

Auswirkungen einer Nutzungsaufgabe auf die Artenzusammensetzung und Pflanzenartenvielfalt im Grünland

Andreas Bohner^{1*} und Franz Starlinger²

Zusammenfassung

Die Erhaltung und Förderung der Pflanzenartenvielfalt sind wichtige Ziele des Naturschutzes. Daher wurden im Rahmen dieser 9jährigen Sukzessionsstudie die Auswirkungen einer Nutzungsaufgabe auf die Artenzusammensetzung und Pflanzenartenvielfalt im montanen Grünland in Abhängigkeit von den Standortbedingungen untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass die Vegetationsentwicklung im brachgefallenen Grünland sehr wesentlich von den lokalen Standortverhältnissen, von der Artenzusammensetzung der Vegetation zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe und von der Wuchsform der dominierenden Arten beeinflusst wird. Insbesondere die Nährstoffverfügbarkeit im Boden dürfte ein wesentlicher Faktor für die Geschwindigkeit und das Ausmaß der Vegetationsveränderungen sein. Auf einer Hangverebnung haben sich aufgrund des nährstoffreicheren Bodens bereits nach 4 Brachejahren die Artenzusammensetzung, Struktur und Physiognomie der Pflanzengesellschaft deutlich verändert; ein starker Wechsel der Artengarnitur ging mit einer floristischen Artenverarmung einher. Auf einem Südhang mit einem vergleichsweise nährstoffärmeren Boden hingegen konnten auch nach 9 Brachejahren nur geringe Vegetationsveränderungen festgestellt werden. Wenn das Ziel die Erhaltung der Pflanzenartenvielfalt ist, dann müssen geeignete Pflegemaßnahmen auf nährstoffreichen Böden in kürzeren Zeitabständen (zumindest alle 3 Jahre) durchgeführt werden als auf nährstoffarmen Böden (etwa alle 5 bis 10 Jahre).

Schlagwörter: Grünlandbrache, Dauerbeobachtungsflächen, sekundäre Sukzession, Vegetationsveränderungen, Pflegemaßnahmen

Summary

The maintenance of existing phytodiversity is an important nature conservation target. Thus, in this successional study we analysed over a period of 9 years the effects of abandonment on plant species composition and species richness in a montane grassland, depending on local site conditions. Our results show that the vegetation development in abandoned grassland depends largely on local site conditions, species composition at the time of abandonment and growth form of the dominant species. Especially, nutrient availability in the soil seems to be an important factor for the speed and magnitude of vegetation changes. On an abandoned flat site characterized by a nutrient-rich soil, within 4 years, floristic composition, vegetation structure, and physiognomy changed dramatically. A high species turnover and a decline in phytodiversity could be observed. In contrast, on an abandoned slope site with a comparatively nutrient-poor soil we found only minor effects, even after 9 years of abandonment. If the maintenance of existing phytodiversity is a conservation target, suitable management operations have to be carried out at shorter intervals (at least every 3 years) in habitats with nutrient-rich soils compared to nutrient-poor habitats (approximately every 5 to 10 years).

Keywords: grassland abandonment, permanent plots, secondary succession, vegetation changes, management operations

Einleitung

Die Erhaltung und Förderung der Pflanzenartenvielfalt sind wichtige Ziele des Naturschutzes. Um diese Ziele im Grünland zu erreichen, ist eine regelmäßige, standortangepasste Bewirtschaftung notwendig. Aufgrund geänderter sozioökonomischer Rahmenbedingungen werden allerdings Grünlandflächen immer häufiger nicht mehr gemäht oder beweidet. Von der Nutzungsaufgabe betroffen sind vor allem hofferne, schwer erreichbare und/oder aufgrund ungünstiger Boden- und Geländebedingungen schwer zu bewirtschaftende Flächen. Sehr häufig handelt es sich dabei

um naturschutzfachlich wertvolles Extensivgrünland. Wenn die Grünlandflächen nicht mehr bewirtschaftet werden, sind zur Offenhaltung der Kulturlandschaft Pflegemaßnahmen notwendig. Sie sollten vor allem in Gebieten mit einem bereits hohen Waldanteil zur Erhaltung des Landschaftsbildes regelmäßig durchgeführt werden. Die Pflege von Grünlandbrachen durch Mahd mit Abfuhr des Mähgutes ist allerdings arbeits- und kostenaufwendig. Für den Naturschutz und die Landschaftspflege ist es daher besonders wichtig, den Pflegeaufwand gering zu halten, um Kosten zu minimieren. Folglich müssen bei der Durchführung von naturschutzorientierten Pflegemaßnahmen Prioritäten gesetzt werden.

¹ LFZ Raumberg-Gumpenstein, Abteilung für Umweltökologie, A-8952 Irdning

² Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Seckendorff-Gudent-Weg 8, A-1131 Wien

* Ansprechpartner: Dr. Andreas Bohner, email: andreas.bohner@raumberg-gumpenstein.at



Die Nutzungsaufgabe im Grünland verursacht Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Vegetation (RUNGE 1969, 1985; KRAUSE 1974; HARD 1975; SCHREIBER 1980, 1987, SCHREIBER und SCHIEFER 1985; DIERSCHKE 1993; DIERSCHKE und BRIEMLE 2002; BOHNER et al. 2006). Sie leitet aufgrund fehlender regelmäßiger Störung durch Mahd oder Beweidung eine sekundäre Sukzession ein, die über mehrere Vegetationsstadien in der Regel zu klimanahen Waldgesellschaften führt (KIENZLE 1979). Die Geschwindigkeit dieser Entwicklung ist unterschiedlich und von zahlreichen Standortfaktoren abhängig. Nach ELLENBERG (1996) ist mit einer Wiederbewaldung brachgefallener Grünlandflächen in der Regel erst nach mehreren Jahrzehnten bis Jahrhunderten zu rechnen. Bis zur Verbuschung kann es wenige Jahre, aber auch viele Jahrzehnte dauern (DIERSCHKE 2006). Eine Gehölzansiedelung erfolgt auf nährstoffarmen Böden rascher als auf nährstoffreichen Böden (SMIT und OLFF 1998). Die Vegetationsveränderungen nach Aufhören der Grünlandbewirtschaftung sind auf trockenen Böden langsamer als auf frischen oder feuchten Böden (PERSSON 1984). Im Allgemeinen bewirkt die Nutzungsaufgabe eine Verminderung der Pflanzenartenvielfalt (WILLEMS 1985; PYKÄLÄ et al. 2005; DIERSCHKE 2006; NIEDRIST et al. 2009; PRÉVOSTO et al. 2011).

