

Auswirkungen verschiedener Renaturierungs- und Managementverfahren auf die Artendiversität von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in Kalkmagerrasen

Impacts of various restoration and management techniques on species diversity of vascular plants and cryptogams in oligotrophic calcareous grasslands

Michael JESCHKE

Zusammenfassung

In den süddeutschen Halbtrockenrasen Garchinger Heide und Kissinger Heide sowie dem schweizerischen Halbtrockenrasen „Uf der Gräte“ nahe Merishausen wurden verschiedene Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen untersucht. Dazu wurden Vegetationsaufnahmen auf verschiedenen Maßstabsebenen durchgeführt.

Beim Vergleich der Altheideflächen zeigte die Garchinger Heide signifikant geringere Gefäßpflanzenartenzahlen als die beiden anderen Standorte, was vermutlich auf eine bis vor kurzem durchgeführte Mahd in zweijährigen Turnus zurückzuführen ist.

Die beste Maßnahme zur Renaturierung nährstoffreicher Standorte ist der Abtrag des Oberbodens mit anschließendem Auftrag von Mahd- oder Rechgut. Ebenfalls geeignet sind einschürige Mahd und Beweidung, die zwar zu höheren Gefäßpflanzenartenzahlen, aber niedrigeren Moos- und Flechtenartenzahlen führen und damit insgesamt artenärmere Bestände ergeben. Die anderen untersuchten Mahdregime und das Abbrennen der Vegetation im Frühjahr führte entweder zum Rückgang schnittunverträglicher Arten oder zur Vergrasung und allgemein zu deutlich geringeren Artenzahlen.

Die Übertragung von Mahdgut erzeugte artenreiche Bestände, bewirkt aber auch die schnelle Ausbreitung von pleurokarpen Moosen, die weniger konkurrenzkräftige Arten unterdrücken können.

Summary

Effects of different restoration and management regimes on the species diversity of vascular and cryptogamous plants in calcareous grassland

Different restoration and conservation measures were studied in three nature reserves in Southern Germany and Switzerland (Garchinger Heide, Kissinger Heide, Merishausener Gräte), using vegetation samples with different plot sizes.

The nature reserve "Garchinger Heide" showed significantly lower numbers of vascular plant species than the other nature reserves, probably due to a lower intensity of mowing (every second year) practised in the past.

The most efficient method to restore nutrient rich sites was shown to be topsoil removal in combination with transfer of diaspore-rich hay or raking material. Initial ploughing in combination with yearly mowing or grazing led to high vascular plant species numbers. Bryophyte, lichen and overall species diversity was reduced, however. Other mowing regimes as well as controlled burning in spring increased tall grass cover and reduced both rare species total species numbers.

Hay transfer generated species-rich stands, but it also facilitates the spread of pleurocarpous mosses which can inhibit less competitive species.

Einleitung

Geschichte und Erhaltung von Kalkmagerrasen

Kalkmagerrasen zählen auf kleinen Flächengrößen (unter 100 m²) zu den artenreichsten Standorten der Welt (KORNECK et al. 1998, DENGLER 2005). Sie sind bis auf wenige Ausnahmen in Mitteleuropa anthropogen geprägt und als Lebensraum zahlreicher seltener Tier- und Pflanzenarten von hoher Bedeutung, die zu ihrem Überleben auf das Weiterbestehen dieses Vegetationstyps angewiesen sind, da ihre natürlichen Vorkommen (Felsvorsprünge, steile Abhänge und Schotterbänke entlang von Flüssen) durch menschliche Eingriffe fast vollständig erloschen sind (POSCHLOD & WALLIS DeVRIES 2002). Mittel-

europäische Kalkmagerrasen sind an flachgründige, nährstoffarme Böden aus festem (Rendzinen) oder lockerem (Pararendzinen) Karbonatgestein gebunden (SENDTNER 1854, PFADENHAUER & KIEHL 2003). Die Standorte sind durch zeitweisen Wassermangel und geringe Phytomasseproduktion geprägt (BRIEMLE et al. 1991, PFADENHAUER & KIEHL 2003). Die meisten artenreichen Kalkmagerrasen verdanken ihre Entstehung jahrhundertelanger extensiver Landnutzung durch Beweidung oder Mahd (POSCHLOD & WALLIS DeVRIES 2002). Durch Intensivierung der Landwirtschaft blieben nur noch kleine Restflächen erhalten (BENDER et al. 2005, POSCHLOD et al. 2005, BUTAYE et al. 2005).



Abbildung 1: Zwergsträucher (*Daphne cneorum*, *Globularia cordifolia*, *Chamaecytisus ratisbonensis*, *Polygala chamaebuxus*), Flechten und Moose auf dem Rollfeld der Garching Heide (Foto: M. Jeschke)

Die verbliebenen Kalkmagerrasen bedürfen zu ihrer Erhaltung regelmäßiger Pflegemaßnahmen, um einer Verbuschung und letztendlich einer Bewaldung zu entgehen, da viele dieser Magerrasen potentiell gehölzfähig sind und wohl auch vor der Landnahme des Menschen baumbestanden waren (SENDTNER 1854, GRADMANN 1950, ELLENBERG 1996). Die zur Erhaltung der Flächen eingesetzten Mahd- und Beweidungsregime fördern bestimmte Artengruppen (zum Beispiel durch Verringern der Deckung oder Streuschicht) oder schädigen diese (zum Beispiel durch ungünstige Mahd- oder Beweidungszeitpunkte) (BOBBINK & WILLEMS 1988, KAHMEN et al. 2002, POSCHLOD & WALLIS DeVRIES 2002).

Die Reste der Kalkmagerrasenstandorte sind oftmals zu klein, um die Erhaltung seltener Arten zu gewährleisten (BAKKER & BERENDSE 1999, PFADENHAUER & MILLER 2000). Um der genetischen Verarmung und dem Aussterben einzelner Arten in den kleinen Restbeständen zu begegnen, können Kalkmagerrasen auf ehemaligen Kalkmagerrasenstandorten auch wieder angelegt werden. Meist ist allerdings durch Aufdüngung und langjährige Acker- oder Intensivgrünlandnutzung keine kalkmagerrasentypische Diasporenbank mehr vorhanden (HUTCHINGS & BOOTH 1996, DAVIES & WAITE 1998) und die Flächen weisen eine hohe Phosphat- und Kaliumversorgung auf (KIEHL et al. 2003), was Ruderal- beziehungsweise Wirtschaftsgrünlandarten begünstigt (THORMANN et al. 2003). Der Nährstoffüberschuss im Boden kann durch das Abschieben des Oberbodens bis auf den anstehenden Kies vermindert werden, wodurch auch die Diasporenbank entfernt wird (KIEHL et al. 2003). Eine Einwanderung kalkmagerrasentypischer Arten geht aber selbst auf gut geeigneten Flächen nur sehr langsam vonstatten (HUTCHINGS & BOOTH 1996, THORMANN et al. 2003). Hier konnte zum Beispiel durch das Aufbringen von diasporen-



Abbildung 2: 1993 angelegte, artenreiche Mahdfläche mit Mähgutauftrag nahe der Garching Heide mit Färberginster (*Genista tinctoria*) (Foto: M. Jeschke)

haltigem Mähgut aus angrenzenden Kalkmagerrasen die Ansiedlung typischer Kalkmagerrasenarten auf den Flächen wesentlich beschleunigt werden (THORMANN et al. 2003, KIEHL et al. 2006). Andere Autoren konnten mit einer Mähgutübertragung ebenfalls viele Zielarten auf Renaturierungsflächen übertragen (HILBIG 2000, TRÄNKLE 2002, BRAUN 2006).

