

Technische Universität München
Lehrstuhl für Vegetationsökologie

**Einfluss von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die
Artendiversität und Artenzusammensetzung von
Gefäßpflanzen und Kryptogamen in mitteleuropäischen
Kalkmagerrasen**

Michael Jeschke

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.- Prof. Dr. L. Trepl

Prüfer der Dissertation: 1. Univ.- Prof. Dr. J. Pfadenhauer
2. Priv.- Doz. Dr. H. Albrecht

Die Dissertation wurde am 29.04.2008 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 09.07.2008 angenommen.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung.....	1
Zusammenfassung	1
Summary	3
I. Einleitung.....	5
I.1. Vorkommen und Geschichte von Kalkmagerrasen.....	5
I.2. Pflege von Kalkmagerrasen	5
I.3. Neuschaffung von Kalkmagerrasen	6
I.4. Kryptogamen in Kalkmagerrasen.....	6
I.5. Biodiversität in Kalkmagerrasen	7
I.6. Zielsetzung der vorliegenden Arbeit	8
I.7. Untersuchungsgebiete.....	10
I.7.1. Garchinger Heide.....	11
I.7.2. Kissinger Heide	13
I.7.3. Merishausener Gräte	15
II. Vergleich der Kryptogamenvegetation alter und junger Kalkmagerrasen im Naturschutzgebiet "Garchinger Heide"	22
Zusammenfassung	22
Abstract	22
II.1. Einleitung.....	23
II.2. Untersuchungsgebiet	23
II.3. Methodik.....	24
II.3.1. Erfassung der Artenzusammensetzung der Kryptogamenvegetation.....	24
II.3.2. Rasterkartierung von <i>Catapyrenium squamulosum</i> und <i>Toninia sedifolia</i>	25
II.4. Ergebnisse.....	25
II.4.1. Vegetationsaufnahmen	25
II.4.2. Rasterkartierung von <i>Catapyrenium squamulosum</i> und <i>Toninia sedifolia</i>	31
II.5. Diskussion.....	31
II.5.1. Kryptogamenvegetation der Grasheiden (ohne Bodenabtrag).....	31
II.5.2. Kryptogamenvegetation des Rollfeldes.....	32
II.6. Ausblick.....	34
Danksagung.....	35
Literaturverzeichnis	36
III. Auswirkung von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artenzusammensetzung und Artendiversität von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in neu angelegten Kalkmagerrasen	38
Zusammenfassung	38

Abstract	39
III.1. Einleitung	40
III.2. Untersuchungsgebiet	41
III.3. Methoden.....	42
III.3.1. Vegetationsaufnahmen	42
III.3.2. Phytomasseerhebung	43
III.3.3. Auswertung	43
III.3.4. Definition der Zielarten	43
III.4. Ergebnisse	46
III.4.1. Vegetations- und Bodendeckung	47
III.4.2. Artenzahl-Areal-Beziehungen	47
III.4.3. Phytomasseverteilung auf den Flächen	52
III.5. Diskussion	54
III.5.1. Einfluss des Bodenabtrags auf die Artendiversität und Artenzusammensetzung.....	54
III.5.2. Artendiversität neu angelegter Flächen im Vergleich zu bestehenden Flächen	55
III.5.3. Einfluss des Managements auf die Artendiversität.....	56
III.5.4. Verwendung von Zielarten zur Maßnahmenevaluation	57
III.6. Schlussfolgerungen	58
Literatur.....	62
IV. Effects of a dense moss layer on germination and establishment of vascular plants in a newly created calcareous grassland	66
Abstract	66
IV.1. Introduction	66
IV.2. Experimental site	67
IV.2.1. Study area	67
IV.2.2. Weather conditions	68
IV.3. Methods.....	68
IV.3.1. Study species	68
IV.3.2. Experimental design.....	69
IV.3.3. Data analysis.....	70
IV.4. Results.....	70
IV.4.1. Seed weight and percentages of germination under controlled conditions	70
IV.4.2. Vascular plant cover and moss layer.....	72
IV.4.3. Total percentage of germination and survival in the field	72
IV.4.4. Germination and mortality over time.....	73
IV.5. Discussion	76

IV.5.1. Effects of bryophyte removal on seed germination	76
IV.5.2. Effects of bryophyte removal on establishment and survival of seedlings and young plants	77
IV.6. Conclusions	79
Literature.....	80
V. Restoration of species-rich cryptogam layers in xerophytic calcareous grasslands by cryptogam transfer.....	83
V.1. Introduction	83
V.2. Investigation area.....	85
V.3. Experimental design.....	85
V.4. Data analysis	86
V.5. Results	87
V.5.1. Quality of the transferred cryptogam material.....	87
V.5.2. Cover of cryptogams, bare soil and litter	88
V.5.3. Cryptogam species richness.....	90
V.5.4. Cryptogam species composition	91
V.5.5. Influence of cryptogam transfer on vascular plant composition of the receptor plots.....	92
V.6. Discussion.....	94
V.6.1. Evaluation of the cryptogam transfer rate	94
V.6.2. Effects of cryptogam transfer and topsoil removal on cryptogam cover and composition	94
V.6.3. Applicability of the used method for cryptogam transfer.....	95
V.7. Implications for practice.....	97
VI. Langfristige Auswirkungen ehemaliger Bewirtschaftungsvarianten auf die Diversität von Blütenpflanzen, Moosen und Flechten eines Kalkmagerrasens fünf Jahre nach Umstellung auf einheitliches Management	101
VI.1. Abstract	101
VI.2. Einleitung	102
VI.3. Material und Methoden.....	103
VI.3.1. Untersuchungsgebiet und frühere Bewirtschaftung.....	103
VI.3.2. Vegetationsaufnahmen.....	103
VI.3.3. Nomenklatur	104
VI.3.4. Datenauswertung	104
VI.4. Ergebnisse	105
VI.4.1. Gesamtdeckungen und Vegetationsstruktur	105
VI.4.2. Artenzusammensetzung der Flächen	105

VI.4.3. Artenzahlen.....	107
VI.4.4. Korrelationen der Artenzahlen mit biotischen und abiotischen Faktoren.....	110
VI.5. Diskussion	111
VI.5.1. Einflüsse des ehemaligen Mahdregimes	111
VI.5.2. Einflüsse des ehemaligen kontrollierten Brennens.....	112
VI.6. Schlußfolgerungen und Ausblick	114
VII. Box 1: Vergleich der Altheideflächen mit angrenzenden Bodenabtragsflächen im Umfeld des NSG "Kissinger Heide"	119
VIII. Box 2: Vergleich der untersuchten Kalkmagerrasen	121
VIII.1. Vergleich der Naturschutzgebiete ("Altheiden")	121
VIII.2. Vergleich aller aufgenommenen Flächen.....	123
IX. Abschlussdiskussion.....	127
IX.1. Artenreichtum in den untersuchten Kalkmagerrasen.....	127
IX.2. Die Bedeutung der Kryptogamen in Kalkmagerrasen.....	128
IX.3. Auswirkungen von Renaturierungsverfahren auf Artendiversität und Artenzusammensetzung	129
IX.3.1. Bodenabtrag mit Mähgutaufbringung	129
IX.3.2. Diasporenübertragung durch Mähgut und Rechgut.....	131
IX.3.3. Weitere Methoden zum Diasporentransfer.....	132
IX.4. Bewertung des Erfolgs von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen	132
IX.4.1. Aufnahmeflächendesign und Artenzahl-Arealkurven	132
IX.4.2. Zielarten.....	133
IX.5. Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf Artendiversität und Artenzusammensetzung	133
IX.5.1. Beweidung	133
IX.5.2. Mahd	135
IX.5.3. Brennen und Mulchen	137
IX.6. Langzeitwirkung von Pflegemaßnahmen.....	137

Danksagung

Zur Durchführung dieser Arbeit war die Hilfe vieler Personen nötig. Herzlich danke ich Prof. (FH) Dr. Kathrin Kiehl und Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer für die Betreuung. Außerdem danke ich dem Landratsamt Freising, dem Landratsamt Aichach-Friedberg sowie der Oberen Naturschutzbehörde für die erteilten Genehmigungen und zur Verfügung gestellten Materialien. Der Heideflächenverein Münchner Norden e.V. und vor allem Frau Joas ermöglichten durch Pflegeabsprache und Mithilfe erst die Durchführung vieler Untersuchungen. Des Weiteren danke ich Prof. Dr. Andreas Gigon (ETH Zürich) und Nikolas Liebig vom Landschaftspflegeverein Augsburg für die Einführung im Gelände.

Besonderer Dank gebührt auch der Mithilfe und Unterstützung durch meine Eltern, meine Schwester, ihren Mann und meine Frau Svetlana. Bei den Vegetationsaufnahmen und Kontrollen der Experimente halfen mir außerdem Fabian Szantho von Radnoth und Klaus Frühschütz.

Zusammenfassung

In den Jahren 2003 bis 2006 wurden im Rahmen einer Promotion die Auswirkungen von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artendiversität von Gefäßpflanzen, Moosen und Flechten in Kalkmagerrasen untersucht. Hierzu wurde an drei Standorten im Süddeutschen und Schweizerischen Raum Vegetationsaufnahmen auf verschiedenen Größenstufen (100 m², 16 m², 4 m², 1 m², 0,0625 m² und 0,01 m²) in einem nested-plot-design mit einer höheren Anzahl kleiner und mittlerer Flächengrößen durchgeführt und alle oben genannten Pflanzengruppen erfasst. Wichtig für die Wahl der Standorte waren renaturierte bzw. gepflegte Flächen in der unmittelbaren Umgebung von Naturschutzgebieten. Ausgewählt wurden die Naturschutzgebiete "Garchinger Heide" im Norden von München und "Kissinger Heide" im Süden von Augsburg sowie die "Merishausener Gräte" bei Schaffhausen/Schweiz).

Untersucht wurde der Abtrag des Oberbodens in Kombination mit dem Auftrag von diasporenreichem Mähgut benachbarter Altheidebestände als Renaturierungsmaßnahme zur Erweiterung bestehender Kalkmagerrasenflächen (Garchinger Heide, Kissinger Heide) sowie die Pflegemaßnahmen Mahd (Garchinger Heide, Gräte), Beweidung (Garchinger Heide) und Brennen (Gräte). Bei Mahd wurde zwischen zweischüriger Mahd (Garchinger Heide), einschüriger Sommermahd (Garchinger Heide, Gräte), einschüriger Herbstmahd (Gräte), und Mahd alle zwei Jahre (Gräte) unterschieden. In der Merishausener Gräte wurden außerdem Flächen ohne Pflege erfasst. Als weitere Renaturierungsmaßnahme wurde der Transfer von kryptogamenreichem Rechgut mit einem hohen Anteil xerophytischer Moose und Flechten auf abgetragene bzw. gepflügte Flächen experimentell nachvollzogen und über drei Jahre

beobachtet. Außerdem wurde im Freiland der Einfluss einer dichten Moosschicht auf die Keimung und Etablierung kalkmagerrasentypischer Gefäßpflanzen untersucht.

Die Daten wurden statistisch ausgewertet und als Artenzahl-Flächenkurven dargestellt. Zudem wurden Korrespondenzanalysen durchgeführt (DCA). Dabei zeigten Bodenabtragsflächen mit Mähgutübertragung bei mittleren und hohen Flächengrößen die höchsten Artenzahlen, vor allem bezüglich der Moose und Flechten. Hier war der Anteil kalkmagerrasentypischer Arten deutlich höher als auf den neu angelegten Flächen ohne Bodenabtrag. Allerdings wiesen die Flächen noch viele Ruderalarten auf. Bei den Flächen ohne Bodenabtrag zeigten sich die einschürige Mahdvarianten und Beweidung als deutlich artenreicher als zweisechürige Flächen (Garching Heide). Brache- und Brennen- Flächen waren vor allem bei kleinen Flächengrößen wesentlich artenärmer als Mahdflächen (Gräte). Eine Mahd alle zwei Jahre führte zur Abnahme niedrigwüchsiger Gefäßpflanzen und der Zunahme mesophytischer Moose (Gräte).

