A, B = ehemalige Brachflächen; C = ehemalige Weide, D = ehemaliges Intensivgrünland, K = Kontrollflächen**Entwicklung der Stetigkeit:** ++ = $\geq 50\%$ Zunahme, + = $\geq 25\%$ Zunahme, -- = $\geq 50\%$ Abnahme, - = $\geq 25-50\%$ Abnahme, * = signifikante Zunahme, -* = signifikante Abnahme ($p > 0,05$, unter Berücksichtigung der Deckungsgrade)

Hochwüchsige Gräser profitierten auch in anderen Fällen zunächst von der Wiederaufnahme der Mahd auf vorher beweideten Flächen (z. B. KAPFER 1993, BRANDT 1996, SCHRAUTZER et TREPPEL 1997). Die Dominanz hochwüchsiger Gräser wie *Alopecurus pratensis* kann nach OOMES et ALTENA (1987) und ROSENTHAL (1992) lange bestehen bleiben. Der Aufwuchs, der sich im Herbst nach einer einschürigen Mahd bildet, kann sich negativ auf das Wachstum niedrigwüchsiger Arten auswirken. Eine häufigere (2-3malige) Mahd bzw. Mahd mit Nachbeweidung führt eher zu solchen Standortbedingungen (z.B. Licht, Temperaturamplitude, mechanische Schädigung, Nährstoffentnahme), die Keimung und Wachstum niedrigwüchsiger und lichtbedürftiger, sich überwiegend generativ regenerierender Arten wie *Leucanthemum vulgare* und *Cynosurus cristatus* fördern. Auf feuchten Standorten wie der Fläche C erscheint aber eine zweimalige Mahd aus naturschutzfachlicher Sicht oft problematisch, da sie sich negativ auf das Vorkommen von Zielarten wie *Trollius europaeus* sowie den hier lebenden Wiesenbrütern unter den Vogelarten wie *Crex crex*, *Saxicola rubetra* und *Anthus pratensis* auswirken könnte (vgl. HACHMÖLLER et al. 2001).

4.4 Vegetationsentwicklung im ehemaligen Intensivgrünland (Fläche D)

Die untersuchte Fläche hat bis 2001 eine Vegetationsentwicklung von einer ruderalisierten „*Stellaria media*-Agroform“ junger, erst durch intensive Nutzung entstandener Fuchsschwanzwiesen („*Ranunculus repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft“ nach DIERSCHKE 1997) zu einer relativ artenreichen *Agrostis tenuis*-Ausbildung der *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft vollzogen (s. Abb. 5–7). Die zunächst zu beobachtende Ausbreitung bzw. Neuansiedlung weit verbreiteter Molinio-Arrhenatheretea-Arten (s. Tab. 8) kann als erste Phase der Entwicklung von ehemaligem Intensivgrünland nach der Umstellung auf eine extensive Wiesennutzung interpretiert werden (vgl. BAKKER 1989, KAPFER 1988, 1993). Durch die Zunahme von *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis capillaris* und *Festuca rubra* sowie mehrerer Magerkeitszeiger zeigen sich etwa zehn Jahre nach der Nutzungsumstellung auf Mahd ohne Düngung Trends der Entwicklung zu einer relativ artenreichen *Festuca rubra*-*Agrostis tenuis*-Gesellschaft. Daß dabei viele kleinwüchsige Arten zugenommen haben, die größtenteils auf eine generative Regeneration angewiesen sind, spricht für die erfolgreiche Aushagerung dieser Wiese durch zweischürige Mahd. Im Vergleich zu anderen Aushagerungsversuchen (z.B. BRIEMLE 1999) erscheint besonders der Anstieg der Artenzahlen von 1997 bis 2001 bemerkenswert.