Kryptogamen in Kalkmagerrasen

Der Artenreichtum an Moosen und Flechten ist besonders in offenen Lebensräumen hoch (LÖBEL et al. 2006). Moose und Flechten stellen nicht nur einen großen Teil der Artenzahl (bis zu 50%), sondern auch der Vegetationsdeckung und der Phytomasse dar (INGERPUU et al. 2005). Aus hohen Gefäßpflanzenzahlen kann aber nicht auf hohe Kryptogamenartenzahlen und umgekehrt geschlossen werden, da selbst in Magerrasen die Kryptogamen sehr unterschiedliche Anteile an der Phytodiversität haben können (DENGLER 2005).

Kryptogamen beeinflussen durch Konkurrenz um Ressourcen und durch allelopathische Stoffe die Keimung und Etablierung von Gefäßpflanzen (TOOREN 1990, ZAMFIR 2000). Die vielfachen Wechselwirkungen zwischen Kryptogamen und Gefäßpflanzen sind von einigen Autoren in Feld- und Gewächshausexperimenten für einzelne Arten untersucht worden (KEIZER et al. 1985, DURING & TOOREN 1990, RYSER 1990, ZAMFIR 2000), allerdings lassen sich bisher keine allgemeingültigen Aussagen machen, da verschiedene Pflanzenarten unterschiedlich reagieren. An den meisten Standorten sind Gefäßpflanzen – zumindest in späteren Sukzessionsstadien – aber konkurrenzkräftiger als Moose und Flechten (TOPHAM 1977, FRAHM 2001). Kryptogamen können daher vor allem an Extremstandorten (Hochmoore, Felsköpfe, beschatteter Waldboden) und in frühen Sukzessionsstadien zur Dominanz gelangen (FRAHM 2001). Xerophytische Kryptogamen können

Tabelle 1: Übersicht über die untersuchten Flächen (GH = Garchinger Heide, KH = Kissinger Heide, MG = Merishausener Gräte)

	Gebiet	Renaturierung	Bodenabtrag	Mahdgutauftrag
Altheide	GH	-	-	-
Rollfeld	GH	-	1945	-
Alter Acker	GH	1959	-	-
Mahd zweischürig	GH	1993	-	1993
Mahd einschürig	GH	1993	-	1993
Beweidung	GH	1993	-	1993
Bodenabtrag	GH	1993	1993	1993
Bodenabtrag	GH	1991	1991	1991
Altheide	KH	-	-	-
Bodenabtrag	KH	1995	1995	1995
Julimahd	MG	1977-1999	-	-
Oktobermahd	MG	1977-1999	-	-
Julimahd 2jährig	MG	1977-1999	-	-
Abbrennen März	MG	1977-1999	-	-
Brache	MG	1977-1999	-	-

in einem Trockenstadium ungünstige Wetterbedingungen überdauern und dabei hohe Temperaturen ohne Schädigung überstehen (NEUMAYR 1971, FRAHM 2001).

In Deutschland sind 46 % der Moosarten und 61 % der Flechtenarten gefährdet, gegenüber nur 28 % der Gefäßpflanzen (KORNECK et al. 1996; MEINUNGER & NUSS 1996; WIRTH et al. 1996). Kalkmagerrasen weisen auch einige gefährdete Kryptogamengesellschaften auf, unter anderem die Bunte Erdflechten-Gesellschaft (vergleiche GÜNZL 2001), die in der Garchinger Heide mit sechs Rote-Liste Arten (Flechten) vertreten ist.

Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungen wurden in drei Kalkmagerrasenkomplexen in Bayern und in der Schweiz durchgeführt.

Die Garchinger Heide ist ein Rest (27 ha) der ehemaligen ausgedehnten Heidelandschaft auf Isar-Schotterflächen, auf dem artenreiche Halbtrocken- und Magerrasen erhalten geblieben sind (Abb. 1 und Abb. 2). Auf angrenzenden Ackerflächen wurde der nährstoffreiche Oberboden bis auf den nährstoffarmen Kalkschotter (etwa 20-30 cm) abgetragen und abtransportiert. Im Anschluss wurde diasporienhaltiges Mahdgut aus den nahe liegenden Altheiden auf die Flächen verbracht und dort verteilt. Von 2003 bis 2009 fand hier neben den in Tabelle 1 dargestellten Maßnahmen eine Übertragung von Kryptogamen über Rechgut statt (siehe JESCHKE & KIEHL 2009, eingereicht), die in der Diskussion näher erörtert wird.

Diese Flächen wurden seitdem nicht gemäht oder beweidet. Weitere Ackerflächen nahe der Garchinger Heide wurden umgebrochen, ebenfalls mit Mähgut belegt und nach zwei Jahren wie in Tabelle 1 angegeben gepflegt.

Die Kissinger Heide ist Teil der noch weiträumig erhaltenen Lechheiden auf Lechschottern. Die jährlich gemähten Bestände zeigen teilweise ein Mosaik aus

Kalkmagerrasen und Feuchtwiesenflächen mit Knollendistel-Pfeifengraswiesen in ehemaligen Flutrinnen des Lechs. Auf einem angrenzenden Flurstück, das bis 1995 in ackerbaulicher Nutzung war, wurde der Oberboden abgetragen und diasporienreiches Mahdgut aus der Heide aufgebracht (vergleiche Tabelle 1).

Die Merishausener Gräte (Naturschutzgebiet „Uf der Gräte“ nahe Merishausen) liegt auf 720 m ü. NN an der deutsch-schweizerischen Grenze auf anstehenden gebankten Malmkalken. Hier wurde von der ETH Zürich zwischen 1977 und 1999 21 Jahre lang verschiedene Mahdregime und Ab-

brennen als Pflegemaßnahmen untersucht (KÖHLER et al. 2005, vergleiche Tabelle 1). Danach wurde die gesamte Fläche einheitlich jährlich im Oktober gemäht.

Methodik

An den drei Standorten wurden von 2003 bis 2005 Vegetationsaufnahmen mit Flächengrößen von 100 cm² bis 100 m² (0,01 m²; 0,0625 m²; 1 m²; 4 m²; 16 m²; 100 m²; auf der Gräte nur die kursiv gedruckten Flächengrößen) aufgenommen, wobei je 100 m²-Flächen mehrere Flächen geringerer Größe aufgenommen wurden (16 m²: 2; 4 m²: 5; 1 m²: 5; 0,0625 m²: 15; 0,01 m²: 15). Innerhalb der Aufnahmeflächen wurden alle Gefäßpflanzen, Moose und Flechten mit einer im unteren Bereich verfeinerten Londo-Skala erfasst. Die Flächen wurden jeweils im nächsten Frühjahr noch einmal begangen, um Frühjahrsblüher in die Artendiversität mit einzubeziehen. Aus den mittleren Deckungen jedes Flächenkomplexes wurden Artenzahl-Flächengröße-Kurven erstellt.

Im Jahr 2008 gewonnene Daten von 4 m²-Flächen (n = 30) auf der Garchinger Heide („Altheide“ und „Alter Acker“) flossen in eine DCA mit ein, die mit PcOrd 4.0 erstellt wurde. Alle ermittelten Daten wurden mit Statistica 7.1 auf Normalverteilung und Varianzhomogenität geprüft. Mittelwertunterschiede wurden mittels ANOVA (bei erfüllten Grundvoraussetzungen) beziehungsweise Mann-Whitney U-test auf Signifikanz getestet. Bei mehreren paarweisen Vergleichen mit dem U-Test wurde der Fehler 1. Art nach Benjamini & Hochberg korrigiert (BENJAMINI & HOCHBERG 1995, VERHOEVEN et al. 2005).