Die zwischen 1991 und 1995 neu angelegten Flächen im Umfeld der Naturschutzgebiete zeigten einen höheren Anteil an mesophytischen Wiesen- und Ruderalarten als die Altheideflächen innerhalb der Naturschutzgebiete (Garching Heide, Kissinger Heide). Durch die noch nicht abgeschlossenen Besiedlung der neu angelegten Flächen zeigten diese bei großen Flächengrößen eine höhere, bei niedrigen Flächengrößen eine meist geringere Artenzahl kalkmagerrasentypischer Arten als die Altheideflächen. Sowohl Altheideflächen als auch Bodenabtragsflächen mit Mähgutauftrag wiesen bis auf wenige Ausnahmen hohe Moosartenzahlen auf, die Altheideflächen allerdings vor allem bei kleinen Flächengrößen. Hohe Flechtenartenzahlen zeigten nur Bodenabtragsflächen, wobei wertvolle Bestände erst bei recht alten Abtragsflächen auftraten (Rollfeld der Garching Heide).

Der Transfer von kryptogamenhaltigem Rechgut ergab auf Abtragsflächen sehr hohe Übertragungsraten und eine gute Etablierung der Arten, während sich auf Flächen mit intaktem (nährstoffhaltigem) Oberboden durch die Konkurrenz der Gefäßpflanzen nur ein Teil der xerophytischen Arten etablieren konnten. Der Keimversuch ergab eine stark inhibierende Wirkung der Moosschicht sowohl auf Keimung als auch Etablierung der Gefäßpflanzen. Es konnte aber auch eine Schutzfunktion der Moosschicht gegen Frost nachgewiesen werden.

Die Kombination aus Bodenabtrag und Mähgutauftrag ist eine der schnellsten und erfolgreichsten Methode zur Erzielung kalkmagerrasentypischer Bestände. Ist die Zielvegetation der Renaturierung lückig und weist hohe Kryptogamendeckungen auf, so sollte auf Teilen der neuen Flächen nur Rechgut aufgetragen werden, da diese Arten sonst durch die bei der Mähgutübertragung mit verfrachteten pleurokarpen Moosen überwachsen werden. Aber auch Flächen ohne Bodenabtrag können eine sehr hohe Artendiversität erreichen, wenn sie einschürig gemäht oder beweidet werden.

Summary

From 2003 to 2006, the effects of restoration and management measures on the species diversity of vascular plants, bryophytes and lichens in calcareous grasslands were surveyed in the context of a PhD thesis. In three calcareous grassland sites in Southern Germany and Switzerland, vegetation relevés on various plot sizes (100 m², 16 m², 4 m², 1 m², 0.0625 m², 0.01 m²) in a nested-plot design with a higher number of small and middle-sized plots were recorded, including all aforesaid plant groups. Selecting criteria for the sites were restored or differently managed areas adjacent to existing nature reserves. We chose the nature reserves "Garchinger Heide" to the north of Munich, "Kissinger Heide" to the south of Augsburg, and "Merishausener Gräte" near Schaffhausen/Switzerland.

As a restoration method for the enlargement of existing calcareous grassland, topsoil removal in combination with the transfer of diaspore-containing hay from species-rich ancient grasslands was investigated in the Garchinger Heide and Kissinger Heide sites. The management methods compared were mowing twice a year (Garchinger Heide), mowing every year in summer (Garchinger Heide, Gräte), mowing every year in autumn (Gräte), mowing every second year (Gräte), grazing with sheep (Garchinger Heide), and controlled burning in early spring (Gräte). In the "Merishausener Gräte", fallow plots were also recorded. Another restoration measure we tested was the transfer of raking material, consisting mainly of xerophytic bryophytes and lichens, onto new plots, which had previously been ploughed or from which the topsoil had been removed. These plots were regularly recorded for three years. Furthermore, we investigated the effects of a dense bryophyte layer on germination and establishment of four vascular plant species characteristic for calcareous grassland in a field experiment.

The data was statistically analyzed and used for the calculation of species-area curves and correspondence analyses (DCA). Topsoil removal plots with hay transfer showed the highest species diversity at medium to large plot sizes, particularly due to their high bryophyte and lichen species numbers. There, the proportion of species characteristic for calcareous grasslands was significantly higher than on the newly restored plots which had been ploughed as an initial restoration measure. However, the newly restored plots still showed a high number of ruderal species. On sites without topsoil removal, grazed or annually mown plots were richer in species than plots mown twice a year (Garchinger Heide). Burning and fallow plots were considerably poorer in species numbers than mown plots, especially at small scales (Gräte). Mowing every second year led to a decrease of low-growing vascular plants and an increase in mesophytic bryophytes (Gräte).

The restoration sites in the periphery of the nature reserves, which had been newly restored in the years 1991 to 1995, contained a bigger fraction of mesophytic grassland species and ruderal

species than the ancient grasslands in the nature reserves (Garching Heide, Kissinger Heide). As a result of their ongoing colonization, the newly restored sites showed higher numbers of calcareous grasslands species at large scales, but in most cases lower numbers at small scales, in comparison to the ancient grasslands. Ancient grassland sites and topsoil removal sites which had received hay featured high numbers of bryophyte species, the former predominantly at small scales. Only the topsoil removal sites showed high lichen species numbers, with endangered synusies growing exclusively at sites which have existed for a long time ("Rollfeld" of Garching Heide, topsoil removal in 1945).

The transfer of raking material consisting mainly of xerophytic cryptogams to topsoil removal sites resulted in very high transfer rates and good establishment of species. On receptor plots with intact (nutrient-rich) topsoil, only a part of the xerophytic cryptogam species was able to establish, because competition with vascular plants was high. The sowing experiment showed a strong inhibitory effect of the bryophyte layer on germination as well as establishment of vascular plant species. In contrast to that, seedlings benefited from the bryophyte layer as protection against frost.

The combination of topsoil removal and transfer of diaspore-containing hay is a fast and successful method to restore calcareous grasslands. If the vegetation used as a target for restoration shows low vascular plant cover, but high cryptogam cover, parts of the sites scheduled for restoration should be excluded from hay transfer, and receive solely raked cryptogam material. The xerophytic acrocarpous mosses will otherwise be outcompeted by pleurocarpous mosses transferred by common hay transfer. But even restoration sites without topsoil removal can reach high species numbers when mown annually or grazed.

I. Einleitung

I.1. Vorkommen und Geschichte 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). Mitteleuropäische 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, oftmals seit dem frühen Mittelalter, in jüngerer Zeit auch durch Mahd (POSCHLOD & WALLISDEVRIES 2002). Durch den Rückgang der Wanderschäfferei seit Ende des 19. Jahrhunderts, die Aufhebung alter Wirtschaftsweisen (Allmende) und die damit einhergehende Umwandlung vieler Flächen in Äcker (schon in SENDTNER 1854) und gedüngte Mähwiesen gingen die Kalkmagerrasenflächen seither drastisch zurück und nur noch kleine Restflächen blieben erhalten (QUINGER et al. 1994, POSCHLOD & WALLISDEVRIES 2002, BENDER et al. 2005, POSCHLOD et al. 2005, BUTAYE et al. 2005). Viele Flächen fielen auch brach, teilweise bis zur Wiederbewaldung der Flächen, oder wurden aufgeforstet (POSCHLOD & WALLISDEVRIES 2002, BENDER et al. 2005, POSCHLOD et al. 2005)

I.2. Pflege von Kalkmagerrasen

Die verbliebenen Kalkmagerrasen bedürfen zu ihrem Erhalt 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 1963). Traditionell wurden viele dieser Flächen beweidet oder gemäht, wobei diese Standorte aber in neuerer Zeit nicht mehr rentabel zu bewirtschaften sind und daher staatlicher Förderung bedürfen. Dabei begünstigen allerdings verschiedene Mahd- und Beweidungsregime unterschiedliche Pflanzenarten oder verdrängen sie (BOBBINK & WILLEMS 1988, KAHMEN et al. 2002, POSCHLOD & WALLISDEVRIES 2002). Extensive Beweidung etwa führte in einer 25 Jahre dauernden Langzeituntersuchung zur

Zunahme von Rosettenpflanzen, während Brennen und Brache *Brachypodium pinnatum* auf Kosten von *Bromus erectus* begünstigten (KAHMEN et al. 2002).

Hier bestand noch weiterer Klärungsbedarf, vor allem aber sollten vergleichbare Ergebnisse aus unterschiedlichen Gebieten erfasst werden, um standortunabhängige Aussagen zu erlauben.

I.3. Neuschaffung von Kalkmagerrasen

Die Reste der Kalkmagerrasenstandorte sind oftmals zu klein, um den Erhalt 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). Dadurch wird in den ersten Jahren die Entwicklung von in der Diasporenbank dieser Flächen reichlich enthaltenen Ruderal- bzw. Wirtschaftsgrünlandarten begünstigt (THORMANN et al. 2003). Diese Arten können aber nur in feuchten Jahren dominant werden, während Trockenheit die Nährstoffverfügbarkeit limitiert (KIEHL et al. 2003, KIEHL 2005). 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 z.B. durch das Aufbringen von diasporenhaltigem Mähgut aus angrenzenden Kalkmagerrasen die Ansiedlung typischer Kalkmagerrasenarten auf den Flächen wesentlich beschleunigt werden (THORMANN et al. 2003, KIEHL et al. 2006). Ähnliches wird auch von anderen Autoren beschrieben (HILBIG 2000, TRÄNKLE 2002, BRAUN 2006).

Ein Ziel dieser Arbeit war es, die Auswirkungen von Bodenabtrag in Kombination mit Mähguttransfer auf die Vegetation auf unterschiedlichen Maßstabsebenen zu erfassen und auch andere Pflanzengruppen in die Betrachtung mit einzubeziehen.

I.4. 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. Dabei variiert der Flechtenanteil meist stärker als der Moosanteil (DENGLER 2005).

Kryptogamen beeinflussen durch Konkurrenz um Ressourcen und durch allelopathische Stoffe die Keimung und Etablierung von Gefäßpflanzen (TOOREN 1990, ZAMFIR et al. 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), so dass unter ihnen nur noch wenige schattentolerante Moosarten gedeihen können. Kryptogamen können daher vor allem an Extremstandorten (Hochmoore, Felsköpfe, beschatteter Waldboden) und in frühen Sukzessionsstadien zur Dominanz gelangen (FRAHM 2001). Dabei sind tendenziell Moose an lichtarmen und feuchten, Flechten an lichtreichen und trockenen Standorten konkurrenzkräftiger (ebd.). Moose und Flechten können wie immergrüne Gefäßpflanzen auch im Winter günstige Klimaphasen und die Übergangsjahreszeiten nutzen, in denen die Konkurrenz durch Gefäßpflanzen weitgehend wegfällt (ebd.). Zudem können xerophytische Kryptogamen 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).

Auch Kalkmagerrasen weisen einige gefährdete Kryptogamengesellschaften auf, unter anderem das *Toninio-Psoretum decipientis* Stodiek 1937 (GÜNZL 2001). Es lag daher nahe, Moose und Flechten mit zu erfassen und auch einige Interaktionen zwischen Gefäßpflanzen und Kryptogamen zu untersuchen.