Andererseits haben sich bisher auf der untersuchten Fläche im ehemaligen Intensivgrünland nur wenige Arten angesiedelt, die für artenreiche Bergwiesen typisch sind, z.B. *Thlaspi caerulescens*, oder sie kommen bisher nur in einzelnen Exemplaren vor (vgl. Abb. 5). Mehrere Arten, die zugenommen haben bzw. neu aufgetreten sind, tendieren anhand ihrer ökologischen Strategie sowie der zumeist langlebigen Diasporenbank eher zu ruderalen Standorten (Tab. 8). Die Ansiedlung bzw. Ausbreitung weiterer Arten der Bergwiesen hängt u.a. davon ab, ob sich Arten aus benachbarten artenreichen Wiesen oder über bestimmte Ausbreitungsmedien wie z. B. Mähgeräte aus entfernteren Wiesenbeständen etablieren können. Im Falle der Fläche D kann es sich positiv auswirken, daß sie bisher nicht zu stark ausgehagert und versauert ist (Tab. 2) und in ihrem oberen Teil unmittelbar an artenreiche Bestände des Geranio-Trisetetum angrenzt. So könnte die Bestandumschichtung auch durch die vegetative Ausbreitung von Arten oder die Einwehung von Diasporen erfolgen (vgl. POSCHLOD et JORDAN 1992, KIEFER et POSCHLOD 1996). Wenn dies ausbleibt, kann die Entwicklung auch zu einer mäßig artenreichen, ruderalisierten Rotstraußgras-Rotschwingelwiese führen. Erst durch die Fortführung der Dauerbeobachtungen kann ermittelt werden, inwieweit sich die Vegetation der Fläche wirklich aus dem gegebenen Standort und Diasporenpotenzial bzw. bewirtschaftungsbedingten Ausbreitungsprozessen (Transport durch Mähgeräte oder Weidetiere) zu einer artenreichen Bergwiese entwickelt, oder ob zusätzliche Maßnahmen wie Aufbringen von Mähgut oder Kalkung notwendig sind.

4.5 Schlußfolgerungen

Die Entwicklung der untersuchten Dauerbeobachtungsflächen am Geisingberg hat gezeigt, daß sich brachgefallene Grünlandstandorte durch eine Wiederaufnahme der Wiesennutzung in Kombination mit Entbuschung relativ schnell in schutzwürdige und artenreiche Grünlandgesellschaften überführen lassen.

Unter diesen Bedingungen können sich floristisch vielfältige Bestände des Violion und Polygono-Trisetion entwickeln. Der Vegetationswandel von intensiver genutztem montanen Grünland zu Gesellschaften nährstoffarmer Standorte nimmt längere Zeiträume in Anspruch. Nach RIECKEN et al. (1994) sind Bergwiesen und Borstgrasrasen schwer regenerierbar, d.h. ihre Regeneration erfordert lange Zeiträume (15–150 Jahre). Nach den eigenen Untersuchungen ist auf ehemals brachgefallenen oder aufgeförfsteten Standorten die Regeneration mäßig artenreicher Bergwiesen und Borstgrasrasen kurzfristig, d.h. in Zeiträumen von ca. 5 Jahren möglich. Die Regeneration relativ artenreicher Bergwiesen aus Intensivgrünland dagegen erscheint durch Aushagerung eher mittel- bis langfristig, d.h. in Zeiträumen von einem bis mehreren Jahrzehnten denkbar. Sie kann aber auch zu Stadien führen, in denen die meisten Arten der Bergwiesen fehlen und die eher den Rotschwengel-Rotstraußgraswiesen entsprechen. Für die Aushagerung erscheint auf den untersuchten Standorten eine zweischürige Mahd bzw. eine Mahd mit Nachbeweidung besser geeignet als die einschürige Mahd.