Um Prioritäten bei der Durchführung von naturschutzorientierten Pflegemaßnahmen setzen zu können, müssen aus Sicht des Naturschutzes und der Landschaftspflege zunächst einmal folgende Fragen beantwortet werden:

- Wie lange bleiben Grünlandbrachen in der montanen Höhenstufe artenreich?
- Welchen Einfluss haben die Standortverhältnisse auf die Geschwindigkeit und das Ausmaß der floristischen Artenverarmung?
- Wie lange dauert es, bis im brachgefallenen montanen Grünland eine Verbuschung und Wiederbewaldung eintritt?

Um diese Fragen des praktischen Naturschutzes beantworten zu können, muss die ungestörte Entwicklung von Grünlandbrachen beobachtet werden. Dazu sind langfristige floristische und bodenkundliche Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen notwendig.

Die wichtigsten Ergebnisse dieser Sukzessionsstudie wurden bereits publiziert (BOHNER und STARLINGER 2011; BOHNER et al. 2012).

Untersuchungsgebiet

Diese Untersuchung wurde am Buchauer Sattel in der Gemeinde Weng im Gesäuse im Bezirk Liezen (Steiermark, Österreich) durchgeführt. Die geographischen Koordinaten lauten 47°37' N und 14°31' E. Die Untersuchungsflächen befinden sich in den Nördlichen Kalkalpen. Dachsteinkalk, Wettersteinkalk und Hauptdolomit sind die dominierenden Gesteinsarten in den Gesäusebergen (FLÜGEL und NEUBAUER 1984). Die Landschaft wurde vom Ennsgletscher während der Würm-Eiszeit geformt. Daher kommen Moränen und Terrassen häufig vor (van HUSEN 1968). Rendzinen, Kalklehm-Rendzinen und Kalkbraunlehme sind die vorherrschenden terrestrischen Bodentypen.

Klimadaten von den Untersuchungsflächen liegen leider nicht vor. Im nahegelegenen Admont (646 m) betragen im langjährigen Mittel (1971-2000) die Juli-Temperatur +16,3 °C, die Jänner-Temperatur -4,2 °C und die Jahresmitteltemperatur +6,6 °C. Der Jahres-Niederschlag macht im Durchschnitt 1400 mm aus. Die Niederschläge sind relativ gleichmäßig über das Jahr verteilt. Von April bis September fallen etwa 60 % des Jahres-Niederschlags. Der Juli ist im langjährigen Mittel der niederschlagreichste Monat gefolgt vom Juni und August. Im Februar fallen die geringsten Niederschlagsmengen. Die Schneedeckenperiode beträgt im langjährigen Mittel 110 Tage im Jahr (ZAMG 2002). Das Untersuchungsgebiet weist somit ein relativ winterkaltes, sommerkühles, niederschlag- und schneereiches, ozeanisch beeinflusstes Klima auf. Für die Vegetation sind vor allem die niedrigen Lufttemperaturen und die kurze Vegetationsperiode die begrenzenden klimatischen Faktoren. Das vorherrschende Klima begünstigt die Grünlandwirtschaft und Viehzucht. Dauergrünland und Wald bestimmen daher das Landschaftsbild. Goldhaferwiesen (*Trisetum flavescens*) sind in der montanen Höhenstufe auf frischen Standorten die häufigste und am weitesten verbreitete Pflanzengesellschaft im Grünland. Sie werden meist zweimal pro Jahr gemäht und im Herbst häufig nachbeweidet; gedüngt wird regelmäßig mit Wirtschaftsdünger. Fichten-Tannen-Buchenwälder bilden in der montanen Höhenstufe die Klimaxvegetation (KILLIAN et al. 1994). Das Untersuchungsgebiet ist repräsentativ für das Grünland im Berggebiet Österreichs.

Material und Methoden

Die Auswirkungen der Nutzungsaufgabe wurden in zwei verschiedenen Biotoptypen untersucht: in einer Weide auf einem steilen, 30° nach Süden geneigten Hang und in einer Mähwiese auf einer Hangverebnung unmittelbar darunter. Die Seehöhe betrug 900 und 890 m. Seit 2001 werden beide Flächen nicht mehr bewirtschaftet. Vor der Nutzungsaufgabe wurde die ungedüngte Weide extensiv mit Schafen beweidet. Die Mähwiese wurde zweimal pro Jahr gemäht und regelmäßig mit Wirtschaftsdünger gedüngt. Seit der Nutzungsaufgabe erfolgt keine Düngung. Zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe war der Pflanzenbestand auf dem Hangstandort den Rotschwingel-Straußgras-Weiden (*Festuco commutatae-Cynosuretum*) und die Vegetation auf der Hangverebnung den Goldhaferwiesen (*Trisetum flavescens*) zuzuordnen. Beide Vegetationstypen sind im österreichischen Berggebiet häufig und weit verbreitet. Die Grünlandbrachen sind eine beliebte Wildäsungsfläche; sie werden insbesondere von Rehen zur Nahrungsaufnahme aufgesucht. Der brachliegende Hangstandort grenzt im Norden und im Osten an einen Fichten-Tannen-Buchenwald. Die Brache auf der Hangverebnung ist von Grünland umgeben. Allerdings befindet sich in einer Entfernung von 25 m eine Baumgruppe mit zahlreichen Eschen (*Fraxinus excelsior*) und die Distanz zum Waldrand beträgt etwa 50 m.

Um Randeffekte zu vermeiden, wurde im Frühling 2001 eine Dauerbeobachtungsfläche mit 50 m² im Zentrum des jeweiligen Biotoptyps eingerichtet. Die beiden Dauerbeobachtungsflächen waren nach feldbodenkundlichen Kriterien weitgehend homogen und repräsentativ für den jeweiligen

Biotoptyp. Im Zeitraum 2001 bis 2009 wurden alle zwei Jahre Vegetationsaufnahmen nach der Braun-Blanquet-Methode (BRAUN-BLANQUET 1951) durchgeführt. Die Artmächtigkeit wurde allerdings nach einer modifizierten Skala geschätzt. Die Braun-Blanquet-Klassen 1-5 wurden jeweils in drei Subklassen unterteilt (z.B. 1a = 1.0-1.9 % Deckung; 1 = 2.0-3.9 % Deckung; 1b = 4.0-5.0 % Deckung). Der Deckungsgrad der einzelnen Pflanzenarten in den Vegetationstabellen repräsentiert die höchste Deckung im jeweiligen Untersuchungsjahr. Es wurden nur Gefäßpflanzen erhoben. Die Taxonomie und Nomenklatur richteten sich nach FISCHER et al. (2008). Die Zuordnung der Gefäßpflanzenarten zu den Phänophasen erfolgte nach DIERSCHKE (1995). Zur Beurteilung der floristischen Veränderungen wurden folgende Gemeinschaftskoeffizienten berechnet: Beta-turnover nach SHMIDA und WILSON (1985), percentage similarity nach DAHL und HADAC (1949) sowie Soerensen Index nach SOERENSEN (1948).