I.5. Biodiversität in Kalkmagerrasen

Grundsätzliches Ziel von Renaturierungsmaßnahmen ist das Schaffen von Beständen, die ein hohes Maß an standorttypischen, oft gefährdeten Arten aufweisen (siehe auch DIERSSEN & KIEHL 2001, KIEHL 2005). Dabei steht meist das Erreichen einer ähnlich hohen Diversität wie auf bestehenden Zielflächen im Vordergrund, worunter meist Artendiversität verstanden wird (DIERSSEN & KIEHL 2001, CHRISTENSEN 2007), die durch die Erfassung von Artenzahlen

messbar wird. Zum Vergleich der Artendiversität zweier Standorte werden meistens die Artenzahlen auf einer bestimmten Flächengröße herangezogen. Um mehr Informationen über die Vegetation und ihre Verteilung am Standort zu erfahren, können auch Aufnahmen mit einer Kombination verschiedener Flächengrößen durchgeführt werden. Dies dient zur Darstellung von Artenzahl-Areal-Kurven, die den Anstieg der Artenzahl mit der Flächengröße (ARRHENIUS 1921, CHRISTENSEN 2007) darstellen. Mittels der einfachen Potenzfunktion $S = c \cdot A^z$ können so spezifische Variablen errechnet werden, die weiter reichende Aussagen über den Bestand erlauben als Artenzahlen auf einer Flächengröße (PRESTON 1960). Die Potenzfunktion wird verwendet, da sie bessere Näherungswerte liefert als andere Funktionen (DOLNIK 2003, DENGLER 2007, CHRISTENSEN 2007). Zusätzlich werden Zielarten definiert, da reine Artenzahlen oftmals nur eine geringe ökologische Aussagekraft besitzen (BAKKER et al. 2000, KIEHL & JESCHKE 2005). Durch ihre geringe Deckung und ihre meist lückige Verbreitung ist die Verwendung von Arten der Roten Liste oft wenig hilfreich. Für den Lebensraum charakteristische Arten hingegen können sehr gut als Zielarten verwendet werden (ROSENTHAL 2003). Aufgrund der größeren Aussagefähigkeit gegenüber Aufnahme einer Flächengröße wurden Aufnahmen auf verschiedenen Maßstabsebenen erhoben, um Artenzahl-Areal-Kurven zu erstellen. Außerdem wurden Zielarten definiert, um die tatsächlichen Pflegeerfolge darstellen zu können.

Eine weitere Möglichkeit der Bewertung der Biodiversität stellen Diversitätsindizes wie verschiedene Evenness - Indizes dar (SHANNEN & WEAVER 1949, PIELOU 1977). Dazu wurde in der vorliegenden Arbeit der Evenness - Index $E_{1/D}$, der nicht durch die Artenzahl beeinflusst wird (SMITH & WILSON 1996), verwendet. Da die Anwendung des Index keine neuen Erkenntnisse erbrachte, wurde auf die Darstellung von Diversitätsindizes in dieser Arbeit verzichtet.

I.6. Zielsetzung der vorliegenden Arbeit

Aufbauend auf den im Rahmen des E+E-Vorhabens "Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München" durchgeführten Untersuchungen (PFADENHAUER et al. 2000a, PFADENHAUER & KIEHL 2003) sollten durch diese Arbeit die in den vorangegangenen Kapiteln aufgeworfenen Fragen untersucht werden. Besonders wichtig waren dabei folgende Fragestellungen:

- **Wie wirken sich Renaturierungsmaßnahmen auf verschiedenen Maßstabsebenen auf die Gefäßpflanzen- und Kryptogamenartenvielfalt in ursprünglichen und neu angelegten Kalkmagerrasen aus?**
- **Wie unterscheiden sich ursprüngliche und neu angelegte Kalkmagerrasen mit verschiedenen Pflegeregimes voneinander?**

Da die Mähgutübertragung nicht in der Lage war, die gefährdeten Kryptogamensynusien der Garchinger Heide auf neue Flächen zu verbringen und die Ausbreitungsfähigkeit der Arten nicht ausreichte, die neuen Standorte innerhalb des untersuchten Zeitraumes des E+E-Vorhabens (10 - 12 Jahre) zu besiedeln, wurde eine andere Möglichkeit zur Übertragung dieser Arten angestrebt. Daher ergab sich als weitere Fragestellung:

- **Können Moose und Flechten ähnlich einer Mähgutübertragung durch Rechgut auf neu angelegte Kalkmagerrasen übertragen werden?**

Da offensichtlich bestimmte Einflüsse die Entwicklung der Vegetation an den Standorten beeinflussten und etwa das Rollfeld noch nach 60 Jahren keine geschlossene Gefäßpflanzenschicht, aber eine geschlossenen Kryptogamenschicht aufwies, sollten zumindest einige Interaktionen dieser Pflanzengruppen fundiert untersucht werden. Diese Untersuchungen versuchen, zumindest einzelne Aspekte der folgenden Frage zu beantworten:

- **Wie beeinflussen sich Gefäßpflanzen und Kryptogamen in Kalkmagerrasen?**

Die folgende Übersicht gibt einen Einblick in den Aufbau der vorliegenden Arbeit:

In Kapitel **II** wird die Kryptogamenvegetation der verschiedenen Standorte innerhalb des Naturschutzgebietes "Garchinger Heide" beschrieben. Außerdem werden die Stufen der Vegetationsentwicklung auf den Flächen dargestellt.

In Kapitel **III** werden die Artenzahlen alter und neu angelegter Kalkmagerrasen im Umfeld des NSG "Garchinger Heide" auf verschiedenen Maßstabsebenen miteinander verglichen. Hierzu wurden Zielarten definiert, um die Untersuchungsflächen hinsichtlich des Vorkommens von kalkmagerrasentypischen Arten zu beurteilen. Eine detaillierte Phytomasseerhebung (fünf Fraktionen) zeigt quantitative Unterschiede zwischen den Anteilen der Pflanzengruppen in den einzelnen Pflegeregimes.

In Kapitel **IV** wird die Auswirkung einer dichten Mooschicht auf die Keimung und Etablierung von Gefäßpflanzen beschrieben. Das zugrundeliegende Experiment soll einen Einblick in die vielfältigen Interaktionen zwischen Kryptogamen und Gefäßpflanzen gewähren und wurde daher über einen verhältnismäßig langen Zeitraum (26 Monate) geführt.

In Kapitel **V** wird die Möglichkeit der Ansiedlung der in Kapitel IV beschriebenen xerophytischen Kryptogamenvegetation auf neu angelegte Kalkmagerrasenflächen durch die Übertragung von kryptogamenreichem Rechgut untersucht. Hintergrund ist die Übertragung von Arten, die mit den üblichen Methoden nicht auf neu angelegte Flächen verbracht werden und sich nicht selbst auf diesen ansiedeln können.

In Kapitel **VI** werden Artenzahl-Flächengröße-Kurven ehemals gemähter, gebrannter und ungestörter Teilflächen im NSG "Merishausener Gräte" in der Schweiz gegenübergestellt. Hier

werden die Langzeitauswirkungen von 22 Jahre lang durchgeführten Pflegemaßnahmen, fünf Jahre nach der Umstellung auf einheitliche Pflege, auf einen Halbtrockenrasen gezeigt.

Kapitel **VII** zeigt Artenzahl-Arealkurven von Altheideflächen und Bodenabtragsflächen mit Mähgutaufbringung aus der Kissinger Heide. Hier werden die Effekte dieser Kombination zweier Renaturierungsmaßnahmen aufgezeigt.

In Kapitel **VIII** werden Unterschiede der Altheideflächen der untersuchten Standorte aufgezeigt. Weiterhin werden alle Standorte hinsichtlich ihrer Vegetationszusammensetzung und dem Verlauf ihrer Steigungsgeraden (aus Artenzahl-Arealkurven errechnet) miteinander verglichen.

Die Kapitel VII und VIII werden als Box dargestellt, da hier Ergebnisse gezeigt werden, die in den veröffentlichten bzw. zur Veröffentlichung eingereichten Kapiteln II bis VI nicht enthalten sind, aber trotzdem in die Doktorarbeit eingehen sollen.

Als Synopsis werden in Kapitel **IX** die gewonnen Ergebnisse aller Standorte und Experimente (Kapitel II-VIII) abschließend diskutiert. Dabei wird besonders auf die Auswirkungen der untersuchten Pflege- und Renaturierungsmaßnahmen eingegangen.

I.7. Untersuchungsgebiete

Für die Wahl der Standorte war das Vorkommen artenreicher Halbtrockenrasen- bzw. Trockenrasen mit unterschiedlichen Pflege- oder Renaturierungsvarianten auf kalkreichem Boden Voraussetzung. Die Untersuchungsflächen befinden sich innerhalb und in der Umgebung von Naturschutzgebieten, in denen verschiedene Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen erprobt bzw. angewendet wurden. Wichtig war einerseits die gute Vergleichbarkeit verschiedener Maßnahmen durch nahe beieinander liegende Flächen mit dadurch nahezu gleichen Ausgangsbedingungen, andererseits bei Bodenabtragsflächen mit Mähgutübertragung das Vorhandensein artenreicher Spenderbestände in den Naturschutzgebieten, die bei der Auswertung auch als Zielvegetation dienen konnten. Außerdem mussten die vorgenommenen Pflege- und Renaturierungsmaßnahmen gut dokumentiert sein und die Flächen über die nötige Ausdehnung verfügen, um Aufnahmen in einheitliche Beständen zu ermöglichen. Zudem war eine räumliche Nähe zur Universität bzw. dem Wohnort von Vorteil. Teilweise lagen schon Ergebnisse für eine Flächengröße und Gefäßpflanzen vor, allerdings fehlten umfassendere Daten über die Vegetation auf verschiedenen Maßstabsebenen. Daten zu Kryptogamen und deren Interaktionen mit Gefäßpflanzen sind in den Gebieten bisher nicht erhoben worden.

Der Lehrstuhl Vegetationsökologie der TU München hatte durch seine Mitarbeit am E+E-Vorhaben "Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München" bereits im Umfeld des NSG "**Garching Heide**" verschiedene Untersuchungen durchgeführt (PFADENHAUER et

al. 2000a, PFADENHAUER & KIEHL 2003), was zu einer Auswahl vergleichbarer Flächen mit gut dokumentierter Pflegegeschichte und bis auf die Kryptogamen guter Datenlage führte. Durch die Kontakte zum Heideflächenverein war die Anlage von Experimenten im Freiland hier weitgehend störungsfrei möglich.

Die ETH Zürich hat im NSG "**Merishausener Gräte**" auf dem Schaffhauser Randen bereits vegetationskundliche Untersuchungen durchgeführt (RYSER 1990, MARTI 1994, KEEL 1995, GIGON & LEUTERT 1996). Von 1977 bis 1999 wurden hier dann verschiedenen Mahdregimes, Brennen und Brache miteinander verglichen, aber keine Aufnahmen der Kryptogamenarten oder auf verschiedenen Flächengrößen durchgeführt (siehe KÖHLER 2001). Durch das direkte Nebeneinander der Versuchsflächen waren die Flächen sehr gut miteinander vergleichbar. Da die Nutzung zum Zeitpunkt der Neuaufnahme 2004 seit 5 Jahren einheitlich Oktobermahd war, konnten durch die Vegetationsaufnahmen die Langzeitwirkungen unterschiedlicher, über 22 Jahre fortgeführter Pflegemaßnahmen auf die Vegetation dargelegt werden.

Die Flächen im NSG "**Kissinger Heide**" waren durch das gleichzeitige Vorhandensein von artenreichen Altheideflächen und direkt angrenzenden Bodenabtragsflächen mit Mähgutauftrag sehr gut mit den Flächen in der Garchinger Heide vergleichbar. Bis auf die Erstellung von Artenlisten der Gefäßpflanzen (HIEMEYER 1975) wurden auf den Standorten bisher kaum vegetationsökologische Erhebungen durchgeführt.