Bei der Regeneration von Grünland müssen Ausbreitungsprozesse (vgl. BONN et POSCHLOD 1998) sowie das Biotoppotential der Regenerationsflächen mit ihren abiotischen Standorteigenschaften, Konkurrenzverhältnissen sowie ihrer Diasporenbank berücksichtigt werden. Auf ausgehagerten Wiesen können sich vor allem Arten mit dauerhaftem Diasporenpotential und mit leichter Ausbreitung durch Wind (von angrenzenden artenreichen Wiesen) oder Mähgeräte etablieren. Artenreiche Bergwiesen können nach den vorliegenden Untersuchungen vor allem auf Standorten entstehen, die mager, aber nicht zu stark sauer sind, d.h. zumindest pH-Werte um 4,5 aufweisen, zumal nach BRIEMLE (1998) vor allem die typischen Kräuter der Glatthafer- und Goldhaferwiesen auf eine Mindestversorgung mit Nährstoffen angewiesen sind. Dies gilt insbesondere vor dem Hintergrund der hohen Immissionsbelastung der oberen Lagen im Osterzgebirge durch benachbarte böhmische Braunkohlekraftwerke bis Anfang der 1990er Jahre, deren Auswirkungen im Gebiet anhand der vielfach niedrigen pH-Werte noch deutlich sind (Tab. 2). Auf stärker sauren, ebenfalls mageren Standorten, kann die Regeneration von Borstgrasrasen angestrebt werden. Auf stark sauren Standorten im ehemaligen Intensivgrünland werden sich ohne Kalkung oder Düngung wahrscheinlich relativ artenarme Rotschwengel-Rotstraußgraswiesen entwickeln.

5 ZUSAMMENFASSUNG

HACHMÖLLER, B.; BÖHNERT, W.; SCHMIDT, P.: Vegetationsentwicklung von Bergwiesen-Regenerationsflächen am Geisingberg im Osterzgebirge - Bewertung mit Hilfe vegetationskundlicher Dauerbeobachtungsflächen. - *Hercynia N.F.* **36** (2003): 171–195.

Die Regeneration von Bergwiesen (Polygono-Trisetion) und Borstgrasrasen (Violion) wurde im NSG Geisingberg in Sachsen untersucht. Das Gebiet ist Bestandteil des vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit geförderten Naturschutzgroßprojektes „Bergwiesen im Osterzgebirge“. In ehemaligen Brachflächen und ehemaligen Intensivweiden wurden insgesamt 40 Dauerbeobachtungsflächen von 25 m² Größe zwischen 1993 und 1997 jährlich und dann noch einmal 2001 untersucht. Durch einen Vergleich der Regenerationsflächen mit angrenzenden artenreichen Bergwiesen anhand von Vegetationstabellen, Zeigerwerten nach ELLENBERG und einer Ordination (DCA) wird ermittelt, ob sich die Vegetationsentwicklung der Regenerationsflächen benachbarten artenreichen Bergwiesen annähert.

Ehemalige Brachflächen zeigen bereits nach wenigen Jahren eine Tendenz zur Regeneration von Bergwiesen und Borstgrasrasen. Viele Charakterarten dieser Gesellschaften und Magerkeitszeiger haben hier in Stetigkeit und Deckungsgrad zugenommen. Sowohl die Zeigerwerte nach ELLENBERG als auch die Ordination (DCA) verdeutlicht eine zunehmende Ähnlichkeit der Vegetation zu benachbarten artenreichen Wiesen. Einige Arten dieser Bestände fehlen aber nach wie vor auf den Regenerationsflächen. In ehemaligen Intensivweiden wurde ebenfalls ein deutlicher Anstieg der Artenzahl festgestellt. Diese Wiesen zeigen heute nach mehrjähriger zweischüriger Mahd eine Entwicklung zu relativ artenreichen Rotstraußgras-Rotschwengelwiesen. Bisher haben sich hier aber nur wenige Bergwiesen-Charakterarten angesiedelt, und es kommen noch viele Arten der Fettwiesen und Arten ruderaler Standorte vor. Ob eine Regeneration von Bergwiesen

auf diesen Standorten, vor allem in der Nähe von artenreichen Bergwiesen möglich ist, kann nur durch weitere Untersuchungen und Versuche zur Anwendung weiterer Maßnahmen wie dem Aufbringen von Mähgut oder einer vorsichtigen Kalkung oder Düngung ermittelt werden.