Für die vegetationsökologische Charakterisierung der Standorte und um das Nährstoffangebot abschätzen zu können, wurden auch Bodenanalysen durchgeführt. In den Jahren 2001, 2005 und 2007 wurden Bodenproben aus dem A-Horizont (0-10 cm Bodentiefe) in Form einer repräsentativen Mischprobe von den Dauerbeobachtungsflächen gezogen. Die Bodenproben wurden luftgetrocknet, homogenisiert und bei 2 mm Maschenweite gesiebt. Die Analysenmethoden richteten sich nach der jeweiligen ÖNORM (organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff mittels CNS-Analyser; pH-Wert in einer 0.01 M CaCl₂-Lösung; elektrische Leitfähigkeit konduktometrisch; austauschbare mineralische Kationenbasen, Kationensäuren und effektive Kationen-Austauschkapazität durch Extraktion mit einer 0.1 M BaCl₂-Lösung; Phosphor und Kalium mit der Calcium-Acetat-Lactat [CAL]-Methode).

Ergebnisse

Boden

Die Böden in den beiden Biotoptypen sind tiefgründige Kalkbraunlehme. Sie haben sich über kalkreichem Moränenmaterial entwickelt. Die Bodenart ist im carbonatfreien, stark humosen A-Horizont lehmiger Schluff. Der Skelettgehalt (Grobanteil) ist im Oberboden sehr niedrig. Die krümelige und blockig-scharfkantige Struktur im A-Horizont zeigt keine anthropo-zoogene Bodenverdichtung an. Eine Streuauflage (L-Horizont) ist während des gesamten Jahres nur stellenweise vorhanden und lediglich 1 bis 2 mm mächtig. Eine bedeutende Streuakkumulation an der Bodenoberfläche hat somit nach 9 Brachejahren nicht stattgefunden. Beide Kalkbraunlehme sind aufgrund

des kühlen, niederschlag- und schneereichen Klimas krumenpseudovergleyt. Der Bodenwasserhaushalt muss deshalb mit krumenwechselfeucht eingestuft werden. Auf der Hangvernebnung sind die Nassphasen länger und die Trockenphasen beträchtlich kürzer als auf dem Südhang. In der *Tabelle 1* sind die ökologisch relevanten bodenchemischen Kennwerte vom A-Horizont (0-10 cm Bodentiefe) zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe angeführt. Die Oberböden befanden sich im Austausch-Pufferbereich (pH CaCl₂: 5.0-4.2). Die Basen-Sättigung betrug auf der Hangvernebnung 93 % und auf dem vergleichsweise stärker versauerten Südhang 75 %. Die Gefahr einer Säuretoxizität für Pflanzenwurzeln kann somit an beiden Standorten ausgeschlossen werden. Auf der Hangvernebnung war das C_{org}:N_{tot}-Verhältnis enger als auf dem Südhang, während die elektrische Leitfähigkeit und der CAL-lösliche Phosphorgehalt deutlich höher waren. Bisher konnten durch das Brachfallen noch keine signifikanten Veränderungen bei den untersuchten bodenchemischen Kennwerten festgestellt werden. Daher wurde auf eine detaillierte Darstellung und Interpretation der Daten verzichtet.

Vegetation

Die *Tabellen 2* und *3* zeigen die Vegetationsveränderungen infolge Nutzungsaufgabe auf der Hangvernebnung und am Südhang im Zeitraum 2001 bis 2009. Für eine bessere Übersichtlichkeit sind in den Vegetationstabellen nur die Jahre 2001, 2005 und 2009 angeführt. Zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe entsprachen die Artengarnitur und Artenzahlen weitgehend jenen von Wirtschaftswiesen und Magerweiden im Untersuchungsgebiet.

Die untersuchten Biotoptypen reagierten auf die Nutzungsaufgabe sehr unterschiedlich. Auf der Hangvernebnung traten in den ersten 4 Brachejahren große Veränderungen hinsichtlich Pflanzenartenzusammensetzung und floristischer Artenvielfalt auf. Danach folgte eine Periode der Stabilisierung. Der Deckungsgrad der Kräuter stieg von 40 % im Jahr 2001 auf 97 % im Jahr 2009. Die Leguminosen sind bereits nach 4 Brachejahren fast vollständig verschwunden, nur *Lathyrus pratensis* und *Vicia cracca* sind mit geringer Individuenzahl im Pflanzenbestand noch vorhanden. Auch die Gräser wurden fast vollständig unterdrückt. Die Gemeinschaftskoeffizienten (Beta-turnover, percentage similarity, Soerensen Index) zeigen einen starken Wechsel der Artengarnitur an (*Tabelle 4*). Der Deckungsgrad von *Chaerophyllum hirsutum* und *Ficaria verna* hat beträchtlich zugenommen. Bereits nach 4 Brachejahren wurde *C. hirsutum* zur dominierenden Art. Dies bewirkte eine deutliche Verminderung des Evenness-Wertes (*Tabelle 4*). Nach der Nutzungsaufgabe nahm die Fläche an offenem Boden

Tabelle 1: Bodenkennwerte zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe (A-Horizont, 0-10 cm Bodentiefe)

Standort	% C _{org}	% N _{tot}	C _{org} :N _{tot}	CaCl ₂ pH	μS cm ⁻¹ eL	cmol _c kg ⁻¹ KAK _{eff}	% BS	mg kg ⁻¹ P _{CAL}	mg kg ⁻¹ K _{CAL}
Hangvernebnung	4,52	0,41	11,02	4,78	57	11,6	93	15	48
Südhang	4,42	0,38	11,63	4,34	36	9,0	75	8	50

eL = elektrische Leitfähigkeit; KAK_{eff} = effektive Kationenaustauschkapazität (BaCl₂-Extrakt); BS = Basen-Sättigung (BaCl₂-Extrakt); P_{CAL} und K_{CAL} = CAL-löslicher Phosphor- und Kalium-Gehalt