I.7.1.Garchinger Heide

Die Garchinger Heide (48° 17' n. Br. 11° 39' ö. L.) stellt einen Rest der im nördlichen Alpenvorland früher weit verbreiteten (SENDTNER 1854) Trockenstandorte auf Pararendzinen der nacheiszeitlichen Niederterrassenschotter dar. Im Münchner Norden sind dies vor allem kalkreiche Schotter, die während der Würmeiszeit von der Isar abgelagert wurden (VOLLMANN 1911). Die Isar führte beim Abschmelzen der Gletscher sehr viel Gesteinsmaterial des Isar-Loisach-Gletschers (vor allem Kalke und Dolomite) und des Inntalgletschers (Kalke, Dolomite und Silikatgestein aus den Zentralalpen) mit sich, die dann im Molassetrog zwischen München und dem Tertiärhügelland die nördliche Münchner Schotterebene formten (WINDOLF 1989a).

Die anfangs vegetationsfreien, später aber zum Teil bewaldeten Standorte wurden ab der Jungsteinzeit wohl auch beweidet oder ackerbaulich genutzt. Jedenfalls wurden bronzezeitliche Grabhügel und Opfergruben gefunden (VOLLMANN 1911, KOLLMANNBERGER & GEISEL 1989a), wobei sich in letzteren vor allem Schaf- und Ziegenknochen nachweisen ließen (KOLLMANNBERGER & GEISEL 1989a), die auf Weidehaltung hindeuten. Die Anlage von Hügelgräbern spricht für einen baumfreien Standort. Vermutlich schon während der Römerzeit, nachweislich aber in bajuwarischer Zeit wurden im Gebiet des Naturschutzgebietes auch



Abb.1: Lage der Flächen im Umfeld der Garchinger Heide. (**A** = NSG "Garchinger Heide", **B** = Fl. 205 (Empfängerfläche Kryptogamenübertragungsexperiment ohne Bodenabtrag), **C** = Fl. 2526 (Beweidung); **D** = Nord-West-Sammler Abtrag; **1** = Rollfeld, **2** = Altheide, **3,4** = Alter Acker, **5** = Fl. 506A (Abtrag), **6** = Fl. 506/508 Mahd zweischürig, **7** = Fl. 506/508 einschürig, **8** = Fl. 506/508 Kontrolle (Brache), **9** = Fl. 520/1 Abtrag, **10** = Fl. 520/1 Beweidung, **11** = Fl. 520/1 Kontrolle, **12** = Fl. 520 (Empfängerfläche Kryptogamenübertragungsexperiment mit Bodenabtrag; Quelle: Google Earth(links), Bayerisches Vermessungsamt (rechts)).

Hochäcker angelegt (KOLLMANNBERGER & GEISEL 1989b), ab dem frühen Mittelalter wurden die Flächen als Allmende genutzt. Die auf den Allmendeflächen durchgeführte Beweidung auf Kiesflächen mit nur geringmächtigen Böden (Pararendzinen) führte zur Entwicklung von artenreichen Kalkmagerrasen (WINDOLF 1989b). Durch die besondere Lage des Gebietes tritt hier eine Kombination dealpiner, submediterraner und pontischer Arten auf (PFADENHAUER & LIEBERMANN 1986), die am ehesten dem *Adonido vernalis-Brachypodietum pinnati* (Libbert 1933) Krausch 1961 zugeordnet werden kann (KORNECK et al. 1993). Die Vegetation auf den Altheideflächen (d. h. in den letzten Jahrhunderten nie umgebrochen) enthält vor allem Arten des

Mesobromion erecti (Br.-Bl. et Moor 1938) und Cirsio-Brachypodion Hadac & Klika in Klika & Hadac 1944 (eine Assoziation dessen stellt das Adonido vernalis-Brachypodietum pinnati dar) (RÖDER et al. 2006, aktualisiert nach DENGLER 2004). Das 1945 zur Anlage eines Ersatzflugfeldes für die deutsche Luftwaffe angelegte Rollfeld ist als Sonderstandort von Arten des Xerobromion (Br.-Bl. et Moor 1938) Moravec in Holub et al. 1967 bestanden, stellenweise haben sich aber bereits von Gräsern dominierte Bestände des Mesobromion erecti gebildet (ebd.). Aufgrund der anderen Artenzusammensetzung und des ausschließlichen Vorkommens von *Brachypodium rupestre* stellen die Kalkmagerrasen im Alpenvorland aber vermutlich eine eigene soziologische Einheit dar (mündliche Aussage J. Dengler). Als die traditionelle Bewirtschaftung am Ende des 19. Jahrhunderts aufgegeben wurde, wurden die Flächen aufgelassen, aufgedüngt oder aufgeforstet (KOLLMANNSSBERGER & GEISEL 1989c). Nur wenige artenreiche Kalkmagerrasenstandorte überdauerten bis ins 20. Jahrhundert hinein (PFADENHAUER et al. 2000b, PFADENHAUER 2001). Zwischen 1907 und 1914 kaufte daher die Bayerische Botanische Gesellschaft ca. 23 ha der artenreichsten Reliktflächen auf, um sie zu erhalten (VOLLMANN 1911, KOLLMANNSSBERGER & GEISEL 1989c). Im Jahr 1942 wurde die Fläche in den Rang eines Naturschutzgebietes erhoben (KOLLMANNSSBERGER & GEISEL 1989c). Gegen Ende des Zweiten Weltkrieges sollte ein Rollfeld für die Deutsche Luftwaffe angelegt werden, das aber nie fertig gestellt wurde. Hierfür wurde auf einem 330 m langen und im Südwesten 30 m, im Nordosten aber 50 Meter breiten Streifen der Oberboden abgetragen (siehe Abb. 1) und im Südwesten an einer Seite aufgehäuft. Zudem wurden Schützenlöcher entlang des Rollfeldes gegraben (KOLLMANNSSBERGER & GEISEL 1989d). Im Jahre 1959 bzw. Mitte der 60er Jahre kamen schließlich noch zwei aus der Nutzung genommene Ackergrundstücke hinzu, so dass das Naturschutzgebiet heute eine Fläche von 27,13 ha umfasst (KOLLMANNSSBERGER & GEISEL 1989c). Die Flächen im Naturschutzgebiet wurden bis 2003 streifenweise gemäht, wobei etwa die Hälfte der Streifen vorwiegend aus faunistischen Gründen ungemäht blieben. Seit 2004 werden jedes Jahr etwa 75 Prozent der Fläche zwischen Juli und September gemäht. Im Jahre 1992 begann ein Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben, das die Heideflächen im Münchner Norden verbinden und optimale Pflegemaßnahmen feststellen sollte (PFADENHAUER et al. 2000a, Kiehl et al. 2000, PFADENHAUER & KIEHL 2003, KIEHL & JESCHKE 2005, KIEHL et al. 2006). Hierbei wurden außer Gefäßpflanzen auch Pilze und Tiere untersucht (PFADENHAUER et al. 2000a, PFADENHAUER & KIEHL 2003, KIEHL & WAGNER 2006).

I.7.2. Kissinger Heide

Das Naturschutzgebiet "Kissinger Heide" (48° 17' n. Br., 10° 57' ö. L.) stellt wie die Garchinger Heide ein Relikt der Kalkschotterheiden auf den ausgedehnten Niederterassenschottern des



Abb. 2: Luftbild des NSG "Kissinger Heide". Die Ortschaft hinter der ICE-Trasse am rechten oberen Bildrand ist Kissinger. (A = Altheide mit Mosaik aus Kalkmagerrasen, Pfeifengraswiesen und Gebüsch; B = Oberbodenabtragsflächen; Punkte stellen Aufnahmeflächen im NSG, Quadrate Aufnahmeflächen auf den Abtragsflächen dar. Quelle: Google Earth).

nördlichen Voralpenlands dar (Abb. 2). Allerdings sind zwischen Landsberg und Augsburg noch größere Reste dieser einstmals sehr ausgedehnten Lechheiden vorhanden (SENDTNER (1854) gibt 23.322 Tagwerk an, das sind 7946 ha), die zum Teil bereits durch Biotopverbundmaßnahmen vernetzt sind. Diese Kalkmagerrasenbestände kommen ebenfalls auf geringmächtigen Pararendzinen der ähnlich wie die Isarschotter zusammengesetzten Lechschotter vor (SENDTNER 1854). Aufgrund der Nähe zum jetzigen Lechverlauf (ca. 500 m) enthält das Gebiet einige verlandete Altarme des Lechs, die fluviatile Ablagerungen aus Feinmaterial in Form von Tonlinsen enthalten (ebd.). Durch das enge Nebeneinander verschiedener Bodentypen kommt hier ein Mosaik aus Gebüschinseln (Berberidion Br.-Bl. 50), Knollendistel-Pfeifengraswiesen (*Cirsio tuberosi* - *Molinietum arundinacea* Oberd. et Phil. ex. Görs 74) und Kalkmagerrasen

(Cirsio-Brachypodium Hadac & Klika in Klika & Hadac 1944) vor (Biotopkartierung des Landesamtes Aichach-Friedberg).

Vermutlich wurden schon während der römischen Besiedlung im Raum Augsburg Rodungen durchgeführt. Ebenso wie im Münchner Norden gingen nach dem Ende des Römischen Reiches die Einflüsse des Menschen stark zurück, um im frühen Mittelalter mit dem Einrichten von Allmendeflächen mit Waldweiden zum Zurückgehen des Waldes und einer allmählichen Aushagerung des Bodens zu führen (HIEMEYER 1975). Am Ende des 19. Jahrhunderts wurden auch hier die Allmendeflächen aufgeteilt und größtenteils in Äcker und Wiesen umgewandelt (ebd.).

Bis 1920 wurde das Mosaik aus Feuchtwiesen und Kalkmagerrasen des jetzigen Naturschutzgebietes noch durch eine jährliche Streumahd gepflegt (HIEMEYER 2002). 1941 wurde ein 36,7 ha großer Restbestand nahe der Ortschaft Kissing als Naturschutzgebiet "Kissinger Heide" ausgewiesen (ebd.). 1964 wurde dieses bestätigt (REGIERUNG VON BAYERN 1964) und ist bis 2006 auf ca. 43 ha angewachsen (REGIERUNG VON SCHWABEN 2006). Die Fläche wird seit 1980 jährlich zwischen August und September gemäht (HIEMEYER 2002), wobei Teile der feuchten Bereiche und kleinere Teile der Trockenrasen zum Schutz der Fauna ungemäht bleiben.

Im Jahre 1995 wurde auf einer östlich an die Kissinger Heide angrenzenden Fläche der Oberboden abgetragen und diasporenhaltiges Mähgut aus dem Naturschutzgebiet aufgebracht ("Kissinger Heide Abtrag").

I.7.3. Merishausener Gräte

Das Naturschutzgebiet "Merishausener Gräte" (47° 45' n. Br., 8° 37' ö. L.) liegt auf ca. 700 - 720 m ü. N.N. auf dem Randen, einem Ausläufer des Jura, im Kanton Schaffhausen im Norden der Schweiz (Abb. 3). Die Fläche weist auf gebankten Kalken des unteren Malm mittelgründige Rendzinen auf (MARTI 1994). Die Existenz der Wiese ist seit ca. 1900 belegt, und diese wurde aufgrund ihrer Abgelegenheit nur extensiv bewirtschaftet, d. h. gemäht, da auf dem Randen der Anteil beweideter Fläche sehr klein war (MARTI 1994). Die Flächen selbst liegen auf einem langgestreckten Höhenrücken und sind von artenreichem Flaumeichenwald eingerahmt. Die Landschaft wird schon seit dem Mittelalter land- und forstwirtschaftlich genutzt (mündliche Mitteilung Prof. Gigon/ETH Zürich). Von 1977 bis 1999 wurden hier von der ETH Zürich verschiedene Pflegeregimes (Oktobermahd, Julimahd, Julimahd alle 2 Jahre, Julimahd alle 5 Jahre, Brennen und Brache) erprobt (KÖHLER 2001). Seit 2000 wird auf allen Flächen eine jährliche Oktobermahd durchgeführt.