In die Schlussbetrachtung werden hier auch bereits an anderer Stelle veröffentlichte Ergebnisse mit einbezogen (KIEHL & JESCHKE 2005, JESCHKE & KIEHL 2006, JESCHKE et al. 2008, JESCHKE & KIEHL 2009).

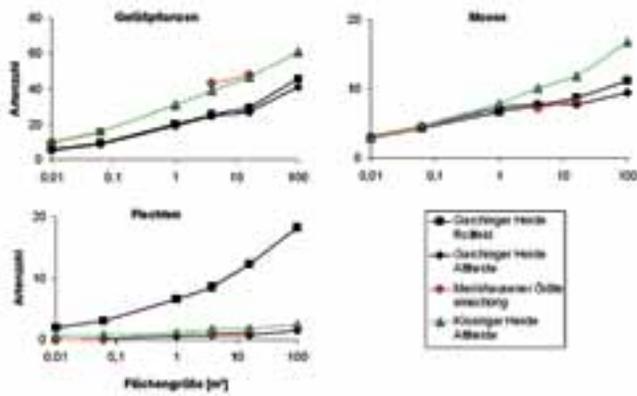


Abbildung 3: Artenzahl-Flächengröße-Kurven der Altheidebestände der drei verglichenen Naturschutzgebiete sowie des Rollfeldes der Garchinger Heide. Verglichen werden Gefäßpflanzenartenzahl, Moosartenzahl und Flechtenartenzahl auf Flächengrößen von 0,01 m² bis 100 m² (bei den Merishausener Flächen fehlen die 1 m² und 100 m²-Flächen). Signifikante Unterschiede sind in Tab. 2 dargestellt

Tabelle 2: Signifikante Unterschiede in der Artenzahl verschiedener Artengruppen zwischen den Altheidebeständen der Naturschutzgebiete Garchinger Heide (GH), Kissinger Heide (KH), der Merishausener Gräte (MG) und dem Rollfeld im NSG Garchinger Heide (RF). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede, die Artenzahlen nehmen in alphabetischer Reihenfolge ab (zeilenweise für jede Pflanzengruppe zu lesen: Höchstwerte sind weiß belassen, Tiefstwerte dunkelgrau, Auslassungen schwarz)

[m ²]	Gefäßpflanzen				Moose				Flechten			
	RF	GH	KH	MG	RF	GH	KH	MG	RF	GH	KH	MG
100	b	b	a		b	b	a		a	ab*	b	
16	b	b	a	a	b	b	a	b	a	b	b	b
4	b	b	a	a	b	b	a	b	a	bc	b	c
1	b	b	a		a	a	a		a	b	b	
0,0625	b	b	a	a	a	a	a	a	a	c	b	c
0,01	c	c	a	b	a	ab	a	b	a	c	b	c

Ergebnisse

Artenvielfalt der Altheiden

Die Altheidestandorte innerhalb der Naturschutzgebiete unterscheiden sich bezüglich ihrer Artenzahlen deutlich voneinander (siehe Abb. 3 und Tabelle 2). Kissinger Heide und Merishausener Gräte sind bei allen gemeinsamen Flächengrößen unter 100 m² signifikant reicher an Gefäßpflanzenarten als die Flächen der Garchinger Heide.

Werden nur die Moosarten in Betracht gezogen, so ist die Kissinger Heide bei Flächengrößen über 1 m² signifikant artenreicher als die Garchinger Heide (inklusive Rollfeld) und Merishausener Gräte. Unterhalb dieser Flächengröße gibt es keine signifikanten Unterschiede im Moosartenreichtum der Flächen, bei 0,01 m² sind die Flächen der Merishausener Gräte sogar signifikant artenärmer als Rollfeld und Kissinger Altheide.

Durch den hohen Anteil an offenen Bodenstellen ist das Rollfeld bei allen Flächengrößen signifikant reicher an Flechtenarten als die anderen Standorte

(das Fehlen signifikanter Unterschiede zwischen Altheide und Rollfeld ist hier durch ein geringes n (n = 2) bedingt). Die Kissinger Heide weist bei Flächengrößen unter 1 m² signifikant höhere Flechtenartenzahlen auf als Garchinger Heide und Merishausener Gräte, bei 4 m² auch signifikant höhere als die Flächen der Merishausener Gräte.

Auswirkungen des Oberbodenabtrags mit nachfolgendem Mahdgutauftrag auf die Artenvielfalt

Die Flächen der Kissinger Heide zeigen bei nahezu allen Flächengrößen signifikant höhere Gefäßpflanzenartenzahlen als die Flächen der Garchinger Heide (Abb. 4 und Tabelle 3). Die 1991 und 1993 ange-

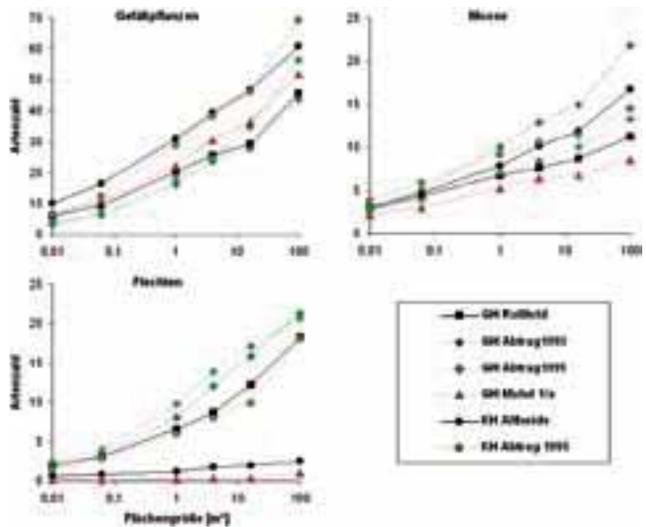


Abbildung 4: Artenzahl-Flächengröße-Kurven der Abtragsflächen und einiger Vergleichsflächen der Garchinger Heide (GH) und der Kissinger Heide (KH). Signifikante Unterschiede sind in Tab. 3 dargestellt

Tabelle 3: Signifikante Unterschiede in der Artenzahl verschiedener Artengruppen zwischen den Oberbodenabtragsflächen und einigen Vergleichsflächen der Garchinger Heide (GH) und Kissinger Heide (KH). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede, die Artenzahlen nehmen in alphabetischer Reihenfolge ab (zeilenweise zu lesen, Höchstwerte sind weiß belassen, Tiefstwerte dunkelgrau). (AT = Oberbodenabtrag, Mahd 1/a = einschürige August-Mahd)

	[m ²]	Garchinger Heide			Kissinger Heide		
		Rollfeld	AT1991	AT1993	Mahd 1/a	Altheide	AT 1995
Gefäßpflanzen	100	d	bc	d	cd	ab	a
	16	c	b	c	b	a	a
	4	c	c	c	b	a	a
	1	b	c	c	b	a	a
	0,0625	d	e	e	c	a	b
0,01	b	c	c	b	a	b	
Moose	100	d	cd	a	e	b	bc
	16	d	cd	a	e	b	bc
	4	cd	c	a	d	b	b
	1	b	b	a	c	bc	a
	0,0625	cd	d	b	e	bc	a
0,01	bc	c	b	d	bc	a	
Flechten	100	a	a	a	b	b	a
	16	b	a	ab	d	c	b
	4	b	a	a	d	c	b
	1	bc	a	ab	e	d	c
	0,0625	a	a	a	d	c	b
0,01	a	a	ab	d	c	b	

legten jüngeren Bodenabtragsflächen der Garchinger Heide (vergleiche Tabelle 1) sind zumindest bei kleinen Flächengrößen hinsichtlich der Gefäßpflanzen signifikant artenärmer als die Flächen ohne Bodenabtrag beziehungsweise als alte Bodenabtragsflächen (Rollfeld).