6 LITERATUR

- ARENS, R.; NEFF, R. (1997): Versuche zur Erhaltung von Extensivgrünland - aus dem wissenschaftlichen Begleitprogramm des Bundesamtes für Naturschutz „Renaturierung des NSG Rotes Moor/Rhön“. - Angew. Landschaftsökol. H. 13..
- BAKKER, J.P. (1989): Nature management by grazing and cutting - on the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. - *Geobotany* **14**.
- BERNHARDT, A. (1986): Naturräume der sächsischen Bezirke: Osterzgebirge. - *Sächs. Heimatbl.* **32** (5): 213–215.
- BIEWER, H.; POSCHLOD, P. (1997): Regeneration artenreicher Wiesen im Federseeried. Vegetation, Standorte und Bestandsdynamik nach Diasporeneintrag. - Projekt „Angewandte Ökologie“ **24**: 1–344. LA Umweltsch. Baden-Württemberg.
- BÖHNERT, W.; HEMPEL, W. (1987): Nutzungs- und Pflegehinweise für die geschützte Vegetation des Graslandes und der Zwergstrauchheiden Sachsens. - *Naturschutzarb. Sachsen* **29**, 3–14.
- BONN, S.; POSCHLOD, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. - Wiesbaden.
- BRANDT, I. (1996): Praktische Grünlandbewirtschaftung - Nutzungsregime, Folgen für den Pflanzenbestand und Nutzergruppen. - *Natursch. u. Landschaftsplan.* **28** (6): 185–188.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. 3. Aufl. - Wien.
- BRIEMLE, G. (1998): Wildpflanzengerechte Nutzung und Pflege des Grünlandes – Praktische Erfahrungen aus dem Grünlandversuchswesen. - *Schr.-R. Vegetationsk.* **29**: 111–122.
- BRIEMLE, G. (1999): Auswirkungen zehnjähriger Grünlandausmagerung. Vegetation, Boden, Biomasseproduktion und Verwertbarkeit der Aufwüchse. - *Natursch. u. Landschaftsplan.* **31** (8): 229–237.
- BRIEMLE, G.; EIKHOFF, D.; WOLF, R. (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. - *Beih. Veröff. Naturschutz Bad. Württ.* **60**: 1–160.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. - Stuttgart.
- DIERSCHKE, H. (1997): Wiesenfuchsschwanz-(*Alopecurus pratensis*-)Wiesen in Mitteleuropa. - *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* **23**: 95–107.
- DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). - Stuttgart.
- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen aus ökologischer Sicht. 4. Aufl. - Stuttgart.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H.E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W.; PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte der Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta Geobotanica* **18**: 1–248.
- FISCHER, A. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. Die Bedeutung von Samenbank und Samenniederschlag für die Wiederbesiedlung vegetationsfreier Flächen in Wald- und Grünlandgesellschaften. - *Dissertationes Botanicae* Band 110, 1–233.
- FISCHER, S.; POSCHLOD, P.; BEINLICH, B. (1995): Die Bedeutung der Wanderschäferie für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaffrifen. - *Beih. Veröff. Naturschutz Bad.-Württ.* **83**: 229–256.
- GRIME, J.P.; HODGSON, J.G.; HUNT, R. (1988): Comparative Plant Ecology. A functional approach to common British species. - London.
- HACHMÖLLER, B. (2000): Vegetation, Schutz und Regeneration von Bergwiesen im Osterzgebirge - eine Fallstudie zur Entwicklung und Dynamik montaner Grünlandgesellschaften. - *Diss. Botanicae* **338**: 1–300.
- HACHMÖLLER, B.; MENZER, H.; KAFURKE, B.; KÖNIG, B. (2001): Naturschutzgroßprojekt Bergwiesen im Ost-Erzgebirge. - *Natur u. Landschaft.* **76**: 442–453.
- HUNDT, R. (1965): Die Geisingbergwiesen im Osterzgebirge. - *Ber. AG sächs. Bot. NF V/VI*: 155–182.
- KAMMER, P.M. (1998): Erfolgskontrolle im Naturschutz: eine Methode für die repräsentative Überwachung von Pflanzenbeständen mit Dauerflächen. - *Z. Ökol. u. Natursch.* **7**: 99–109.
- KAPFER, A. (1988): Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes – Auslagerung und Vegetationsentwicklung. - *Diss. Botanicae* **120**: 1–144.
- KAPFER, A. (1993): Untersuchungen zur landschaftsökologischen Dynamik, Regeneration und Erhaltung oligotropher Feuchtbiotope. - *Veröff. PAÖ* **7**: 331–345.
- KAPFER, A. (1995): Auswirkungen der Extensivierung von Feuchtgrünland im Hinblick auf die landwirtschaftliche Bewirtschaftbarkeit. - *Veröff. PAÖ* **12**: 235–250.