Abb. 3: Luftbild des Schaffhauser Randen mit dem NSG "Merishausener Gräte" (1). Das Kästchen im NSG (2) stellt die Aufnahme­flächen dar; die Ortschaft südwestlich davon ist Merishausen. (Quelle: Google Earth).

Literatur

- ARRHENIUS, O. (1921): Species and area. - *J. Ecol.* 9: 95-99.
- BAKKER, J. P. & BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. - *TREE* 14: 63-67.
- BAKKER, J. P., GROOTJANS, A. P., HERMY, M. & POSCHLOD, P. (2000): How to define targets for ecological restoration? - *Appl. Veg. Sci.* 3: 1-72.
- 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.
- 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. (edts.): *Diversity and pattern in plant communities*: p. 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: 160 S.
- 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.
- CHRISTENSEN, E. (2007): Eine Theorie zur Beziehung zwischen Artenzahl und Flächengröße. - *Mitt. Arb.gem. Geobot. in Schlesw.-Hols. Hambg.* 64: 296 S.
- 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. (2004): 22. Klasse: Festuco-Bromoetea Br.-Bl. & Tx. ex Klika & Hadac 1944 - Basiphile Magerrasen und Steppen im Bereich der submeridionalen und temperaten Zone. - In: Berg, C., Dengler, J., Abdank, A. & Isermann, M. (Hrsg.): *Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung - Textband*. - Landesamt Umw., Nat.schutz und Geol. Meckl.burg-Vorpom. Weissdorn-Verlag, Jena: S. 327-335.
- DENGLER, J. (2005): Zwischen Estland und Portugal - Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Phytodiversitätsmuster europäischer Trockenrasen. - *Tuexenia* 25: 387-405.
- DENGLER, J. (2007): Which function describes the species-area relationship best? - A review and empirical evaluation. - *Ecol. Letters*, in Druck.
- DIERSSEN, K. & KIEHL, K. (2001): Theoretische Grundlagen zur Definition, Messung und Bedeutung von Diversität. - *Schr.reihe Veg.kde.* 32: 7-21.
- DOLNIK, C. (2003): Artenzahl-Areal-Beziehungen von Wald- und Offenlandgesellschaften. - *Mitt. Arb.gem. Geobot. in Schlesw.-Hols. Hambg.* 62: 183 S.
- DURING, H. J. & TOOREN, B. F. VAN (1990): Bryophyte interactions with other plants. *Botanical J. Linnean Soc.* 104: 79-98.
- ELLENBERG, H. (1963): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, in kausaler, dynamischer und historischer Sicht*. - Ulmer, Stuttgart.
- 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.

- GRADMANN, R. (1950): Das Pflanzenleben der Schwäbischen Alb: pflanzengeographische Darstellung, 4. Aufl. - Verlag des schwäbischen Alpenvereins, Stuttgart.
- GÜNZL, B. (2001): Die Bunte-Erdflechten-Gesellschaft (*Toninio-Psoretum decipientis* Stodiek 1937) in Nordhessen - aktuelle Erfassung und Gliederung. *Tuexenia* 21: 179-191.
- HIEMEYER, F. (1975): Die Flora der Heidefläche bei Neukissing. - *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 46: 87-91.
- HIEMEYER, F. (2002): Königsbrunner und Kissinger Heide. Juwelen vor den Toren Augsburgs. - Wißner Verlag, 112 S.
- HILBIG, W. (2000): Die Vegetationsentwicklung auf künstlich geschaffenen Kalkschotterflächen. - *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 69/70: 31-42.
- 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.
- 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.*: 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. (2000): Neuschaffung von Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerflächen. - *Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz* 67: 23-32.
- 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. (2005): Einfluss von Reanturierungsmaßnahmen auf die Phytodiversität von Grasländern. *Habilitationsschrift, TU München, München*: 247 S.
- 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. & WAGNER, T. (2006): Effect of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. - *Rest. Ecol.* 14: 157-166.
- 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: 148-156.
- KÖHLER, B. (2001): Mechanisms and extent of vegetation changes in differently managed limestone grasslands. - *Diss. ETH No. 14227*: 89 S.
- KOLLMANNNSBERGER, G. & GEISEL, O. (1989a): Archäologen auf der Heide. - GEMEINDE ECHING, LANDKREIS FREISING (Hrsg.): Garching Heide, Echinger Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. - Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München: S. 54-60.

- KOLLMANNBERGER, G. & GEISEL, O. (1989b): Hochäcker in Heide und Lohe. - GEMEINDE ECHING, LANDKREIS FREISING (Hrsg.): Garchinger Heide, Echinger Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. - Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München: S. 63f.
- KOLLMANNBERGER, G. & GEISEL, O. (1989c): Die Rettung der Garchinger Heide. - GEMEINDE ECHING, LANDKREIS FREISING (Hrsg.): Garchinger Heide, Echinger Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. - Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München: S. 73-75.
- KOLLMANNBERGER, G. & GEISEL, O. (1989d): Soldaten auf der Heide. - GEMEINDE ECHING, LANDKREIS FREISING (Hrsg.): Garchinger Heide, Echinger Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. - Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München: S. 66f.
- KORNECK, D., MÜLLER, T. & OBERDORFER, E. (1993): Sand- und Trockenrasen, Heide-Borstgras-Gesellschaften, alpine Magerrasen, Saumgesellschaften, Schlag- und Hochstauden-Fluren. - In: OBERDORFER, E. (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil 2. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. - Schriftenreihe Vegetationskunde 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.
- LÖBEL, S., DENGLER, J. & HOBOHM, 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.
- MARTI, R. (1994): Einfluss der Wurzelkonkurrenz auf die Koexistenz von seltenen mit häufigen Pflanzenarten in Trespen-Halbtrockenrasen. - Veröff. Geobot. Inst. Eidgenöss. Techn. Hochsch., Stift. Rübel Zür.: 147 S.
- MEINUNGER, L. & NUSS, I. (1996): Rote Liste gefährdeter Moose Bayerns. - Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz 137:1-62.
- NEUMAYR, L. (1971): Moosgesellschaften der südlichen Frankenalb und des Vorderen Bayerischen Waldes. - Hoppea 29/1: 364 S.
- PFADENHAUER, J. & LIEBERMANN, C. (1986): Eine geobotanische Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Garchinger Haide. - Ber. Bayer. Bot. Ges. 57: 99-110.
- 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., FISCHER, F., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILTZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E. & WIESINGER, K. (2000a): Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. - Angew. Landsch.ökol. 32: 311 S.
- PFADENHAUER, J., LÖSCH, R. & JOAS, C. (2000b): Ziele, Organisation und Durchführung des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens. - 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: 19-35.

- PFADENHAUER, J. (2001): Some remarks on the socio-cultural background of restoration ecology. - *Rest. Ecol.* 9: 220-229.
- 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.
- PIELOU, E. C. (1977): *Mathematical Ecology.* - Wiley, New York: 346 p.
- 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.
- POSCHLOD, B., BAKKER, J. & KAHMEN, S. (2005): Changing land use and its impact on biodiversity. - *Basic Appl. Ecol.* 6: 93-98.
- PRESTON, F. W. (1960): Time and space and the variation of species. - *Ecology* 41: 611-627.
- QUINGER, B. (1994): Methoden und Erfahrungen bei der Dauerflächenbeobachtung von Magerrasenrenaturierungsflächen im bayerischen Alpenvorland. - *Schr.reihe.Landsch.pfl. Nat.schutz II.40:* 113-123.
- REGIERUNG VON BAYERM (1964): Landesverordnung über das Naturschutzgebiet "Kissinger Heide" - Bayerisches Gesetz- und Verordnungsblatt 14: 187f.
- REGIERUNG VON SCHWABEN (2006): Verordnung über das Naturschutzgebiet "Kissinger Heide". - *Amtsblatt der Regierung von Schwaben* 13: 143-147.
- 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.
- ROSENTHAL, G. (2003): Selecting target species to evaluate the success of wet grassland restoration. - *Agric., Ecosyst. Environ.* 98: 227-246.
- 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.
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1949): *The mathematical theory of communication.* - University of Illinois press, Urbana, Illinois: 148 p.
- SMITH, B. & WILSON, J.B. (1996): A consumer's guide to evenness indices. - *Oikos* 76: 70-82.
- 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.
- 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.
- VOLLMANN, F. (1911): Das Schutzgebiet der bayerischen Botanischen Gesellschaft auf der Garching Heide. - *Mitt. Bayer. Bot. Ges.* 2: 312-318.

- WINDOLF, R. (1989a): Die geologische Geschichte des G'filds. - In: GEMEINDE ECHING, LANDKREIS FREISING (Hrsg.): Garchinger Heide, Echinger Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. - Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München: S. 13-15.
- WINDOLF, R. (1989b): Der Boden der Haide. - In: GEMEINDE ECHING, LANDKREIS FREISING (Hrsg.): Garchinger Heide, Echinger Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. - Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München: S. 16f.
- 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.

II. Vergleich der Kryptogamenvegetation alter und junger Kalkmagerrasen im Naturschutzgebiet "Garchinger Heide"

(Autoren: Michael Jeschke & Kathrin Kiehl; Erschienen in: Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 76 (2006): S. 221-234)

Zusammenfassung

In den Jahren 2003 und 2004 wurde die Kryptogamenvegetation alter und junger Teilbereiche des Naturschutzgebietes "Garchinger Heide" miteinander verglichen. Im Bereich der Altheide (ursprüngliche Kalkmagerrasen) kommen vorwiegend kalkmagerrasentypische pleurokarpe Moose des *Abietinellion* Giac. ex Neumann 1971 vor. Auf den ehemaligen Ackerflächen im Naturschutzgebiet treten vor allem *Thuidium abietinum* und *Rhytidiadelphus triquetrus* auf, die zum Teil monodominante Bestände bilden.

Das Rollfeld (Bodenabtrag 1945) ist durch eine hohe Artenvielfalt akrokarper Moose und Flechten charakterisiert. Hier ist ein Mosaik aus Moospolstern von *Hypnum cupressiforme* ssp. *lacunosum* und kiesbewohnenden akrokarpen Moosen des *Tortelletum inclinatae* Stod. 1937 zu finden. Auf den akrokarpen Moospolstern konnten sich hochgradig schützenswerte Bestände der Bunten Erdflechtengesellschaft etablieren, die auf dem Rollfeld weite Verbreitung finden. Ergebnisse einer Rasterkartierung zeigen, dass sie allerdings noch nicht das gesamte Areal besiedeln konnten. Diese werden im Lauf der Sukzession langsam von artenarmen *Cladonia*-Beständen abgelöst, die zu Gefäßpflanzengesellschaften überleiten.

Abstract

In 2003 and 2004, the cryptogam vegetation of young and old calcareous grasslands of the nature reserve "Garchinger Heide" was studied. Pleurocarpous mosses of the *Abietinellion* Giac. ex Neumann 1971, which are characteristic for calcareous grasslands, occur in the ancient grassland. The cryptogam layer of ex-arable fields within the nature reserve mainly consists of *Thuidium abietinum* and *Rhytidiadelphus triquetrus*, often growing in monospecific stands. The "Rollfeld" (topsoil removal 1945) is characterized by a high species density of acrocarpous mosses and lichens. Bryophyte mats of *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* and acrocarpous mosses of the *Tortelletum inclinatae* Stod. 1937 form a distinctive pattern. On bare soil epigeaic lichens of the *Toninio-Psoretum decipientis* were able to establish in most parts of the "Rollfeld". Results of a grid mapping showed that they were not able to colonize the whole available area.