Die Moosartenzahlen sind bei Flächen ab 1 m² auf der 1993 angelegten Bodenabtragsfläche der Garchinger Heide und bei kleineren Flächengrößen auf den 1995 angelegten Abtragsflächen der Kissinger Heide am höchsten (signifikant wie auch alle weiteren genannten Unterschiede). Das Rollfeld und die 1991 angelegte Abtragsfläche der Garchinger Heide sind fast durchweg ärmer an Moosarten als die Altheideflächen der Kissinger Heide. Die geringsten Moosartenzahlen weist bei allen Flächengrößen die hier zum Vergleich heran gezogene neu angelegte Mahdfläche der Garchinger Heide ohne Bodenabtrag auf.

Die Oberbodenabtragsflächen sind bei allen Flächengrößen signifikant artenreicher an Flechten als die Flächen ohne Bodenabtrag, wobei die Mahdfläche der Garchinger Heide bei allen Flächengrößen die geringsten Flechtenartenzahlen aufweist (signifikant unter 100 m²). Die Abtragsflächen der Garchinger Heide sind bei fast allen Flächengrößen signifikant reicher an Flechtenarten als die Abtragsflächen der Kissinger Heide, wobei die Abtragsfläche 1991 die höchsten Werte erreicht.

Auswirkung verschiedener Pflegemaßnahmen auf die Artenvielfalt

Wie schon in Abb. 3 gezeigt, weisen die Merishausener Flächen signifikant höhere Gefäßpflanzenartenzahlen auf als die Heideflächen der anderen Standorte, weshalb die Effekte verschiedener Pflegemaßnahmen hier nicht zwischen sondern innerhalb der einzelnen Untersuchungsgebiete verglichen werden. Im Folgenden werden nur die 4 m²-Flächen verglichen. Die Mahdflächen der Merishausener Gräte zeigen signifikant höhere Gefäßpflanzenartenzahlen als

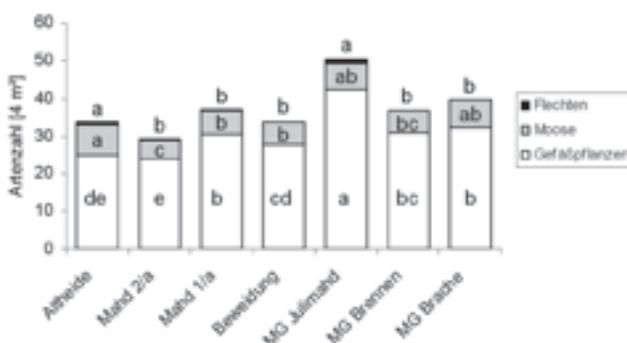


Abbildung 5: Artenzahlen verschiedener Pflanzengruppen bei unterschiedlichen Pflegemaßnahmen sowie Vergleichsflächen der Garchinger Heide (GH) und der Merishausener Gräte (MG). (Mahd 1/a = einschürig im August; Mahd 2/a Mahd zweischürig, Juni/August). Signifikante Unterschiede zwischen den Maßnahmen sind (für jede Pflanzengruppe getrennt zu lesen) durch verschiedene Buchstaben dargestellt

die dortigen Brand- und Bracheflächen (Abb. 5). In der Garchinger Heide führten einschürige Mahd und Beweidung zu signifikant höheren Gefäßpflanzenartenzahlen als zweischürige Mahd.

Die Altheideflächen der Garchinger Heide sind reicher an Moosarten als alle weiteren Flächen ohne Bodenabtrag, wobei zu den Julimahdflächen und Bracheflächen kein signifikanter Unterschied besteht. Die Julimahd (MG) und Altheidefläche (GH) zeigen die signifikant höchsten Flechtenartenzahlen.

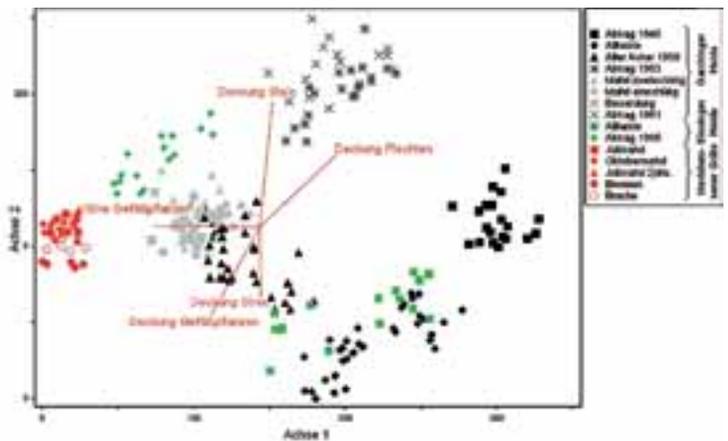


Abbildung 6: Detrended Correspondence Analysis (DCA) der 4 m²-Flächen (n = 250). Die Deckungswerte wurden wurzeltransformiert. Die Gradientenlänge der ersten Achse beträgt 3,363; die erste Ordinationsachse erklärt 39,5 % und die 2. Achse 16,1 % der im Datensatz enthaltenen Varianz (nach SORESENSEN/BRAY-CURTISS)

Artenzusammensetzung

Werden die 4 m²-Flächen aller untersuchten Standorte mittels einer DCA (Deckungswerte wurzeltransformiert) bezüglich ihrer Artenzusammensetzung miteinander verglichen (siehe Abb. 6), so zeigt sich erwartungsgemäß eine größere Ähnlichkeit zwischen den bayerischen Flußschotterheiden (Garchinger Heide, Kissinger Heide) gegenüber den Halbtrockenrasen der Merishausener Gräte auf anstehenden Malmkalken. Mit der ersten Achse korreliert positiv die Flechtendeckung (Spearman R = 0,53, alle angegebenen Werte hochsignifikant) und negativ die maximale Höhe der Gefäßpflanzen (R = -0,63) sowie die Deckung der Gefäßpflanzen (R = -0,47). Mit der zweiten Achse korreliert positiv die Deckung der Steine (R = 0,70) und der Flechten (R = 0,41), negativ die Gefäßpflanzendeckung (R = -0,41) sowie die Streudeckung (R = -0,51). Die Flächen der Merishausener Gräte sind sich floristisch sehr ähnlich und unterscheiden sich deutlich von den Flächen der Garchinger und Kissinger Heide. Deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Pflegemaßnahmen sind in der DCA nicht auszumachen. Die Altheideflächen von Kissinger und Garchinger Heide sind sich von der Artenzusammensetzung recht ähnlich, wobei die Kissinger Flächen zum 1959 aus der Nutzung gekommenen „Alten Acker“ der Garchinger Heide vermittelt. In

die DCA wurden lokal auftretende, artenreiche Bestände der Garchinger Heide mit aufgenommen, die den Artenreichtum der Kissinger Heide erreichen (Einzelflächen bis zu 68 Gesamtarten auf 4 m²). Diese Flächen unterscheiden sich in ihrer Lage in der DCA nicht von artenärmeren Beständen desselben Gebietes. Die Renaturierungsflächen der Garchinger Heide ohne Bodenabtrag stehen von der Artzusammensetzung her zwischen den Halbtrockenrasen der Merishausener Gräte und den Altheideflächen. Das Rollfeld der Garchinger Heide (Oberbodenabtrag 1945, kein Mahdgutauftrag) steht den Altheideflächen von Kissinger und Garchinger Heide nahe, zeigt aber deutliche Unterschiede zur Abtragsfläche der Kissinger Heide. Die Abtragsflächen zeigen die größten Unterschiede entlang der ersten Achse. Dabei stehen die jüngeren Abtragsflächen (Bodenabtrag 1991 und 1993) im Umfeld der Garchinger Heide dem Rollfeld der Garchinger Heide näher als die Abtragsflächen der Kissinger Heide. Vor allem die zweite Achse zeigt Unterschiede zwischen den jüngeren Bodenabtragsflächen und den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag.