- KIEFER, S.; POSCHLOD, P. (1996): Restoration of fallow or afforested calcareous grasslands by clear-cutting. A case study of the reestablishment of temporally isolated plant populations. - In: SETTELE, J.; MARGULES, C.; POSCHLOD, P.; HENLE, K. (eds.): Species survival in fragmented landscapes, 209-218. - Kluwer Academic Publishers.
- LONDO, G. (1975): Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. - In: SCHMIDT, W. (Hrsg.): Sukzessionsforschung. - Ber. internat. Sympos. Rinteln 1973: 89-105.
- MÜLLER, J.; POSCHLOD, P. (1997): Wiederbesiedlung von gerodeten Talflächen im Mittelgebirge. - Verh. Ges. f. Ökologie **27**: 63-70.
- MÜLLER-SCHNEIDER, P. (1986): Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. - Veröff. Geobot. Inst. ETH Stiftung Rübel **85**: 260 S.
- OBENDORFER, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora.. 6. überarb. Auflage. - Stuttgart.
- OOMES, M.J.M.; ALTENA, H. J. (1987): Changes in the vegetation of extensively used agricultural grassland caused by cutting date and cutting frequency. - In: Schubert, R.; Hilbig, W.: Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen. - Ber. Internat. Symposium IVV Halle, Wiss. Beitr. Univ. Halle 1987/25: 152-162.
- PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P., BUCHWALD, R. (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern, Teil 1: Methodik der Anlage und Aufnahme. - Ber. ANL, Laufen/Salzach: 41-60.
- POSCHLOD, P.; JORDAN, S. (1992): Wiederbesiedlung eines aufgeforsteten Kalkmagerrasenstandortes nach Rodung. - Z. Ökol. u. Natursch. **1**: 119-139.
- QUINGER, B. (1994): Methoden und Erfahrungen bei der Dauerflächenbeobachtung von Magerrasen-Renaturierungsflächen im bayerischen Alpenvorland. - Schr.-R. Landschaftspf. u. Natursch. **40**: 113-123.
- RIECKEN, U.; RIES, U.; SSYMANK, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. - Schr.-R. Landschaftspf. u. Natursch. **41**: 5-184.
- RIEGER, W. (1996): Ergebnisse elfjähriger Pflegebeweidung von Halbtrockenrasen. - Natur u. Landschaft. **71**: 19-25.
- ROSENTHAL, G. (1992): Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. Vegetationskundliche Untersuchungen auf Dauerflächen. - Diss. Botanicae **182**: 1-283.
- ROSENTHAL, G.; HILDEBRANDT, J.; ZÖCKLER, C.; HENGSTENBERG, M.; MOSSAKOWSKI, D.; LAKOMY, W.; BURFEINDT, I. (1998): Feuchtgrünland in Norddeutschland - Ökologie, Zustand, Schutzkonzepte. - Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- SCHIEFER, J. (1984): Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. - Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ. **57/58**: 33-62.
- SCHRAUTZER, J.; TREPPEL, M. (1997): Wechselwirkungen zwischen bodenphysikalischen Prozessen, Grundwasserdynamik und der Vegetationszusammensetzung in unterschiedlich stark genutzten Niedermoor-Ökosystemen. - Feddes Repertorium **108**: 119-137.
- STENDER, S.; POSCHLOD, P.; VAUK-HENTZELT, E.; DERNEDDE, T. (1997): Die Ausbreitung von Pflanzen durch Galloway-Rinder. - Verh. Ges. Ökol. **27**: 173-180.
- STRYKSTRA, R.J.; VERWEIJ, G.L.; BAKKER, J.P. (1997): Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. - Acta Bota. Neerl. **46**: 387-401.
- THOMPSON, K.; BAKKER, J.P.; BEKKER, R.M. (1997): The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. - Cambridge.
- VOGEL, A. (1981): Klimabedingungen und Stickstoff-Versorgung von Wiesengesellschaften verschiedener Höhenstufen des Westharzes. - Diss. Botanicae **60**: 1-169.
- WEBER, D.; HINTERMANN, U.; FLECHTNER, S.; BÜHLER, D. (1995): Optimieren der Vegetationskontrolle für die Erfolgskontrolle in Naturschutzgebieten. - Natursch. u. Landschaftsplan. **27**: 45-51.
- WILLEMS, H.-J. (1988): Soil seed bank and regeneration of a *Calluna vulgaris* community after fexest clearing. - Acta Botanica Neerlandica **37**: 312-320.
- WILMANN, O. (1989): Ökologische Pflanzensoziologie. 2. Auflage. - Heidelberg.