During succession species-poor *Cladonia* stands slowly replace the epigeic lichens and are outcompeted later by vascular plant species.

II.1. Einleitung

Im Naturschutzgebiet "Garchinger Heide" nördlich von München kommen Adonisröschen-Steinzwenkenrasen (*Adonido-Brachypodietum*) vor, die durch das gleichzeitige Vorkommen submediterraner, dealpiner und kontinentaler Florenelementen geprägt sind (KORNECK et al. 1993). Die Gefäßpflanzenvegetation der Garchinger Heide wurde bereits in zahlreichen Untersuchungen behandelt (VOLLMANN 1911, HEPP & POELT 1970, PFADENHAUER & LIEBERMANN 1986, KIEHL & JESCHKE 2005, RÖDER et al. 2006). Die Kryptogamenvegetation der Garchinger Heide ist dagegen weit weniger gut dokumentiert. SCHAUER (1969) beschreibt die saxicole Flechtenvegetation der Kiesfläche des Rollfelds. LIPPERT (1989) nennt einige wichtige Arten der Kryptogamenvegetation und gibt einen kurzen Abriss der Sukzessionsfolge auf den Schotterflächen. KORNECK et al. (1993) geben in ihrer Gliederung des *Adonido-Brachypodietum* zahlreiche Moos- und Flechtenarten an, von denen die meisten auch in der Garchinger Heide zu finden sind. JESCHKE & KIEHL (2006) beschreiben die Auswirkungen verschiedener Renaturierungsmaßnahmen auf die Gefäßpflanzen- und Kryptogamenartendiversität neu angelegter Kalkmagerrasen im Vergleich zu Referenzflächen im Naturschutzgebiet.

Da gerade in Trocken- und Halbtrockenrasen mit niedrigwüchsiger und lückiger Vegetation Moose und Flechten hohe Deckungen und Artenzahlen erreichen (DENGLER 2005), wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit die Kryptogamenvegetation der Garchinger Heide und ihres Umfelds detailliert aufgenommen. Dabei stand der Vergleich der verschiedenen Teilbereiche der Garchinger Heide (Altheide, Rollfeld, ehemalige Äcker) im Vordergrund. Um die auf dem Rollfeld vorkommenden schutzwürdigen Bestände der Bunten Erdflechtengesellschaft (*Toninio-Psoretum decipientis* Stodiek 1937) genau zu dokumentieren, wurden die beiden in der Garchinger Heide am häufigsten anzutreffenden Flechtenarten dieser Gesellschaft mittels einer Rasterkartierung erfasst. Dabei wurden außer dem 1945 angelegten Rollfeld auch zwei angrenzende 1980 bzw. 2000 angelegte Abtragsflächen in die Kartierung einbezogen.

II.2. Untersuchungsgebiet

Das Naturschutzgebiet "Garchinger Heide" (Abb. 1) umfasst heute ca. 27 ha. Auf einem etwa 330 m x 50 m großen Teilstück im Süden der Fläche, dem sogenannten "Rollfeld", wurde 1945 der Oberboden bis auf den anstehenden quartären Kies abgetragen, um eine Ersatzlandebahn für den Militärflughafen Schleißheim zu schaffen, die jedoch nie genutzt wurde

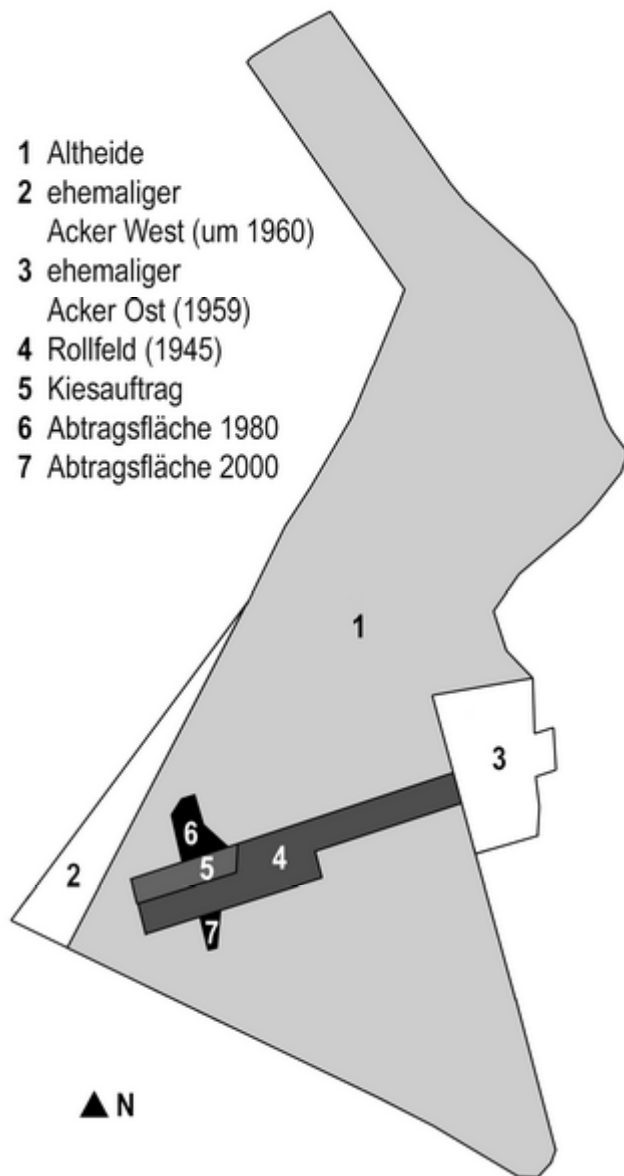


Abb.1: Übersicht über die Teilflächen des Naturschutzgebiets "Garching Heide". Die Länge des Rollfelds beträgt etwa 330 m, die Gesamtfläche ca. 27 ha.

Abtragsfläche wurde 2000 im Süden des Rollfelds angelegt. Im Rahmen eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens wurden 1993 auf mehreren Flurstücken im Umfeld der Garching Heide durch Mähgutübertragung und Oberbodenabtrag auf einem Teil der Flächen neue Kalkmagerrasen angelegt (siehe PFADENHAUER & KIEHL 2003), die hier als neue Magerrasen bezeichnet werden.

II.3.Methodik

II.3.1.Erfassung der Artenzusammensetzung der Kryptogamenvegetation

Im Rahmen von Vegetationsaufnahmen auf verschiedenen Maßstabsebenen (siehe KIEHL & JESCHKE 2005, JESCHKE & KIEHL 2006) wurden 2003 auf dem Rollfeld sowie in der Altheide

(KOLLMANNBERGER & GEISEL 1989). Der Kies besteht zum größten Teil aus Kalk und Dolomit der nördlichen Kalkalpen mit einem geringen Anteil an Silikaten der Zentralalpen (Gneis, Granit, Amphibolit, Sandstein und Radiolarit). Zusätzlich wurden entlang der geplanten Start- und Landebahn Schützenlöcher von durchschnittlich etwa 1 m² Größe ausgehoben, die heute nur noch als etwa 0,5 m tiefe Gruben sichtbar sind. 1959 wurde eine im Osten angrenzende rechteckige Ackerparzelle (vgl. Abb. 1) aus der Nutzung genommen, in das Naturschutzgebiet eingegliedert und der Besiedlung durch die Heidevegetation überlassen. Ein weiteres, westlich gelegenes Ackergrundstück in Form eines langgestreckten Dreiecks wurde vermutlich während der 1960er Jahre Teil des Naturschutzgebiets. Im Jahr 1980 wurde auf einem nördlich an das Rollfeld angrenzenden Flächenstück von 1820 m² Größe der Oberboden abgetragen (PFADENHAUER & LIEBERMANN 1986, WILL et al. 2005). Eine weitere

jeweils vier Flächen von 100 m² aufgenommen. Hinzu kamen je zwei Flächen auf dem östlichen "ehemaligen Acker O" (2003) und dem westlichen "ehemaligen Acker W" (2004). Die 1993 angelegten Kalkmagerrasen im direkten Umfeld der Heide wurden ebenfalls untersucht und sind bereits in den beiden oben genannten Veröffentlichungen beschrieben. Ihre Artenzusammensetzung wird in den Tabellen 1 und 2 kurz unter "neue Magerrasen" zusammengefasst. Auf allen Untersuchungsflächen wurde auf jeweils 20 Dauerflächen von 4 m² Größe (ehemalige Acker Ost: n=10, ehemaliger Acker West: n=8) die Deckung der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten ermittelt. Die Bestimmung der Moose erfolgte nach FRAHM & FREY (1992) sowie NEBEL & PHILIPPI (2001, 2002, 2005) und die der Flechten nach WIRTH (1996). Dabei wurden ein trinokulares Auflichtmikroskop Optech SZT (6,5 - 68 x) sowie ein Stereomikroskop Hertel & Reuss Studio C (100 - 1000 x) mit Mikrometerokular verwendet. Flechtenfruchtkörper bzw. Moosstängel und -blätter wurden in Paraffin eingebettet und mittels Handmikrotom "Optimat" (Fa. Mannschatz, Leipzig) geschnitten. Für Flechten wurden dabei die in WIRTH (1996) genannten Chemikalien für Farbreaktionen von Flechteninhaltsstoffen benutzt. Die Nomenklatur richtet sich nach NEBEL & PHILIPPI (2001, 2002, 2005) und WIRTH (1996). Auf allen zur Bestimmung herangezogenen Geröllen ließen sich an Krustenflechten mit Perithezien nur *Verrucaria nigrescens*, *V. muralis*, *V. dolosa* und *V. murorum* nachweisen, so dass in den Vegetationsaufnahmen alle dunklen saxicolen Krustenflechten mit Perithezien als *V. nigrescens* und alle hellen Krustenflechten mit Perithezien als *V. muralis* bezeichnet wurden. Kiesflächen außerhalb der Aufnahmeflächen wurden nicht weiter nach Krustenflechten abgesucht. Die Einordnung in die Gefährdungsstufen der Roten Liste erfolgt nach MEINUNGER & NUSS (1996, Moose Bayern), LUDWIG et al. (1996, Moose Deutschland) und WIRTH et al. (1996, Flechten Deutschland), alle dargestellt in JEDICKE (1996).

II.3.2. Rasterkartierung von *Catapyrenium squamulosum* und *Toninia sedifolia*

Um die räumliche Verteilung der Bunten Erdflechtengesellschaft (*Toninio-Psoretum decipientis* Stodiek 1937) darzustellen, wurde das Rollfeld und die angrenzenden Abtragsflächen mittels eines 10 m x 10 m - Rasters in 100 m² - Quadrate unterteilt. In jedem Quadrat wurde die Deckung der häufigsten Vertreter der Bunten Erdflechtengesellschaft in der Garching Heide, *Catapyrenium squamulosum* und *Toninia sedifolia*, in dm² je 10 m x 10 m (=cm²/m²) geschätzt.

II.4. Ergebnisse

II.4.1. Vegetationsaufnahmen

Insgesamt konnten 34 Moos- und 40 Flechtenarten nachgewiesen werden. Die 34 Moosarten setzen sich aus 17 akrokarpem, 14 pleurokarpem und 3 Lebermoosen zusammen (siehe Tab. 1).

Die Lebermoose kommen entweder in Vegetationslücken (*Frullania tamarisci*), in dichten Polstern pleurokarper Moose (*Lophocolea bidentata*) bzw. in den feuchteren und stärker bewachsenen Schützenlöchern (*Radula complanata*, epiphytisch) vor und sind nicht typisch für Kalkmagerrasen.