Tabelle 2: Veränderungen in der Pflanzenartenzusammensetzung infolge Nutzungsaufgabe auf der Hangverebnung im Zeitraum 2001-2009

	2001	2005	2009
Achillea millefolium agg.	+	+	
Aegopodium podagraria	2a	1	1a
Agrostis capillaris	1a	+	+
Agrostis stolonifera	+		
Ajuga reptans	+	+	
Alchemilla monticola	2a	r	r
Alopecurus pratensis	1b	1	1a
Anthoxanthum odoratum	1b		
Astrantia major var. major	1a	+	+
Bellis perennis	+		
Calycocorsus stipitatus	1		
Cerastium holosteoides	+		
Chaerophyllum hirsutum	2b	5a	5
Cirsium oleraceum	+	+	1a
Crepis aurea	+		
Crocus albiflorus		+	
Dactylis glomerata ssp. glomerata	1b	1	1
Elymus repens	+	+	
Festuca pratensis	1		
Festuca rubra ssp. rubra	1a		
Ficaria verna	+	2b	3a
Galeopsis tetrahit		1a	1b
Geranium phaeum ssp. phaeum	1	1	1
Heracleum sphondylium ssp. sphondylium	+	+	+
Holcus mollis			1a
Hypericum maculatum	1a	+	+
Lathyrus pratensis	1a	r	+
Leucanthemum ircutianum	+		
Lysimachia nemorum	+		
Lysimachia nummularia	+		
Myosotis sylvatica	1	+	1a
Phleum pratense	+	+	
Pimpinella major var. major	+		
Plantago lanceolata	+		
Poa trivialis	2a	+	
Primula elatior	+		
Prunella vulgaris	r		
Ranunculus acris ssp. acris	1		
Ranunculus repens	2a	+	+
Rumex acetosa	2a	+	+
Rumex obtusifolius ssp. obtusifolius	1	+	+
Silene dioica	1a	r	+
Taraxacum officinale agg.	1b	1	
Trifolium pratense ssp. pratense	+		
Trifolium repens	2		
Trisetum flavescens	2a		
Veronica arvensis	1a		
Veronica chamaedrys ssp. chamaedrys	2	1b	1
Veronica serpyllifolia ssp. serpyllifolia	+		
Vicia cracca	1b	r	+
Vicia sepium	2a	r	

unterhalb der weitgehend geschlossenen Kälberkropf-Blattschicht von 8 % im Jahr 2001 auf 50 % im Jahr 2009 zu. Die Deckung der Mooschicht betrug im 9. Brachejahr 5-10 %. Die Alpha-Diversität (Artenzahl Gefäßpflanzen pro 50 m² Aufnahmefläche) verminderte sich von ursprünglich 48 Pflanzenarten im Jahr 2001 auf 22 im Jahr 2009. Wenn man die Artenzusammensetzung in den Jahren 2001 und 2009 miteinander vergleicht, sind nur 2 Arten neu aufgetreten (*Galeopsis tetrahit* und *Holcus mollis*), während 28 verschwunden sind. Arten mit abnehmendem Deckungsgrad

und Arten, die aus dem Pflanzenbestand verdrängt wurden, waren hauptsächlich niedrigwüchsige, lichtbedürftige Arten des Wirtschaftsgrünlandes und Obergräser. Dies führte zu einer Veränderung der Struktur und Physiognomie der Pflanzengesellschaft sowie des Vegetationstyps. Die ursprüngliche Goldhaferwiese wurde von einem *C. hirsutum*-Stadium abgelöst. Keimlinge und Jungpflanzen von Bäumen und Sträuchern sind in der Dauerbeobachtungsfläche bisher nicht aufgetreten.

Im Gegensatz dazu waren bisher die Vegetationsveränderungen in der Dauerbeobachtungsfläche auf dem brachliegenden Südhang gering. Während der Untersuchungsperiode stieg der Deckungsgrad der Kräuter von 50 % im Jahr 2001 auf 55 % im Jahr 2009 zu Lasten des Deckungsgrades der Gräser. Die Alpha-Diversität verminderte sich von ursprünglich 73 Pflanzenarten im Jahr 2001 auf 70 im Jahr 2009. Wenn man die Artenzusammensetzung in diesen beiden Jahren miteinander vergleicht, sind 8 Arten neu aufgetreten und 11 verschwunden. Von den Arten, die zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe im Pflanzenbestand bereits vorhanden waren, haben sich vor allem *Clinopodium vulgare*, *Molinia caerulea* und *Prunus spinosa* deutlich ausgebreitet. Die Abundanz und der Deckungsgrad der Gehölzpflanzen (Baumkeimlinge, Sträucher) waren in der Dauerbeobachtungsfläche nach 9 Brachejahren gering. Die vegetative Ausbreitung von *P. spinosa* bewirkte eine Zunahme der strukturellen Diversität. Mittlerweile hat der Schlehdorn eine Höhe von bis zu 1,5 m erreicht. Pflanzensoziologisch hat sich der Bestand in der Dauerbeobachtungsfläche noch nicht geändert. Das gegenwärtige Sukzessionsstadium ist gekennzeichnet durch eine hohe Pflanzenartenvielfalt und Evenness; im Pflanzenbestand fehlen somit dominante Arten. Allerdings muss erwähnt werden, dass mittlerweile der Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) am Waldrand einen hohen Deckungsgrad erreicht hat und von dort vegetativ in die Grünlandbrache eindringt. Dies bedeutet eine starke floristische Artenverarmung und eine Veränderung des Vegetationstyps in einem späteren Sukzessionsstadium.

In der Steiermark seltene bzw. gefährdete Gefäßpflanzenarten (Rote Liste-Arten nach ZIMMERMANN et al. 1989) konnten bisher in den beiden Dauerbeobachtungsflächen nicht gefunden werden. Nach der Nutzungsaufgabe sind vor allem in der Region häufige und weit verbreitete Pflanzenarten neu aufgetreten. In den Grünlandbrachen fehlen invasive Neophyten. Folglich geht von ihnen keine Ausbreitungsgefahr in benachbarte Grünlandflächen aus.