Manuskript angenommen: 9. Juli 2003

Anschriften der Autoren:

Dr. Bernard Hachmöller

Wilder-Mann-Straße 27

D- 01129 Dresden

e-mail: UB.Hachmoeller@gmx.de

Dr. Wolfgang Böhnert
Büro Landschaftsplanung Dr. Böhnert & Dr. Reichhoff
Dresdener Straße 77
D- 01705 Freital
e-mail: LPBRGmbH.Freital@t-online.de

Prof. Dr. Peter Schmidt
Institut für allgemeine Ökologie und Umweltschutz
Abteilung Forstwirtschaft der Technischen Universität Dresden
Piener Straße 8,
D-01737 Tharandt
e-mail: schmidt@forst.tu-dresden.de

BÖHNERT, W.; GUTTE, P.; SCHMIDT, P. A.: Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens. – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden 2001, 303 S., Paperback. - Preis: 10 Euro. Bezug über das Sächsische Druck- und Verlagshaus, Tharandter Str. 23-27, 01159 Dresden, e-mail: versand@sdv.de.

Mit dem Verzeichnis und der Roten Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens werden nun die schon vorhandenen Roten Listen der Pflanzen (bereits in der dritten Fassung – SCHULZ 1999) und der Biotop-typen (BUDER 1999) ergänzt. Der knappen allgemeinen Einleitung folgt ein kurzer historischer Abriss über die Entwicklung der Pflanzensoziologie in Deutschland und speziell in Sachsen. Danach wird ein Überblick über die Methodik von Synsystematik und Syntaxonomie gegeben. Es schließen sich methodische Erläuterungen zum Verzeichnis der Pflanzengesellschaften Sachsens und ein Überblick zum noch vorhandenen Untersuchungsbedarf in der Vegetationskunde i.w.S. in Sachsen an.

Das Kapitel zur Roten Liste der Pflanzengesellschaften enthält eingangs eine kurze Darstellung zu deren Geschichte in Deutschland und erläutert danach die sieben Gefährdungskategorien der sächsischen Roten Liste. Kriterien der Bewertung sind Flächen- und Qualitätsverlust, wobei die zusammenfassende Gefährdungskategorie vom jeweils höheren Gefährdungsgrad der beiden Kriterien bestimmt wird. Für die Beurteilung des Flächenverlustes wird die Entwicklung der letzten 50 Jahre berücksichtigt. Die Qualität einer Gesellschaft wird nach ihrer Ausbildungsvielfalt, floristischen Sättigung mit charakteristischen Arten und Stabilität der Bestandesstruktur beurteilt. Die Bewertungskriterien sind in einer Tabelle für die einzelnen Gefährdungskategorien zusammengefaßt. Bedenklich ist, daß von den 485 im Verzeichnis berücksichtigten Assoziationen, gleichrangigen sowie ranglosen Gesellschaften und bewerteten Untereinheiten 20 ausgestorben und 255 gefährdet sind (56,7%). Außerdem sind 19 Einheiten extrem selten (3,9%), so daß die Rote Liste insgesamt 60,6% aller in Sachsen vorkommenden bzw. in der Liste berücksichtigten Pflanzengesellschaften enthält. Der Abschnitt zur Gefährdungssituation listet auch die wichtigsten Ursachen des Verschwindens und Rückgangs der Gesellschaften auf, wobei sich die vielfältigen Formen der Intensivnutzung der Landschaft nicht nur auf die Bestandessituation der Vegetationseinheiten auswirken.