Die pleurokarpen Moose stellen arten- und mengenmäßig den größten Anteil der Moosflora der Grasheiden im Untersuchungsgebiet. In der Altheide kommen vor allem Arten des *Abietinellion* Giac. ex Neum. 1971 vor (*Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum*, *Rhytidium rugosum*, *Thuidium abietinum*), wobei in stärker wüchsigen, streureichen Bereichen auch *Rhytidiadelphus triquetrus* dominieren kann, zum Teil mit *Hylocomium splendens* (beide sind Waldarten). Auch die akrokarpen Moose *Dicranum polysetum*, *Fissidens cristatus* und *Plagiomnium affine* sind in der Altheide häufig. Im östlichen ehemaligen Acker dominieren *Rhytidiadelphus triquetrus* und *Thuidium abietinum*. Beigemischt ist dort neben den schon in der Altheide vorkommenden Arten auch *Entodon concinnus*. Der westliche ehemalige Acker ist mit der monodominanten Art *Thuidium abietinum* sehr artenarm.

Das Rollfeld weist einen deutlich anderen Moosbewuchs auf als die übrigen Heideflächen. Der anstehende Kalkschotter ist von einem Mosaik aus dichten pleurokarpen Moospolstern von *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* (mit *Rhytidium rugosum*) und niedrigen apokarpen Moospolstern des *Tortelletum inclinatae* (mit *Tortella tortuosa*, *T. inclinata* und *Ditrichum flexicaule*) bewachsen. Die neu angelegten Magerrasen im Umfeld der Garchinger Heide sind dagegen durch das Vorkommen vieler ruderaler bzw. mesophytischer Moosarten und zum Teil hohe Artenzahlen gekennzeichnet.

Flechten treten bis auf *Cladonia furcata*, die in allen Bereichen der Garchinger Heide zu finden ist, nur auf dem Rollfeld auf (siehe Tab. 2). Auf dem hier anstehenden Schotter konnten sich saxicole Krustenflechten der Klasse *Verrucaritea nigrescentis* Wirth 1980 etablieren. Vereinzelt sind auf Silikatgeröllen auch Vertreter der Klassen *Rhizocarpetea geographici* Wirth 1972 und sonst epiphytisch wachsende Taxa des Verbandes *Xanthorion parietinae* Ochsner 1928 zu finden. Als deutlich wertvoller sind die auf den Moospolstern des Rollfelds wachsenden Laubflechten (*Cetraria islandica*, *Peltigera rufescens*) und Cladonien (*Cladonia symphycarpa*, *C. rangiformis*) einzustufen.

Auf abgestorbenen Moospolstern und Feinerde kommen außerdem einige besonders schützenswerte Vertreter der Bunten Erdflechtengesellschaft (*Toninio-Psoretum decipientis* Stodiek 1937) vor. Neben *Bacidia bagliettoana* seien hier vor allem *Toninia sedifolia*, *Catapyrenium squamulosum* und *Psora decipiens* genannt, bei denen es sich durchweg um Arten der Roten Liste Deutschlands handelt. Obwohl die neu angelegten Magerrasen im Umfeld der Garchinger Heide auf 1993 angelegten Bodenabtragsflächen sehr hohe Flechtenartenzahlen aufweisen, fehlen die typischen Erdflechtenarten dort fast völlig.

Tab. 1: Stetigkeiten und mittlere Deckungen der Moose in den verschiedenen Teilbereichen des Naturschutzgebiets "Garchinger Heide" sowie auf neu angelegten Kalkmagerrasen in der Umgebung des NSG. Dargestellt sind alle gefundenen Arten. Die Stetigkeiten (IV=100 %, III=75 %, II=50 %, I=25 %) beziehen sich auf das Vorkommen in den 100 m²-Flächen (n=4, Teilbereiche des ehemaligen Ackers: n=2), die mittleren Deckungen (%-Werte im Tabellenkopf bzw. in Klammern) auf die 4 m²-Flächen (n=20, ehemaliger Acker O: n=10; ehemaliger Acker W: n=8). Neu = Vorkommen auf 1993 neu angelegten Magerrasen im Umfeld des Naturschutzgebietes; * = Vorkommen außerhalb der Vegetationsaufnahmen; Rote-Liste Status: V = Art der Vorwarnliste, D = Datenmaterial ungenügend).

	Abtrag	Magerrasen ohne Abtrag					Rote Liste-Status	
	Rollfeld	Acker W	Acker O	Acker ges	Altheide	neue	RL B	RL D
Deckung Gefäßpflanzen Ø	51,1	70,3	74,4	72,4	69,6			
Deckung Moose Ø	52,4	46,8	71,9	59,4	50,3			
Deckung Flechten Ø	8,6	0,1	0,8	0,4	0,3			
Deckung Streu Ø	12,4	16,1	10,4	13,3	17,2			
Deckung Erde Ø	2,4	0,7	1,0	0,9	3,0			
Deckung Steine Ø	8,0	0	0,1	0,1	0,0			
Artenzahl Moose	14(19)	8(9)	14	15	15(17)	31	2	14
Artenzahl akrokarpe Laubmoose	6(11)	2(3)	6	6	5	15	0	6
Artenzahl pleurokarpe Laubmoose	8	6	8	9	9	14	0	6
Artenzahl Lebermoose	0	0	0	0	1(3)	2	2	2
akrokarpe Moose								
Plagiomnium affine		IV (0,5)	IV (1,4)	IV (0,9)	IV (0,8)	x		
Bryum caespitium	I (0,01)	I	I (0,1)	II (0,05)		x		
Weissia brachycarpa	IV (0,03)		I (0,1)	I (0,05)	III (0,08)	x		V
Fissidens cristatus	IV (0,07)		I (0,1)	I (0,05)	III (1,9)	x		V
Bryum argenteum			I (0,5)	I (0,3)		x		
Dicranum polysetum		*	II (4,0)	II (2,0)	III (5,8)	x		
Rhodobryum ontariense					I (0,06)	x	D	D
Ceratodon purpureus						x		
Tortella inclinata	IV (0,45)					x		V
Tortella tortuosa	IV (18,4)					x		V
Ditrichum flexicaule	IV (0,1)							V
Encalypta streptocarpa	*					x		V
Grimmia pulvinata	*					x		
Schistidium apocarpum	*					x		
Polytrichum juniperinum						x		
Tortula ruralis s. str.	*					x		
Barbula unguiculata	*							
pleurokarpe Moose								
Rhytidiadelphus triquetrus	IV (0,1)	II (3,4)	IV (31,3)	III 17,4)	IV (18,7)	x		V
Thuidium abietinum	IV (0,6)	IV (40,0)	IV (29,4)	IV (34,7)	IV (5,8)	x		
Rhytidium rugosum	IV (2,1)	II	IV (3,7)	III (1,9)	IV (9,8)	x		3
Homalothecium lutescens	I (0,01)	II (2,0)	II (0,1)	II (1,1)	I	x		
Entodon concinnus	II (0,07)		II (3,0)	II (1,5)	III (0,1)	x		V
Hylocomium splendens			IV (4,0)	II (2,0)	II (3,0)	x		V
Campylium chrysophyllum	IV (0,02)		II (0,1)	I (0,05)	II (0,3)	x		V
Hypnum cupressiforme ssp. lacunosum	IV (30,3)	IV (4,2)	II (0,04)	III (2,1)	III (15,4)	x		
Rhytidiadelphus squarrosus		IV (0,2)		II (0,1)		x		
Thuidium philibertii	I (0,3)				II (1,4)	x		V
Brachythecium rutabulum						x		
Scleropodium purum						x		
Brachythecium albicans						x		
Pleurozium schreberi						x		
Lebermoose								
Lophocolea bidentata				I (0,8)		x		
Frullania tamarisci				*		x	3	3
Radula complanata				*			3	3

Tab. 2: Stetigkeiten und mittlere Deckungen der Flechten in den verschiedenen Teilbereichen des Naturschutzgebiets "Garchinger Heide" sowie auf neu angelegten Kalkmagerrasen in der Umgebung des NSG. Dargestellt sind alle gefundenen Arten. Die Stetigkeiten (IV=100 %, III=75 %, II=50 %, I=25 %) beziehen sich auf das Vorkommen in den 100 m²-Flächen (n=4, Teilbereiche des ehemaligen Ackers: n=2), die mittleren Deckungen (%-Werte im Tabellenkopf bzw. in Klammern) auf die 4 m²-Flächen (n=20, ehemaliger Acker O: n=10; ehemaliger Acker W: n=8). (Neu = Vorkommen auf 1993 neu angelegten Magerrasen im Umfeld des Naturschutzgebietes, * = Vorkommen außerhalb der Vegetationsaufnahmen; Rote-Liste Status: V = Art der Vorwarnliste)

	Abtrag	Magerrasen ohne Abtrag				neue	RL D
	Rollfeld	Acker W	Acker O	Acker ges	Altheide		
Deckung Gefäßpflanzen Ø	51,1	70,3	74,4	72,4	69,6		
Deckung Moose Ø	52,4	46,8	71,9	59,4	50,3		
Deckung Flechten Ø	8,6	0,1	0,8	0,4	0,3		
Deckung Streu Ø	12,4	16,1	10,4	13,3	17,2		
Deckung Erde Ø	2,4	0,7	1,0	0,9	3,0		
Deckung Steine Ø	8,0	0	0,1	0,1	0,0		
Artenzahl Flechten	30(35)	1	2	2	2(5)	30	12
Artenzahl Strauchflechten	5	1	1	1	1	3	3
Artenzahl Laubflechten	4(7)	0	0	0	(3)	9	3
Artenzahl Krustenflechten	15(17)	0	0	0	0	16	1
Artenzahl Blaualgenflechten	2	0	0	0	0	1	1
Artenzahl Erdflechten	4	0	0	0	0	1	4
Strauchflechten							
Cladonia furcata ssp. furcata	IV (1,4)	II (0,5)	IV (0,7)	III (0,6)	III (0,4)	x	
Cladonia furcata ssp. subrangiformis	II (1,4)		IV (0,3)		I (0,1)	x	3
Cladonia pyxidata ssp. pocillum	IV (3,2)					x	
Cladonia symphycarpa	III (1,4)						3
Cladonia rangiformis	II					x	3
Laubflechten							
Physcia adscendens	*				*	x	
Xanthoria parietina	II				*	x	
Phaeophyscia nigricans	*				*	x	
Xanthoria elegans	I (0,01)					x	
Cetraria islandica	III (0,3)					x	3
Peltigera rufescens	I					x	3
Phaeophyscia orbicularis	*					x	
Evernia prunastri						x	
Physcia tenella						x	3
Krustenflechten							
Verrucaria nigrescens	IV (2,7)					x	
Candelariella vitellina	IV (0,01)					x	
Sarcogyne regularis	IV (0,01)					x	
Verrucaria muralis	IV (0,3)					x	
Verrucaria dolosa	IV (0,01)					x	D
Lecania erysibe	III (0,01)					x	
Lecidella stigmatea	III (0,01)					x	
Aspicilia moenium	II (0,01)					x	
Caloplaca holocarpa	I					x	
Lecanora muralis	I (0,01)					x	
Lecanora dispersa	I (0,01)					x	
Acarospora fuscata	II (0,01)					x	
Lecidella carpathica	I (0,01)					x	
Protoblastenia rupestris	IV (0,08)						
Trapelia placodioides	III (0,03)						
Rhizocarpon geographicum						x	
Caloplaca decipiens						x	
Acarospora cervina						x	3
Aspicilia contorta	*						
Verrucaria murorum	*						
Blaualgenflechten							
Collema limosa	I (0,06)					x	3
Collema tenax	I (0,06)						
Erdflechten							
Bacidia bagliettoana	III (0,01)					x	3
Catapyrenium squamulosum	II (0,09)						3
Psora decipiens	II (0,01)						2
Tonninia sedifolia	I (0,1)						3