Phänophasen

Die Tabelle 5 zeigt die Abfolge von Blühphasen während der Vegetationsperiode in den beiden brachliegenden Pflanzenbeständen. Im derzeitigen Sukzessionsstadium unterscheiden sich die Pflanzengesellschaften deutlich in ihrem jahreszeitlichen Blühverlauf. Auf dem artenreichen Südhang erreichen die Kräuter einen relativ hohen Deckungsgrad von 55 %. Die Phytözönose weist deshalb ein ausgeglichenes und breites Phänospektrum mit großem Blütenangebot vom Frühling bis zum Hochsommer auf. Der blüten- und farbenreiche Pflanzenbestand hat während der gesamten Vegetationsperiode einen hohen ästhetischen Wert. Es gibt auch ein großes Nahrungsangebot für

Tabelle 3: Veränderungen in der Pflanzenartenzusammensetzung infolge Nutzungsaufgabe am Südhang im Zeitraum 2001-2009

	2001	2005	2009
<i>Acer pseudoplatanus</i>	+	+	+
<i>Achillea millefolium</i> agg.	1a	2a	1
<i>Agrimonia eupatoria</i>		+	+
<i>Agrostis capillaris</i>	2	1	1b
<i>Ajuga reptans</i>	+	+	+
<i>Alchemilla monticola</i>	1a	+	+
<i>Anemone nemorosa</i>	+	+	+
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1b	1b	1
<i>Arabidopsis halleri</i>	+	1a	1a
<i>Astrantia major</i> var. <i>major</i>	1	2	2
<i>Betonica officinalis</i>	2a	2b	2b
<i>Briza media</i>	1b	2a	2a
<i>Campanula scheuchzeri</i>	+	+	+
<i>Carex caryophylla</i>	1a	1	1a
<i>Carex flacca</i>	1b	1	1
<i>Carex pallescens</i>	1b	2	1
<i>Carex panicea</i>	1a	1a	1a
<i>Carex pilulifera</i>	1b	1	1a
<i>Carex sylvatica</i>	+	+	+
<i>Carex umbrosa</i>	+	+	+
<i>Carlina acaulis</i> ssp. <i>acaulis</i>	+	r	r
<i>Centaurea jacea</i> x <i>C. macroptilon</i>	2	2	2
<i>Centaurea macroptilon</i>	+	+	+
<i>Cerastium holosteoides</i>	+	+	+
<i>Clinopodium vulgare</i>	+	1	2
<i>Crataegus monogyna</i>	r	r	r
<i>Cruciata laevipes</i>			+
<i>Cuscuta epithimum</i>		+	+
<i>Cynosurus cristatus</i>	1a	+	
<i>Dactylis glomerata</i>	+	1a	1
<i>Danthonia decumbens</i> ssp. <i>decumbens</i>	1a	+	+
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	+	1a
<i>Euphrasia officinalis</i> ssp. <i>rostockiana</i>	+	r	
<i>Festuca pratensis</i>	+	+	+
<i>Festuca rubra</i> ssp. <i>rubra</i>	2b	2b	2b
<i>Fraxinus excelsior</i>	+	+	1a
<i>Galeopsis pubescens</i> ssp. <i>pubescens</i>			r
<i>Galium album</i>	+	+	+
<i>Galium pumilum</i>	+	1a	1a
<i>Galium verum</i>	+	+	
<i>Hieracium laevigatum</i>		1a	+
<i>Holcus lanatus</i>			1a
<i>Holcus mollis</i>	1b	1a	1a
<i>Hypericum maculatum</i>	2a	2a	+
<i>Hypericum perforatum</i>	+	1a	1a
<i>Knautia arvensis</i> ssp. <i>arvensis</i>	1a	+	r
<i>Lathyrus pratensis</i>	+	+	+
<i>Leontodon hispidus</i> ssp. <i>hispidus</i>	1b	1a	
<i>Leucanthemum ircutianum</i>	2a	1a	+
<i>Linum catharticum</i>	+		
<i>Lotus corniculatus</i>	1	1a	+
<i>Luzula multiflora</i>	1b	1	1a
<i>Lysimachia nemorum</i>	+	+	1a
<i>Malus sylvestris</i>		+	+
<i>Molinia caerulea</i>	+	1	2a
<i>Nardus stricta</i>	1	+	+
<i>Pimpinella major</i> var. <i>major</i>	+	+	+
<i>Pimpinella saxifraga</i> ssp. <i>saxifraga</i>	1b	+	+
<i>Plantago lanceolata</i>	1	+	+
<i>Platanthera bifolia</i>	1	1a	
<i>Polygala vulgaris</i> ssp. <i>vulgaris</i>	1b	1a	r
<i>Potentilla erecta</i>	1	1	1
<i>Prunella vulgaris</i>	+	+	+
<i>Prunus spinosa</i>	1	1	2

<i>Pteridium aquilinum</i>	2a	2a	2
<i>Ranunculus acris</i> ssp. <i>acris</i>	+	+	+
<i>Ranunculus nemorosus</i>	2a	1	1
<i>Rumex acetosa</i>	+	+	+
<i>Stellaria graminea</i>	+	1a	+
<i>Thymus pulegioides</i> ssp. <i>pulegioides</i>	1b	1b	1
<i>Tragopogon orientalis</i>	+	+	+
<i>Trifolium aureum</i>	+	+	
<i>Trifolium medium</i>	1b	1b	2
<i>Trifolium pratense</i> ssp. <i>pratense</i>	1b	+	
<i>Trifolium repens</i>	+	r	
<i>Trisetum flavescens</i>	+	+	+
<i>Valeriana officinalis</i>		r	r
<i>Veronica chamaedrys</i> ssp. <i>chamaedrys</i>	+	+	+
<i>Veronica officinalis</i>	+	+	+
<i>Viola hirta</i>	+	1a	
<i>Viola riviniana</i>	+	1a	1a

Tabelle 4: Vegetationsveränderungen infolge Nutzungsaufgabe im Zeitraum 2001-2009