Diskussion

Artenreichtum der Flächen

Die hohen Artenzahlen in Kalkmagerrasen sind durch die geringe Größe der Pflanzen, ihre Anpassung an Mikrohabitate und die Form der Besiedlung – durch Störung oder Absterben von Einzelpflanzen auftretende Lücken – begründet (GIGON & LEUTERT 1996, GIGON & RYSER 2000, DENGLER 2005). Die untersuchten Kalkmagerrasen sind auch deshalb artenreicher als zum Beispiel Kalkmagerrasen in Norddeutschland (siehe DENGLER 2005), da der Artenpool in Süddeutschland durch das Vorhandensein submediterraner, dealpiner und pontischer [Garchinger Heide (siehe LIPPERT 1989, RÖDER et al. 2006), Kissinger Heide] beziehungsweise subozeanischer Arten (Merishausener Gräte) deutlich größer ist.

Die Flächen der Garchinger Heide sind zum großen Teil deutlich artenärmer als diejenigen der Kissinger Heide. An einigen Stellen kommen aber auch in der Garchinger Heide sehr artenreiche Bestände vor (die aber nur als 4 m²-Flächen aufgenommen werden konnten und daher nur in die DCA einfließen), so dass hier eine weitaus größere Schwankungsbreite der Artenzahlen je Fläche als auf den anderen untersuchten Standorten zu finden ist. Zu erklären ist dies wohl vor allem durch zu seltene Pflege (bis vor wenigen Jahren durch Streifenmahd bedingt Mahd nur alle zwei Jahre, an einigen Stellen noch seltener) und dadurch bedingte hohe Streudeckungen auf einem großen Teil des Naturschutzgebietes (siehe KIEHL & JESCHKE 2005, RÖDER et al. 2006). Das jetzt durchgeführte Mahdregime, bei dem ca. 75-80 Prozent der Fläche jährlich gemäht werden, wird

vermutlich die Streudeckung reduzieren und wieder bessere Bedingungen für schwachwüchsige Arten schaffen.

Auf dem Rollfeld können viele Arten der Halbtrockenrasen nur in den dichten pleurokarpen Moospolstern gedeihen, die aber viele, zum Teil auch starkwüchsige Arten wie zum Beispiel *Bromus erectus* unterdrücken beziehungsweise an der Keimung hindern können (JESCHKE & KIEHL 2008). Die geringeren Gefäßpflanzenartenzahlen als auf den Altheideflächen der Kissinger Heide und Gräte sind wahrscheinlich auf die Konkurrenz durch Moose und Flechten zurückzuführen.

Oberbodenabtrag mit Mahdgutauftrag

Bei Oberbodenabtrag mit nachfolgendem Auftrag von diasporenhaltigem Mähgut konnten sich auf den skelettreichen Substraten der Kissinger und Garchinger Heide viele lichtbedürftige Moos- und Flechtenarten ansiedeln. Flächen ohne Bodenabtrag wiesen dagegen nur pleurokarpe Moos- und wenigen Flechtenarten auf. Zudem konnten durch die geringe Deckung der Gefäßpflanzen auf den Abtragsflächen Bestände entstehen, die durch einen hohen Anteil niedrigwüchsiger, konkurrenzschwacher Arten wie *Carex humilis*, *Thymus praecox*, *Cladonia rangiformis* und *Ditrichum flexicaule* dem Xerobromion nahe stehen (siehe auch RÖDER et al. 2006). Die Flächen ohne Bodenabtrag hingegen wiesen innerhalb weniger Jahre dichte Moos- und Gefäßpflanzenschichten auf, die floristisch zwischen den Altheideflächen und Halbtrockenrasengesellschaften angeordnet sind (ebd.). Dies liegt an den hohen P- und K- Gehalten der Böden, die um ein Vielfaches höher liegen als in den Altheidebeständen (KIEHL et al. 2003). Durch den Bodenabtrag wurde der nährstoffreiche Oberboden entfernt, so dass der verbleibende Kies nicht nur sehr hohe Skelettgehalte, sondern auch den Altheiden vergleichbare P- und K- Werte aufweist (ebd.). Allerdings wiesen auch Flächen ohne Bodenabtrag in den meisten Jahren unter der Schwelle für Magerrasen liegende Phytomassewerte (KIEHL et al. 2003, KIEHL & JESCHKE 2005) und einen hohen Anteil von Kalkmagerrasenarten auf (siehe KIEHL & JESCHKE 2005), da die Vegetationsentwicklung auf flachgründigen Böden mit geringer Wasserspeicherfähigkeit unter anderem durch Trockenheit gesteuert wird (KIEHL et al. 2003). Besonders deutlich war dies 2003 zu erkennen, als der sehr heiße und trockene Sommer zum frühzeitigen Einziehen beziehungsweise Absterben der meisten mesophytischen und ruderalen Arten führte (eigene Beobachtung).

Der Oberbodenabtrag erzeugt im Sinne des Schutzes der Kalkmagerrasenvegetation wertvollere Flächen, die zumindest an Standorten mit nährstoffreichem Oberboden signifikant höhere Artenzahlen als vergleichbare Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag aufweisen (siehe Abb. 5). Noch konnten nicht alle

möglichen Mikrostandorte besetzt werden, vermutlich durch fehlenden Diasporeneintrag oder durch ungünstige Keimungs- und Wuchsbedingungen auf dem Schotter. Weil auf den offenen Schotterböden die Konkurrenz dichter Xerophytenbestände fehlt, können sich auf den großen Flächen auch zahlreiche Ruderal- und Saumarten sowie Gehölzkeimlinge etablieren (siehe JESCHKE & KIEHL 2006), was hier zu sehr hohen Artenzahlen bei Flächen über 4 m² führt [bis zu 111 Arten (Moose, Flechten, Gefäßpflanzen) auf einer 100 m²-Fläche mit Bodenabtrag 1991].

Die saxicole (= gesteinsbewohnende) Flechtenvegetation auf dem anstehenden Kies der Bodenabtragsflächen stellt ein Sukzessionsstadium dar, das mit zunehmender Moos- und Strauchflechtendeckung größtenteils verschwindet (DREHWALD 1993). Da die Sukzession hier hin zu stärker gefährdeten Kryptogamenbeständen führt, ist die Erhaltung der Primärstadien nicht dringlich, da seltene saxicole Pionierflechten, wie etwa *Clauzadea monticola*, nicht nachgewiesen werden konnten. Zudem können sich die festgestellten, meist regelmäßig fruchtenden Arten auch innerhalb kurzer Zeit auf neuen Flächen etablieren. Kleinräumige Bodenstörungen durch gelegentlichen Tritt oder Abrechen der Kryptogamenvegetation im Rahmen einer Rechgutübertragung (JESCHKE & KIEHL 2009, eingereicht) sind aber für die Erhaltung xeropyhtischer Vertreter aller Pflanzengruppen erforderlich (RYSER 1990, TOOREN et al. 1990). Die Entwicklung einer dichteren Mooschicht kann dann die Sukzession hin zu gefäßpflanzendominierten Beständen verzögern und so den Lebensraum für kleinwüchsige Gefäßpflanzen über einen gewissen Zeitraum sichern.