Als erster der beiden Hauptteile folgt die Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens in tabellarischer Kurzform. Sehr begrüßenswert ist, daß sich die sächsische Liste sehr stark an der deutschen (RENNWALD 2000) orientiert. Jeder, der sich praktisch in irgend einer Weise mit Vegetationskunde bzw. Syntaxonomie beschäftigt, ist sicher über eine entsprechend abgestimmte Umgrenzung der Syntaxa froh, weil dadurch u.a. Vergleiche zwischen Landes- und Bundesebene sehr erleichtert werden. Die Tabelle enthält neben dem wissenschaftlichen den deutschen Namen der Gesellschaft, den syntaxonomischen Rang sowie Angaben zum Rote-Liste-Status und ob die Gesellschaft Bestandteil von Biotoptypen entsprechend Anhang I der FFH-Richtlinie und geschützter Biotope nach § 26 SächsNatSchG ist bzw. sein kann. Sehr zur Übersichtlichkeit trägt die hierarchische Numerierung der Syntaxa bei.

Den umfangreichsten Teil des Buches macht die Beschreibung der Pflanzengesellschaften aus. Die Formationen, Klassen, Ordnungen und Verbände werden jeweils vor allem standörtlich und hinsichtlich der Artenzusammensetzung kurz charakterisiert. Für jede Assoziation, Gesellschaft und Untereinheit sowie zugeordnete Einheit sind in einem tabellenartigen Schema die bereits in der Kurzübersicht der Pflanzengesellschaften enthaltenen Angaben nochmals aufgeführt, zusätzlich die Gefährdungseinstufungen durch Flächen- und Qualitätsverlust, die zusammen die Gesamtgefährdung ergeben. Dieser Übersicht folgen gebräuchliche Synonyme sowie eine kurze Charakteristik weitgehend entsprechend denen der höher-rangigen Syntaxa. Es folgen Angaben zu Gefährdungsursachen und Verbreitung in Sachsen. Besonders hervorzuheben ist die große Akribie, mit der die umfangreiche, aber vielfach nur schwer zugängliche Literatur aufgearbeitet wurde, um auf Belegaufnahmen der einzelnen Gesellschaften in Sachsen zu verweisen. Wegen der sehr unterschiedlichen Qualität der Literatur hinsichtlich der Zuverlässigkeit der Angaben war neben dem Ermitteln und Sichten der Quellen außerdem eine aufwendige kritische Prüfung der Daten nötig. Vor allem Schutzwürdigkeitsgutachten, Pflege- und Entwicklungspläne sowie Diplom- und Promotionsarbeiten lieferten überwiegend sehr neue Daten. Soweit vorhanden ist außerdem auf jene Literatur verwiesen, die verbale Hinweise auf die Gesellschaft enthält. Unterschieden wird bei den Literaturhinweisen allerdings nicht zwischen aktuellen und älteren Daten. Da dies ohnehin eine subjektive zeitliche Grenzziehung erfordert hätte, kann das jedoch dem einzelnen Nutzer für seine spezifischen Fragestellungen selbst überlassen bleiben.

Das Literaturverzeichnis gibt mit ca. 850 Zitaten nicht nur einen umfassenden Überblick über die pflanzensoziologisch relevanten Arbeiten des Gebietes, sondern ist gleichzeitig eine aktuelle Informationsquelle zur Dokumentation von Schutzgebieten in Sachsen. Für eine weitere Auflage sollte allerdings auch die außerhalb von Sachsen erschienene Literatur stärker in Hinblick auf die für Sachsen relevanten Arbeiten berücksichtigt werden (z.B. Tuexenia, Hercynia, Archiv Naturschutz Landschaftsforschung). Obwohl es sich dabei z.T. um Veröffentlichungen von Ergebnissen bereits zitierter Arbeiten (Gutachten, Diplomarbeiten u.ä.) handelt, sind diese besser zugänglich.

Die Publikation ist eine wichtige Grundlage sowohl für die Naturschutzpraxis als auch für die wissenschaftliche Arbeit. Gleichzeitig wird dadurch zur Lösung zahlreicher noch offener Fragen angeregt, die keineswegs nur von akademischem Charakter sind, sondern vielfach die Voraussetzung für erfolgreiches Landschaftsmanagement im Sinne von Natur- und Landschaftsschutz sind.

Anselm KRUMBIEGEL, Halle (Saale)