	Hangverebnung	Südhang
α -Diversität 2001	48	73
α -Diversität 2009	22	70
Veränderung α -Diversität	-26	-3
Anzahl neu aufgetretener Arten	2	8
Anzahl verschwundener Arten	28	11
Evenness 2001	84	85
Evenness 2009	47	79
Beta-turnover 2001-2009	0,41	0,13
Percentage similarity 2001-2009	27	58
Soerensen Index 2001-2009	57	87

blütenbesuchende Insekten, insbesondere während der Hauptblütezeit im Hochsommer. Durch Nutzungsaufgabe haben sich die jahreszeitlich wechselnden Blühaspekte nur wenig verändert. Die Ansiedelung und Ausbreitung von spätblühenden Saumpflanzen haben dazu geführt, dass das Blütenangebot vor allem im Sommer geringfügig erhöht wurde. Dies bedeutet für blütenbesuchende Insekten eine zeitliche Erweiterung und mengenmäßige Erhöhung ihres Nahrungsspektrums (KRATOCHWIL 1983). Aufgrund der Ausbreitung von *P. spinosa* gibt es auch einen größeren Blütenreichtum im Frühling. Der Schlehdorn bildet in dieser Jahreszeit einen weißen Blühaspekt. Auf der Hangverebnung hingegen hat die Nutzungsaufgabe eine deutliche Veränderung der jahreszeitlich wechselnden Blühaspekte bewirkt. Derzeit wird die artenarme Phytozönose von *C. hirsutum* und *F. verna* dominiert. Das Knöllchen-Scharbockskraut ist am Frühlingsbeginn und der Wimper-Kälberkropf am Frühlingsende ein wichtiger Aspektbildner. Blühende Pflanzen sind vor allem während dieser Zeit vorhanden. Die Blühphasen sind somit – im Vergleich zum Südhang – weniger gleichmäßig über die Vegetationsperiode verteilt. Dies führt zu einem geringeren ästhetischen Wert während des Großteils des Jahres.

Diskussion

Die Nährstoffgehalte im Oberboden der beiden Standorte unterscheiden sich deutlich voneinander. Die Ergebnisse der Bodenanalysen ($C_{org} : N_{tot}$ -Verhältnis, elektrische Leitfähigkeit, CAL-löslicher Phosphor-Gehalt) belegen auf der Hangverebnung einen höheren Nährstoffgehalt

Tabelle 5: Gewichtete Phänospektren (Phänophasen: 1 = Vorfrühling; 2 = Beginn Erstfrühling; 3 = Ende Erstfrühling; 4 = Beginn Vollfrühling; 5 = Ende Vollfrühling; 6 = Beginn Frühsommer; 7 = Ende Frühsommer; 8 = Hochsommer; 9 = Frühherbst; 10 = keine Zuordnung)

	Phänophasen (%)									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Hangverebnung 2001	0	1	5	15	32	20	18	2	0	7
Hangverebnung 2009	0	20	1	3	65	3	2	6	0	0
Südhang 2001	0	1	3	14	11	28	8	30	0	5
Südhang 2009	0	1	9	8	5	22	15	33	0	7

als auf dem Südhang. Das größere Nährstoffangebot resultiert vermutlich aus der ehemaligen Düngung mit Wirtschaftsdüngern. Die geringeren und verzögerten Vegetationsveränderungen auf dem Südhang im Vergleich zur Hangverebnung sind wahrscheinlich das Ergebnis einer unterschiedlichen Nährstoffversorgung im Boden. Auch der geringfügige Unterschied im Bodenwasserhaushalt dürfte von Bedeutung sein, vor allem aufgrund der Tatsache, dass der Bodenwassergehalt die Nährstoffverfügbarkeit im Boden beeinflusst. Allerdings erscheint die Bedeutung von längeren oder kürzeren Trockenperioden wegen des kühlen und niederschlagsreichen Klimas in Kombination mit dem tiefgründigen Braunlehm Boden nicht vorrangig zu sein. Dieser Boden besitzt ein hohes Wasserspeichervermögen. Die Unterschiede in der Bodennährstoffversorgung spiegeln sich auch in der Artenzusammensetzung der Vegetation wider. Während auf der Hangverebnung Zeigerpflanzen für nährstoffarme Böden fehlen, kommen diese auf dem Südhang zahlreich vor.

Wegen des nährstoffärmeren Bodens erreichen Unter- und Mittelgräser mit hauptsächlich vertikal orientierten, schmalen Blättern auf dem Südhang eine deutlich höhere Deckung als auf der Hangverebnung. Dies führt zu besseren Lichtverhältnissen an der Bodenoberfläche. Deswegen können mehr niedrigwüchsige, lichtbedürftige Grünlandarten nach Nutzungsaufgabe überleben. Neu auftretende Arten sind überwiegend Arten, die charakteristisch für Waldränder sind (z.B. *Agrimonia eupatoria*, *Cuscuta epithymum*, *Hieracium laevigatum*). Auf der Hangverebnung hingegen wurden viele lichtbedürftige, niedrigwüchsige Grünlandarten vor allem vom dominierenden Wimper-Kälberkropf verdrängt. Mit seinen breiten und hauptsächlich horizontal orientierten Blättern, die etwa 13-17 cm über der Bodenoberfläche eine dichte Blattschicht bilden, beschattet *C. hirsutum* alle niedrigwüchsigen Arten. Deswegen können auf der Hangverebnung nach der Nutzungsaufgabe nur mehr einige wenige schattentolerante Arten überleben. Lichtkeimer hingegen werden allmählich aus dem Pflanzenbestand verdrängt. Auch der Stumpfbblatt-Ampfer (*Rumex obtusifolius*) ist trotz Samenbildung und genügend offenen Boden bereits nach 4 Brachejahren fast vollständig verschwunden. Der frühblühende Geophyt *F. verna* und der spätblühende Therophyt *G. tetrahit* haben allerdings von der Nutzungsaufgabe profitiert. Sie minimieren die Lichtkonkurrenz mit den sommergrünen Kälberkropf-Pflanzen, indem sie sehr früh bzw. sehr spät ihre Hauptentwicklungsphase haben. Für die dramatische Zunahme der Fläche des offenen Bodens unterhalb der Kälberkropf-Blattschicht dürfte ebenfalls der Lichtmangel an der Bodenoberfläche verantwortlich sein.

Die Ergebnisse dieser Sukzessionsstudie weisen darauf hin, dass eine Nutzungsaufgabe auf krumenwechselfeuchten, nährstoffreichen Grünlandböden die Ausbreitung einiger weniger Kräuter begünstigt. Vor allem Doldenblütler wie beispielsweise *C. hirsutum* werden zu Dominanzbildner. Dies führt innerhalb eines Zeitraumes von weniger als 4 Jahren zu deutlichen Vegetationsveränderungen und zu einer starken Verminderung der Pflanzenartenvielfalt. Danach folgt eine Periode der Stagnation, gekennzeichnet durch ein artenarmes Kräuter-Stadium. Dieses Untersuchungsergebnis stimmt mit jenem von SHUGART und HETT (1973) überein, wonach während der sekundären Sukzession die Geschwindigkeit der Artenverarmung abnimmt.