Pflegemaßnahmen

Als am besten geeignete Pflegemaßnahmen erwiesen sich auf den untersuchten Flächen einschürige Mahd und Beweidung (vergleiche KIEHL & JESCHKE 2005, JESCHKE & KIEHL 2006). Für eine Beweidung spricht einerseits die Schaffung vieler unterschiedlicher Nischen im Bestand (FISCHER et al. 1995, PFADENHAUER 2000, KAHMEN et al. 2002), hervorgerufen durch Tritt, Fraß- und Ausscheidungsverhalten der jeweiligen Weidetierart. Außerdem bleiben die Bestände im Mittel niedriger, so dass mehr Licht auf den Boden gelangt und somit niedrigwüchsigen Arten zur Verfügung steht (BOBBINK & WILLEMS 1988). Wie die hier dargestellten Untersuchungen zeigen, sind Lücken im Bestand und offene Stellen entscheidend für die Erlangung einer hohen Artendiversität in den Beständen, vor allem hinsichtlich der Kryptogamen.

Die einschürige Mahd zeigte sich sowohl auf der Garchingener Heide als auch auf der Gräte der zweischürigen Mahd und einer Mahd alle zwei Jahre überlegen. Die gezielte Lenkbarkeit des Schnittzeitpunktes der Mahd ist für die Erhaltung seltener Arten von großer Bedeutung, da der Mahdzeitpunkt so

gewählt werden kann, dass die Samen empfindlicher Arten vollständig ausreifen (KEEL 1995, QUINGER 2002), wobei immer ein Kompromiss gefunden werden muss, da die Samenreife verschiedener Arten nicht zur selben Zeit erfolgt. Durch die Mahd gewonnenes diasporenhaltiges Mähgut kann mit gutem Erfolg zur Neuanlage oder Aufwertung von Grasländern genutzt werden (HÖLZEL & OTTE 2003, THORMANN et al. 2003, Kiehl et al. 2006). Ein Nachteil der Mahd ist die Schaffung eines relativ homogenen Bestandes, das heißt das Fehlen von Sonderstandorten wie Trittstellen und Lagerstellen.

Abbrennen und Brache führten zu dichten und hohen Grasbeständen mit einem hohen Anteil von *Brachypodium rupestre* und damit zu einer Struktur, die gerade bei kleinen Flächengrößen nur wenige dicotyle Pflanzen und Kryptogamen zulässt (vergleiche KÖHLER et al. 2005, JESCHKE et al. 2008). Das Brennen führte außerdem zum vollständigen Verschwinden der Mooschicht, die fünf Jahre nach Ende des Brennens immer noch eine Deckung von unter ein Prozent aufwies (JESCHKE et al. 2008).

Diasporentansfer von kryptogamen Arten

Die gute Eignung der Übertragung von Gefäßpflanzenarten mit diasporenhaltigem Mähgut ist aus der Garchingener Heide nachgewiesen (KIEHL et al. 2006).

Mit der gängigen Mähgutübertragung werden mit den geschnittenen Gefäßpflanzen aber auch Moose und Flechten auf neue Flächen verfrachtet (JESCHKE & KIEHL 2009, eingereicht). Durch den nicht ganz ebenen Boden wird mit den gängigen Mahdwerkzeugen teilweise auch der Boden angeschnitten, so dass auch ganze Moospolster mit erfasst werden. Die durch den Mähgutauftrag aufgebrauchten pleurokarpn Moose können neu geschaffene Kiesflächen, auf denen die Konkurrenz durch Gefäßpflanzen kaum ins Gewicht fällt, schnell vollständig bedecken, wodurch sich die artenreichsten gefundenen Kryptogamengesellschaften (*Tortelletum inclinatae*, *Toninio-Psoretum decipientis*) nicht mehr etablieren können. Hier wäre es sinnvoll, in Anbetracht der nicht unerheblichen Kosten des Bodenabtrags, das Mähgut nur streifenweise aufzubringen. Dazwischen könnte dann – soweit möglich – Rechgut von gut entwickelten xerophytischen Kryptogamenbeständen aufgebracht werden (siehe JESCHKE & KIEHL 2009). Bei Verwendung von Rechgut können nicht nur niedrigwüchsige Arten eingebracht werden, die sonst nicht vom Mähwerk erfasst werden würden, sondern man kann bei manueller Rechgutgewinnung auch Material aus Beständen gewinnen, die nicht gemäht werden (siehe STROH 2006). Bei der alleinigen Verwendung von Rechgut ist aber zumindest in Kalkmagerrasen damit zu rechnen, dass nur ein Teil der Gefäßpflanzenarten übertragen werden kann. STROH et al. (2002) erzielten für Gefäßpflanzen in Sandmagerrasen beim Vergleich von Mähgut-

und Rechtgutübertragung ähnliche Übertragungsraten. Die für die Rechtgutgewinnung geeigneten Kalkmagerrasen weisen meist nur eine geringe Gefäßpflanzendeckung auf, so dass die Übertragung keimfähiger Diasporen der vielen hier verstreut vorkommenden Arten unsicher ist. Daher sollten bei der Neuanlage von größeren Kalkmagerrasenflächen das Verfahren mit Mähgutübertragung auf Teilflächen kombiniert werden. Sowohl das Absaugen von Diasporen (THORMANN et al. 2003) als auch die Übertragung von Rechtgut (JESCHKE & KIEHL 2009, eingereicht) erfassten Arten, die mit dem normalen Mähgut nicht übertragen worden waren. Während aber das Absaugen nur Gefäßpflanzensamen lieferte, sollten mit dem Rechtgut in erster Linie Kryptogamen übertragen werden. Der Zeitaufwand für manuelles Zusammenrechen und Auftragen auf die Empfängerflächen belief sich hierbei auf etwa 6 Arbeitstunden für zwei 100 m² große Spenderflächen. Dieses Verfahren kann auch zum Offenhalten der Bestände benutzt werden (ebd.). Samen können allerdings auch aus feldmäßiger Zucht gewonnen und ausgebracht werden. Obwohl auch hier gute Erfolge erzielt wurden, ist die Anzucht und das Ausbringen vieler verschiedener Arten möglichst lokaler Herkunft und das Finden der richtigen Anteilsmengen der einzelnen Arten aufwändig und teuer (JONES & HAYES 1999, JACOT 2002).

In Abb. 7 sind die Auswirkungen der untersuchten Renaturierungsmaßnahmen auf die verschiedenen Artengruppen schematisch zusammengefasst.



Abbildung 7: Entwicklung der Artendiversitäten verschiedener Pflanzengruppen bei verschiedenen Renaturierungsverfahren. (G = Gefäßpflanzen, K = Kryptogamen (Moose und Flechten), P = pleurokarpe Moose, A = akrokarpe Moose, F = Flechten (exkl. saxicole Arten))

Literatur

- BAKKER, J. P. & BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. – *TREE* 14: 63-67.
- BENDER, O., BÖHMER, H.-J., JENS, D. & SCHUHMACHER, K. (2005): Analysis of land-use change in a sector in Upper Franconia (Bavaria, Germany) since 1850 using land register records. – *Landsc. Ecol.* 20: 149-163.
- BENJAMINI, Y. & HOCHBERG, Y. (1995): Controlling the false discovery rate – a practical and powerful approach to multiple testing. – *J. R. Stat. Soc. Ser. B.* 57: 289-300. London.
- BOBBINK, R. & WILLEMS, J. H. (1988): Effects of management and nutrient availability on vegetation structure of chalk grassland. In: DURING, H. J., WERGER, M. J. A. & WILLEMS, J. H. (eds.): *Diversity and pattern in plant communities*: 183-193.
- BRAUN, W. (2006): Die Vegetationsentwicklung auf künstlich geschaffenen Kiesflächen im Dachauer Moos nach Mähgutausbringung (Teil 2). – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 76: 235-266.
- BRIEMLE, G., EICKHOFF, D. & WOLF, R. (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. – *Beih. Veröff. Nat.schutz Landsch.pfl. Baden-Württ.* 60.
- BUTAYE, J., ADRIENS, D. & HONNAY, O. (2005): Conservation and restoration of calcareous grasslands: a concise review of the effects of fragmentation and land management on plant species. – *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 9: 111-118.
- DAVIES, A. & WAITE, S. (1998): The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing and established shrub. – *Plant. Ecol.* 136: 27-39.
- DENGLER, J. (2005): Zwischen Estland und Portugal – Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Phytodiversitätsmuster europäischer Trockenrasen. – *Tuexenia* 25: 387-405.
- DREHWALD, U. (1993): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme – Flechtengesellschaften. – *Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs.* 20/10: 122 S.
- DURING, H. J. & TOOREN, B. F. van (1990): Bryophyte interactions with other plants. *Botanical J. Linnean Soc.* 104: 79-98.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht.* – Ulmer, Stuttgart: 1095 S.
- FISCHER, S. F., POSCHLOD, P. & BEINLICH, B. (1995): Die Bedeutung der Wanderschäfererei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften. – *Beih. Veröff. Nat.schutz Landsch.pfl. Bad.-Württ.* 83: 229-256.