Bisher konnten auf der Hangverebnung keine Keimlinge und Jungpflanzen von Bäumen und Sträuchern festgestellt werden. Die Gehölzfreiheit kann weder durch einen fehlenden Diasporeneintrag aus der Umgebung noch durch eine dichte und geschlossene Grasnarbe oder große Mengen an Streu und Nekromasse erklärt werden. In Nähe der Dauerbeobachtungsfläche sind zum Beispiel blühreife Eschen vorhanden. Die Blattstreu und Nekromasse von *C. hirsutum* werden rasch abgebaut, es kommt daher zu keiner bedeutenden Streuakkumulation an der Bodenoberfläche. Konkurrenzstarke Kräuter besitzen allerdings die Fähigkeit, eine dichte Blattschicht zu bilden (AL-MUFTI et al. 1977). Obwohl genügend offener Boden unterhalb der Blattschicht von *C. hirsutum* vorhanden ist, werden die Keimung und/oder Entwicklung der Gehölzpflanzen durch Lichtmangel verhindert. Daher hat in der kräuterdominierten Brachfläche eine Verbuschung und Wiederbewaldung noch nicht stattgefunden. Möglicherweise verzögert *C. hirsutum* die Sukzession auch durch Allelopathie. Nach KALIGARIC et al. (2011) neigen einige hochwüchsige Doldenblütler aufgrund ihres allelopathischen Potenzials dazu, in Grünlandbrachen monodominante Pflanzenbestände auszubilden. Sie fungieren damit als „Sukzessionsverzögerer“.

Auf dem Hangstandort waren Sträucher wie *P. spinosa* am Beginn der Sukzession bereits vorhanden. Mittlerweile hat der Schlehdorn insbesondere auf dem Unterhang einen hohen Deckungsgrad erreicht und wandert von dort mit unterirdischen Ausläufern allmählich in die Dauerbeobachtungsfläche ein. Das nächste Sukzessionsstadium in der Dauerbeobachtungsfläche dürfte somit ein Gebüsch-Stadium mit *P. spinosa* sein (Schlehdorn-Gebüsch).

Die Verbuschung der Grünlandbrachen erfolgt mit unterschiedlicher Geschwindigkeit und auf verschiedene Weise (WOLF 1980; KOLLMANN 1992). Die Gehölzansiedlung ist durch ein großes Angebot an keimfähigen Samen allein noch nicht gesichert. Erst günstige Keimungs- und

Entwicklungsbedingungen ermöglichen eine erfolgreiche Ansammlerung der Holzpflanzen (WOLF 1980). In kräuterdominierten Brachflächen ist die Ansiedelung von Gehölzpflanzen durch Samen primär infolge Lichtmangels erschwert, und eine generative Ausbreitung erfolgt sehr langsam. Deswegen kann brachgefallenes Grünland gelegentlich für Jahrzehnte strauch- oder baumfrei bleiben (HARD 1975; PERSSON 1984). Eine Verbuschung tritt rasch ein, wenn Straucharten im Pflanzenbestand zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe bereits vorhanden sind, sich vegetativ vermehren und ausbreiten sowie nicht zu stark unter Wildverbiss leiden.

Unsere Untersuchungsergebnisse weisen darauf hin, dass die Artenzusammensetzung der Vegetation zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe beträchtlich die sekundäre Sukzession bestimmt („initial floristic composition“ gemäß EGLER 1954). Die Untersuchungsergebnisse bestätigen außerdem die „intermediate disturbance hypothesis“ (CONNELL 1978). Demnach führt das Fehlen einer Störung zu einer Verminderung der Pflanzenartenvielfalt. Allerdings zeigen unsere Ergebnisse, dass die Geschwindigkeit und das Ausmaß der floristischen Artenverarmung sehr wesentlich von den abiotischen Standortverhältnissen und von der Brachedauer bestimmt werden. Auch die Wuchsform der dominierenden Arten spielt eine Schlüsselrolle. Auf die Bedeutung der Wuchsform für die Vegetationsentwicklung in Grünlandbrachen hat bereits WILLEMS (1985) hingewiesen.

Schlussfolgerung

Die Ergebnisse dieser 9jährigen Sukzessionsstudie weisen darauf hin, dass die Nährstoffverfügbarkeit im Boden ein wichtiger Faktor für Vegetationsveränderungen im brachgefallenen montanen Grünland ist. Auf nährstoffreichen Böden sind die Geschwindigkeit und das Ausmaß der floristischen Artenverarmung deutlich größer als auf nährstoffarmen Böden. Folglich müssen, wenn die Pflanzenartenvielfalt erhalten werden soll, geeignete Pflegemaßnahmen auf nährstoffreichen Böden in kürzeren Zeitabständen (zumindest alle 3 Jahre) durchgeführt werden als auf nährstoffarmen Böden (etwa alle 5 bis 10 Jahre).

Dank

Für die Bestimmung kritischer Pflanzenarten danken wir Günter Gottschlich (*Hieracium*), Franz Grims (*Alchemilla*) und Petr Koutecky (*Centaurea*).

Literatur

AL-MUFTI, M.M., C.L. SYDES, S.B. FURNESS, J.P. GRIME and S.R. BAND, 1977: A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. *Journal of Ecology* 65: 759-791.

BOHNER, A., R. ÖHLINGER und O. TOMANOVA, 2006: Auswirkungen der Grünlandbewirtschaftung und Flächenstilllegung auf Vegetation, Boden, mikrobielle Biomasse und Futterqualität. *Die Bodenkultur* 57: 33-45.

BOHNER, A. and F. STARLINGER, 2011: Effects of abandonment of montane grasslands on plant species composition and species richness – a case study in Styria, Austria. *Grassland Science in Europe* 16: 604-606.

BOHNER, A., F. STARLINGER and P. KOUTECKY, 2012: Vegetation changes in an abandoned montane grassland compared to changes in a habitat with low-intensity grazing – a case study in Styria, Austria. *eco.mont*: im Druck.

BRAUN-BLANQUET, J., 1951: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 2. Auflage. Wien: Springer Verlag, 631 p.

CONNELL, J.H., 1978: Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.