- FRAHM, J.-P. (2001):
Biologie der Moose. – Spektrum akademischer Verlag: 357 S.
- GIGON, A. & LEUTERT, A. (1996):
The Dynamic keyhole-key model of coexistence to explain diversity of plants in limestone and other grasslands. – J. Veg. Sci. 7: 29-40.
- GIGON, A. & RYSER, P. (2000):
Wie leben die vielen Pflanzenarten in einer Halbtrockenwiese zusammen? Mitt. natf. Ges. Schaffhausen 45: 25-36.
- GRADMANN, R. (1950):
Das Pflanzenleben der Schwäbischen Alb: pflanzengeographische Darstellung, 4. Aufl. – Verlag des schwäbischen Albvereins, Stuttgart: 449 S.
- GÜNZL, B. (2001):
Die Bunte-Erdflechten-Gesellschaft (*Tonino-Psoletum decipiens* Stodiek 1937) in Nordhessen – aktuelle Erfassung und Gliederung. – Tuexenia 21: 179-191.
- HILBIG, W. (2000):
Die Vegetationsentwicklung auf künstlich geschaffenen Kalkschotterflächen. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 69/70: 31-42.
- HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2003):
Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. – Appl. Veg. Sci. 6: 131-140.
- HUTCHINGS, M. J. & BOOTH, K. D. (1996):
Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. – J. Appl. Ecol. 33: 1171-1181.
- INGERPUU, L., LIIRA, J. & PÄRTEL, M. (2005):
Vascular plants facilitated bryophytes in a grassland experiment. – Plant Ecol. 180: 69-75.
- JACOT, K. A. (2002):
Wie kann man artenreiche Wiesen schaffen? Erfahrungen aus der Schweiz. In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Wiederherstellung von Magerrasen. – Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz 167: 33-36.
- JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2006):
Auswirkung von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artenzusammensetzung und Artendiversität von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in neu angelegten Kalkmagerrasen. – Tuexenia 26: 223-242.
- JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2008):
Effects of a dense moss layer on germination and establishment of vascular plants in newly created calcareous grasslands. – Flora 203: 557-566.
- JESCHKE, M., KIEHL, K., PFADENHAUER, J. & GIGON, A. (2008):
Langfristige Auswirkungen ehemaliger Bewirtschaftungsvarianten auf die Diversität von Blütenpflanzen, Moosen und Flechten eines Kalkmagerrasens. – Bot. Helv. 118: 95-109.
- JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2009):
Restoration of species-rich cryptogam layers in xerophytic calcareous grasslands by transfer of raked material. – Rest. Ecol., eingereicht.
- JONES, A.T. & HAYES, M. J. (1999):
Increasing floristic diversity in grassland: the effects of management regime and provenance on species introduction. – Biol. Conserv. 87: 381-390.
- KAHMEN, S., POSCHLOD, P. & SCHREIBER, K.-F. (2002):
Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. – Biol. Conserv. 104: 319-328.
- KEEL, A. (1995):
Vegetationskundlich-ökologische Untersuchungen und Bewirtschaftungsexperimente in Halbtrockenwiesen (Mesobromion) auf dem Schaffhauser Randen. – Veröff. Geobot. Inst. Eidgenöss. Techn. Hochsch., Stift. Rübel Zür. 124: 181 S.
- KEIZER, P. J., TOOREN, B. F. VAN & DURING, H. J. (1985):
Effects of bryophytes on seedling emergence and establishment of short-lived forbs in chalk grassland. – J. Ecol. 73: 493-504.
- KIEHL, K., THORMANN, A., PFADENHAUER, J. (2003):
Nährstoffdynamik und Phytomasseproduktion in neu angelegten Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerflächen. – Angew. Landsch.ökol. 55: 39-71.
- KIEHL, K. & JESCHKE, M. (2005):
Erfassung und Bewertung der Phytodiversität ursprünglicher und neu angelegter Kalkmagerrasen der nördlichen Münchner Schotterebene. – Tuexenia 25: 445-461.
- KIEHL, K., THORMANN, A. & PFADENHAUER, J. (2006):
Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. – Rest. Ecol. 14(1): 148-156.
- KÖHLER, B., GIGON, A., EDWARDS, P., KRÜSI, B. O., LANGENAUER, R., LÜSCHER, A. & RYSER, P. (2005):
Changes in species composition and conservation value of limestone grasslands in Northern Switzerland after 22 years of contrasting managements. – Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst. 7: 51-67.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. (1996):
Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* et *Spermatophyta*) Deutschlands. – Schr.reihe Veg.kd. 28: 21-187.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M., KLINGENSTEIN, F., LUDWIG, G., TAKLA, M., BOHN, U. & MAY, R. (1998):
Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Schr.reihe Veg.kd. 29: 299-444.
- LIPPERT, W. (1989):
Die Garching Heide und ihre Pflanzenwelt. In: Gemeinde Eching (Hrsg.): Garching Heide – Eching Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. – Bruckmann, München: 27-52.
- LÖBEL, S., DENGLER, J. & HOBHOM, C. (2006):
Species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in dry grasslands: The effects of environment, landscape structure and competition. – Fol. Geobot. Phytotaxon. 41: 377-393.
- MEINUNGER, L & NUSS, I. (1996):
Rote Liste gefährdeter Moose Bayerns. – Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz 137:1-62.
- NEUMAYR, L. (1971):
Moosgesellschaften der südlichen Frankenalb und des Vorderen Bayerischen Waldes. – Hoppea 29/1: 364 S.
- PFADENHAUER, J. (2000):
Empfehlungen für die Praxis. In: PFADENHAUER, J., FISCHER, F., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILTZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E. & WIESINGER, K. (2000): Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. – Angew. Landsch.ökol. 32: 295-300.
- PFADENHAUER, J. & MILLER, U. (2000):
Verfahren zur Ansiedlung von Kalkmagerrasen auf Ackerflächen. In: PFADENHAUER, J., FISCHER, F., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILTZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E. & WIESINGER, K. (2000): Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. – Angew. Landsch.ökol. 32: 37-88.

- PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (2003):
Renaturierung von Kalkmagerrasen – ein Überblick. In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierung von Kalkmagerrasen. – Angew. Landsch.ökol. 55: 25-38.
- POSCHLOD, B., BAKKER, J. & KAHMEN, S. (2005):
Changing land use and its impact on biodiversity. – Basic Appl. Ecol. 6: 93-98.
- POSCHLOD, P. & WALLISDEVRIES, M. F. (2002):
The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and present past. – Biol. Cons. 104: 361-376.
- QUINGER, B. (2002):
Wiederherstellung von artenreichem Magergrünland (Arrhenatherion) und Magerrasen (Mesobromion) auf Grünlandstandorten durch Mahd im Bayerischen Alpenvorland. In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Wiederherstellung von Magerrasen. – Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz 167: 37-52.
- RÖDER, D., JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2006):
Vegetation und Böden alter und junger Kalkmagerrasen im Naturschutzgebiet „Garching Heide“ im Norden von München. – For. Geobot. 2: 24-44.
- RYSER, P. (1990):
Influence of gaps and neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. – Veröff. Geobot. Inst. Eidgenöss. Techn. Hochsch., Stift. Rübel Zür.: 71 S.
- SENDTNER, O. (1854):
Vegetations-Verhältnisse Südbayerns nach den Grundsätzen der Pflanzengeographie und mit Bezugnahme auf Landescultur. – Literarisch-artistische Anstalt, München: 910 S.
- STROH, M., STORM, C., ZEHM, A. & SCHWABE, A. (2002):
Restorative grazing as a tool for direct succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. – Phytocoenologia 32: 595-625.
- STROH, M. (2006):
Vegetationsökologische Untersuchungen zur Restitution von Sandmagerrasen. – Dissertation an der Technischen Universität Darmstadt, 129 S.
- THORMANN, A., KIEHL, K., PFADENHAUER, J. (2003):
Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsmaßnahmen auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen. – Angew. Landsch.ökol. 55: 73-106.
- TOOREN, B. F. van (1990):
Effects of a bryophyte layer on the emergence of seedlings of chalk grassland species. – Acta Oecologica 11: 155-163.
- TOOREN, B. F. van, ODÉ, B., DURING, H. J. & BOBBINK, R. (1990):
Regeneration of species richness in the bryophyte layer of Dutch chalk grasslands. – Lindbergia 16: 153-160.
- TOPHAM, P. B. (1977):
Colonization, Growth, Succession and Competition. In: SEAWARD, M. R. D. (Edt.): Lichen Ecology. – Academic Press, London: 31-68.
- TRÄNKLE, U. (2002):
Sieben Jahre Mähgutflächen. Sukzessionsuntersuchungen zur standort- und naturschutzrechtlichen Renaturierung von Steinbrüchen durch Mähgut 1992-1998. – Themenheft. Umweltberat. ISTE Baden-Württemberg. e.V. 1: 56 S.
- VERHOEVEN, K. J. F., SIMONSEN, K. L. & MCINTYRE, L. M. (2005):
Implementing false discovery rate control: increasing your power. – Oikos 108: 643-647. Lund.
- WIRTH, V., SCHOELLER, H., SCHOLZ, P., ERNST, G., FEUERER, T., GNUECHTEL, A., HAUCK, M., JACOBSEN, P., JOHN, V. & LITTERSKI, B. (1996):
Rote Liste der Flechten (Lichenes) der Bundesrepublik Deutschland. – Schriftenreihe Vegetationskunde 28: 307-368.
- ZAMFIR, M. (2000):
Effects of bryophytes and lichens on seedling emergence of alvar plants: evidence from greenhouse experiments. – Oikos 88: 603-611.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Michael Jeschke
Lehrstuhl für Vegetationsökologie
TU München-Weihenstephan
Emil-Ramann-Str. 6
85350 Freising
michael_jeschke@hotmail.com

Laufener Spezialbeiträge 2/09

Vegetationsmanagement und Renaturierung –
Festschrift zum 65. Geburtstag von Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer

ISSN 1863-6446 – ISBN 978-3-931175-87-0

Verkaufspreis 10,- €

Die Themenheftreihe „Laufener Spezialbeiträge“ (abgekürzt: LSB) ging im Jahr 2006 aus der Fusion der drei Schriftenreihen „Beihefte zu den Berichten der ANL“, „Laufener Forschungsberichte“ und „Laufener Seminarbeiträge“ hervor und bedient die entsprechenden drei Funktionen.

Daneben besteht die Zeitschrift „ANLIEGEN NATUR“ (vormals „Berichte der ANL“).

Herausgeber und Verlag:

Bayerische Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege (ANL)

Seethalerstr. 6

83406 Laufen a.d.Salzach

Telefon: 08682/8963-0

Telefax: 08682 8963-17 (Verwaltung)

08682 8963-16 (Fachbereiche)

E-Mail: poststelle@anl.bayern.de

Internet: <http://www.anl.bayern.de>

Die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ist eine dem Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Gesundheit zugeordnete Einrichtung.

Schriftleitung:

Ursula Schuster, ANL

Telefon: 08682 8963-53

Telefax: 08682 8963-16

Ursula.Schuster@anl.bayern.de

Für die Einzelbeiträge zeichnen die jeweiligen Autoren verantwortlich. Die mit dem Verfassernamen gekennzeichneten Beiträge geben nicht in jedem Fall die Meinung der Schriftleiterin wieder.

Schriftleitung und Redaktion für das vorliegende Heft:

Ursula Schuster und Dr. Harald Albrecht,

Lehrstuhl für Vegetationsökologie,

Technische Universität München.

Wissenschaftlicher Beirat:

Prof. em. Dr. Dr. h. c. Ulrich Ammer, PD Bernhard Gill,

Prof. em. Dr. Dr. h. c. Wolfgang Haber, Prof. Dr. Klaus Hackländer,

Prof. Dr. Ulrich Hampicke, Prof. Dr. Dr. h. c. Alois Heißenhuber,

Prof. Dr. Kurt Jax, Prof. Dr. Werner Konold, Prof. Dr. Ingo Kowarik,

Prof. Dr. Stefan Körner, Prof. Dr. Hans-Walter Louis,

Dr. Jörg Müller, Prof. Dr. Konrad Ott, Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer,

Prof. Dr. Ulrike Pröbstl, Prof. Dr. Werner Rieß,

Prof. Dr. Michael Suda, Prof. Dr. Ludwig Trepl.

Herstellung:

Satz: Hans Bleicher, Grafik · Layout · Bildbearbeitung,
83410 Laufen

Druck und Bindung:

Korona Offset-Druck GmbH & Co.KG, 83395 Freilassing

Erscheinungsweise:

unregelmäßig (ca. 2 Hefte pro Jahr).

Urheber- und Verlagsrecht:

Das Heft und alle in ihr enthaltenen einzelnen Beiträge, Abbildungen und weiteren Bestandteile sind urheberrechtlich geschützt.

Jede Verwendung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung der ANL und der AutorInnen unzulässig.

Bezugsbedingungen/Preise:

Jedes Heft trägt eine eigene ISBN und ist zum jeweiligen Preis einzeln bei der ANL erhältlich: bestellung@anl.bayern.de oder über den Internetshop www.bestellen.bayern.de.

Auskünfte über Bestellung, Versand und Abonnement:

Annamarie Maier,

Tel. 08682 8963-31

Über Preise und Bezugsbedingungen im einzelnen:

siehe Publikationsliste am Ende des Heftes.

Zusendungen und Mitteilungen:

Manuskripte, Rezensionsexemplare, Pressemitteilungen, Veranstaltungsankündigungen und -berichte sowie Informationsmaterial bitte nur an die Schriftleiterin senden.

Für unverlangt Eingereichtes wird keine Haftung übernommen und es besteht kein Anspruch auf Rücksendung.

Wertsendungen (Bildmaterial) bitte nur nach vorheriger Absprache mit der Schriftleiterin schicken.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 2009

Band/Volume: [2_2009](#)

Autor(en)/Author(s): Jeschke Michael

Artikel/Article: [Auswirkungen verschiedener Renaturierungsund Managementverfahren auf die Artendiversität von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in Kalkmagerrasen 103-112](#)