DAHL, E. and E. HADAC, 1949: Homogeneity of plant communities. *Stud. Bot. Chechoslovaca* 10: 159-176.

DIERSCHKE, H., 1993: Sukzession in einem brachliegenden Kalkmagerrasen. Vergleich von Rasterkartierungen 1971-1988. *Fragm. Flor. Geobot. Suppl.* 2: 577-595.

DIERSCHKE, H., 1995: Phänologische und symphänologische Artengruppen von Blütenpflanzen Mitteleuropas. *Tuexenia* 15: 523-560.

DIERSCHKE, H., 2006: Sekundär-progressive Sukzession eines aufgelassenen Kalkmagerrasens – Dauerflächenuntersuchungen 1987 – 2002. *Hercynia N.F.* 39: 223-245.

DIERSCHKE, H. und G. BRIEMLE, 2002: Kulturgrasland. Stuttgart: Ulmer Verlag, 239 p.

EGLER, F.E., 1954: Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412-417.

ELLENBERG, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Auflage, Stuttgart: Ulmer Verlag, 1095 p.

FISCHER, M.A., K. OSWALD und W. ADLER, 2008: Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein, Südtirol. 3. Auflage. Linz: Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, 1391 p.

FLÜGEL, H.W. und F. NEUBAUER, 1984: Steiermark: Erläuterungen zur geologischen Karte der Steiermark, 1:200.000. Geologie der österreichischen Bundesländer in kurzgefassten Einzeldarstellungen. Wien: Geologische Bundesanstalt, 127 p.

HARD, G., 1975: Vegetationsdynamik und Verwaltungsprozesse auf den Brachflächen Mitteleuropas. *Die Erde* 106: 243-276.

HUSEN, D. van, 1968: Ein Beitrag zur Talgeschichte des Ennstales im Quartär. *Mitt. Ges. Geol. Bergbaustud.* 18: 249-286.

KALIGARIC, M., M.H. MEISTER, S. SKORNIK, N. SAJNA, B. KRAMBERGER and H.R. BOLHAR-NORDENKAMPF, 2011: Grassland succession is mediated by umbelliferous colonizers showing allelopathic potential. *Plant Biosystems* 145: 688-698.

KIENZLE, U., 1979: Sukzessionen in brachliegenden Magerwiesen des Jura und des Napfgebietes. *Diss. Univ. Basel*, 104 p.

KILIAN, W., F. MÜLLER und F. STARLINGER, 1994: Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Wien: FBVA-Berichte 82, 60 p.

KOLLMANN, J., 1992: Gebüschentwicklung in Halbtrockenrasen des Kaiserstuhls. *Natur und Landschaft* 67: 20-26.

KRATOCHWIL, A., 1983: Zur Phänologie von Pflanzen und blütenbesuchenden Insekten (Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera, Coleoptera) eines versauerten Halbtrockenrasens im Kaiserstuhl - ein Beitrag zur Erhaltung brachliegender Wiesen als Lizenz-Biotop gefährdeter Tierarten. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 34: 57-108.

KRAUSE, W., 1974: Bestandsveränderungen auf brachliegenden Wiesen. *Das wirtschaftseigene Futter* 20: 51-65.

NIEDRIST, G., E. TASSER, C. LÜTH, J. DALLA VIA und U. TAPPEINER, 2009: Plant diversity declines with recent land use changes in European Alps. *Plant Ecology* 202: 195-210.

- PERSSON, S., 1984: Vegetation development after the exclusion of grazing cattle in a meadow area in the south of Sweden. *Vegetatio* 55: 65-92.
- PRÉVOSTO, B., L. KUITERS, M. BERNHARDT-RÖMERMANN, M. DÖLLE, W. SCHMIDT, M. HOFFMANN, J. van UYTVANCK, A. BOHNER, D. KREINER, J. STADLER, S. KLOTZ and R. BRANDL, 2011: Impacts of Land Abandonment on Vegetation: Successional Pathways in European Habitats. *Folia Geobot* 46: 303-325.
- PYKÄLÄ, J., M. LUOTO, R.K. HEIKKINEN and T. KONTULA, 2005: Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 6: 25-33.
- RUNGE, F. 1969: Vegetationsänderungen in einer aufgelassenen Wiese. *Mitt. flor. soz. Arbeitsgem. N.F.* 14: 287-290.
- RUNGE, F., 1985: 21-, 10-, und 8-jährige Dauerquadratuntersuchungen in aufgelassenen Grünländereien. In: Schreiber, K.-F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. Paderborn: Schöningh Verlag (Münstersche Geographische Arbeiten 20): 45-49.
- SCHREIBER, K.-F., 1980: Entwicklung von Brachflächen in Baden-Württemberg unter dem Einfluss verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie VIII*: 185-203.
- SCHREIBER, K.-F. und J. SCHIEFER, 1985: Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen – 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. In: Schreiber, K.-F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. Paderborn: Schöningh Verlag: 111-153.
- SCHREIBER, K.-F., 1987: Sukzessionsuntersuchungen auf Grünlandbrachen und ihre Bewertung für die Landschaftspflege. In: Schubert, R. (Hrsg.): „Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen“. *Wissenschaftliche Beiträge der Martin-Luther-Universität* 25: 275-284.
- SHMIDA, A. and M.V. WILSON, 1985: Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography* 12: 1-20.
- SHUGART, H.H. and J.M. HETT, 1973: Succession: similarities of species turnover rates. *Science* 180: 1379-1381.
- SMIT, R. and H. OLFF, 1998: Woody species colonisation in relation to habitat productivity. *Plant Ecology* 139: 203-209.
- SOERENSEN, T.A., 1948: A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biol. Skr. Dansk. Vidensk. Selsk.* 5: 1-34.
- WILLEMS, J.H., 1985: Growth form spectra and species diversity in permanent grassland plots with different management. In: Schreiber, K.-F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. Paderborn: Schöningh Verlag: 35-43.
- WOLF, G., 1980: Zur Gehölzansiedlung und -ausbreitung auf Brachflächen. *Natur und Landschaft* 55: 375-380.
- ZAMG (Central Institute for Meteorology and Geodynamics), 2002: Klimadaten von Österreich 1971-2000. – http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-00/klima2000/klimadaten_oesterreich_1971_frame1.htm.
- ZIMMERMANN, A., G. KNIELY, H. MELZER, W. MAURER und R. HÖLLRIEGL, 1989: Atlas gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen der Steiermark. Graz: Joanneum-Verein, 302 p.