2	0	0	0	0	1	7,5	0	0,1	1	16	4,5	11	9	27	10	11	17	8	12	2,5	3,5	3	1	0	0,1	0,25	0	0	0	0	0	0	0			
3	0,01	7	0,25	0,01	2,5	3	6,5	7	8	1,5	11,5	8	1	5,5	19	19	5,5	5,5	7,5	1	0,25	1,5	4	0,1	0	0,01	0	0,1	0	0	0	0	0			
0	0	1	1	0,5	4	8	8,5	17	2,5	1,5	27	18	6,5	4,5	26	15	19	23	11	5	0,5	1	0,5	0	0,1	0	0	1	0	0	0	0				
0	1,5	1	0,01	4,5	8	0,25	0	15	2	0,5	8,5	23	8,5	6,5	8	4,5	17	8	5,5	11	0															
1	4	2,5	10	30	55	0,5	44	73	40	0,5	13	32	15	6,5	28	20	0,5	1,5	22	3																
						0	0	0	0	15	13																									
						0	0	0	0																											
						0	0	0	0																											
						0	0	0	0																											
						0	0	0	0																											
						0	0	0	0																											
						0	0	0	0																											
						0	0	0	0																											
						0	0	0	0																											
						0	0	0	0																											
						0	0	0	0																											
						0	0	0	0																											
						0	0	0	0																											
						0	0	0	0																											

Deckung in dm ² pro 10 m x 10 m -Fläche			
			0
			<1
			1,25-20
			>20

Abb. 2: Vorkommen der Erdflechte *Catapyrenium squamulosum* auf dem Rollfeld (Bodenabtrag 1945) und den 1980 und 2000 angelegten angrenzenden Abtragsflächen sowie der Aufschüttung im Naturschutzgebiet "Garching Heide". Dargestellt ist die Deckung in dm² je 10 x 10 m Quadrat (bzw. cm²/m²). In den meisten von *C. squamulosum* besiedelten Quadraten konnte auf dieser auch *Psora decipiens* nachgewiesen werden.

II.4.2. Rasterkartierung von *Catapyrenium squamulosum* und *Toninia sedifolia*

Die beiden kartierten Erdflechtenarten bilden auf dem Rollfeld größere Bestände (Abb. 2, 3). Während *Catapyrenium squamulosum* (und die nahezu immer mit dieser Art vergesellschaftete *Psora decipiens*) auf dem Rollfeld insgesamt eine Fläche von etwa 13 m² bedeckt, ist *Toninia sedifolia* deutlich weniger häufig (insgesamt etwa 1 m²). *C. squamulosum* kann im Gegensatz zu den beiden anderen genannten Arten auch auf schwach begangenen Wegen vorkommen und ist dort sogar besonders häufig, allerdings mit Zeichen von Schädigung bei zu hoher Trittbelastung. Der nordöstliche Teil des Rollfeldes ist kaum von den Arten der Bunten Erdflechtengesellschaft besiedelt. Der Sprung auf die 1980 angelegte Abtragsfläche ist beiden kartierten Arten gelungen. Allerdings tritt hier lediglich *Catapyrenium squamulosum* - hier ohne *P. decipiens* - häufiger auf, während *Toninia sedifolia* nur sporadisch vorkommt. (Abb. 2, 3). Auf der bei der Kartierung fünf Jahre alten Abtragsfläche aus dem Jahr 2000 konnten noch keine Arten der Bunten Erdflechtengesellschaft nachgewiesen werden.

II.5. Diskussion

II.5.1. Kryptogamenvegetation der Grasheiden (ohne Bodenabtrag)

Innerhalb der Grasheiden der Altheide und der ehemaligen Äcker im Naturschutzgebiet stellen vor allem Moose einen wichtigen Teil der Kryptogamenvegetation, während Flechten überwiegend in den Hintergrund treten. Nur *Cladonia furcata* kommt hier regelmäßig vor. Bei den Moosen handelt es sich vorwiegend um pleurokarpe, relativ stark wüchsige und konkurrenzfähige Arten (NEBEL & PHILIPPI 2002). Den Hauptteil machen vor allem Arten des *Abietinellion* Giac. ex Neumann 1971 wie *Thuidium abietinum*, *Rhytidium rugosum* und *Hypnum cupressiforme ssp. lacunosum* aus, die typisch für Kalkmagerrasen sind (NEUMAYR 1971, NEBEL & PHILIPPI 2002). Mit diesen Arten ist oft *Rhytidiadelphus triquetrus* vergesellschaftet, eine Art mit weiter ökologischer Amplitude, die auch in Wäldern vorkommt (NEBEL & PHILIPPI 2002) und in dichteren Gefäßpflanzenbeständen mit *Hylocomium splendens* als weiterer schattentoleranter Art den Hauptteil der Mooschicht ausmachen kann. In diesen, vor allem auf dem östlichen ehemaligen Acker verbreiteten Beständen, kann sich auch eine sehr hohe Moosphytomasse aufbauen (JESCHKE & KIEHL 2006), die zur Verdrängung schwachwüchsiger Arten führen kann (ZAMFIR et al. 1999). Die ehemaligen Ackerflächen weisen durch ihren dichteren Bewuchs deutlich seltener als die Altheide Vegetationslücken auf, in denen akrokarpe Laubmoose wie *Weissia brachycarpa* und *Fissidens cristatus* gedeihen. Dafür erreichen die pleurokarpen Moose *Entodon concinnus* und *Homalothecium lutescens* höhere Deckungen, von denen *H. lutescens* zu Verbänden überleitet, die weniger charakteristisch für trockene Habitate

sind (NEUMAYR 1971). Der dominante Bestand von *Thuidium abietinum* auf dem westlichen ehemaligen Acker weist zwar durch die zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahme bei Trockenheit anliegenden Moosblättchen nur eine geringe Gesamtmoosdeckung auf (siehe Tab. 1), bei feuchter Witterung spreizen sich die Blättchen jedoch ab, was zu einer deutlich höheren Deckung führt und sich vermutlich negativ auf schwachwüchsige Arten auswirkt. Da die pleurokarpen Moose im Gebiet keine Sporogone ausbilden, werden sie vorwiegend durch Stengelbruchstücke ausgebreitet (vgl. NEUMAYR 1971). Meist durchwachsen sich die Arten nicht, sondern bilden reine Polster (ebd.). Da *T. abietinum* im trockenen Zustand relativ brüchig ist, können sich durch den Eintrag von Stengelbruchstücke relativ reine Bestände entwickeln, wie sie auf dem westlichen ehemaligen Acker vorkommen. Nicht nur der ehemalige Acker, sondern auch schmale Bodenabtragsflächen werden innerhalb von 5-10 Jahren fast vollständig von *T. abietinum* besiedelt, wenn durch Mahdgutübertragung und Ausbreitung durch Tritt oder Wind von angrenzenden Flächen Stengelbruchstücke verfrachtet werden (eigene Beobachtung, JESCHKE & KIEHL 2006). Die ebenfalls auftretenden *Rhytidium rugosum* und *Hypnum cupressiforme ssp. lacunosum* sind weniger brüchig. Ihr Vorkommen auf 1993 neu angelegten Magerrasen zeigt, dass sie durch Mahdgutaufringung gut übertragen werden können.

Das akrokarpe Laubmoos *Dicranum polysetum* bildet in der Altheide und auf dem östlichen ehemaligen Acker dichte Polster durch klonales Wachstum. Da die Art neutrale bis saure Böden bevorzugt (NEBEL & PHILIPPI 2001), kommt sie mit höchster Deckung und Stetigkeit auf den zum Teil oberflächlich entkalkten Böden (RÖDER et al. 2006) der Altheide vor. Als einzige in den geschlossenen Grasheiden vorkommende akrokarpe Moosart mit höheren Deckungen kann sie sich gegen die pleurokarpen Moose behaupten und diese sogar überwachsen. Da auch diese Art nicht fruktifiziert, ist sie auf vegetative Ausbreitung angewiesen, die im Naturschutzgebiet vermutlich vor allem durch die Verfrachtung von Stengelbruchstücken während der Mahd erfolgt.

II.5.2. Kryptogamenvegetation des Rollfeldes

Die Kryptogamenvegetation des Rollfelds unterscheidet sich grundlegend von den Grasheideflächen ohne Bodenabtrag. Vorherrschend ist ein Mosaik aus Moospolstern des Verbandes *Abietinellion* Giac. ex. Neumann 1971 und freien Kiesflächen, die mit Vertretern der Moosassoziation *Tortelletum inclinatae* Stod. 1937 sowie Cladonien bewachsen sind. Als Vertreter des *Abietinellion* dominiert hier *Hypnum cupressiforme ssp. lacunosum*, das von *Rhytidium rugosum* begleitet wird. In den flachen Humusansammlungen unter diesen dichten Polstern können Gräser wie *Bromus erectus*, *Brachypodium rupestre* und *Carex humilis* keimen, so dass initiale Grasheiden entstehen, die im Mittelteil des Rollfeldes schon größere

geschlossene Bestände bilden. *Cladonia furcata* und *Cladonia rangiformis* kommen in den initialen Grasheiden bzw. am Rand der *pleurokarpen Moospolster* stellenweise in Reinbeständen vor, die bis 1 m² Größe erreichen können.

Auf den offenen Schotterflächen beginnt die Besiedlung mit saxicolen Flechtenarten, die substratspezifische Gesellschaften ausbilden. Außer den *Verrucaria*-Arten sind dies auf den Kalkgeröllen des Rollfelds vor allem *Sarcogyne regularis* und *Protoblastenia rupestris*. Diese zu den *Verrucarietea nigrescentis* Wirth 1980 gehörigen Arten sind typisch für Kalkschotterflächen in Kalkmagerrasen (DREHWALD 1993). Die für anstehende Kalke typische *Aspicilia contorta* der gleichnamigen Assoziation (ebd.) ist auf dem Rollfeld nur auf größeren Geröllen ausgebildet, die nicht gewendet werden. Auf größeren Silikatgeröllen (Durchmesser > 63 mm) können Bestände der *Rhizocarpetea geographici* Wirth 1972 vorkommen.

Insgesamt konnten im Vergleich zu SCHAUER (1969) deutlich weniger Krustenflechtenarten ermittelt werden. Das Fehlen vieler von SCHAUER (1969) genannter Krustenflechtenarten mit Perithezien kann entweder an der durchgeführten Aufnahmemethodik mit ausgewählten Untersuchungsflächen liegen oder auf einen Rückgang der von ihm genannten Arten zurückzuführen sein. Möglicherweise wurden einige der von SCHAUER (1969) als Einzelfunde geschilderte Arten während der vorliegenden Untersuchung übersehen.

Zwischen den Steinen kommen akrokarpes Moose des *Tortelletum inclinatae* Stodiek 1937 vor, wobei *Tortella inclinata* selbst mit nur geringen Deckungen auftritt. Hauptvertreter der Gesellschaft auf dem Rollfeld ist *Tortella tortuosa*, im Süden und Nordosten auch vereinzelt *Ditrichum flexicaule*. Beide Arten bilden dichte, z. T. quadratmetergroße Polster, die an diesen trockenen und sich bei Sonne aufheizenden Standorten gegenüber den pleurokarpen Moosen konkurrenzfähig sind (NEUMAYR 1971). Auf diesen Moospolstern siedeln sich dann Vertreter der Bunten Erdflechtengesellschaft *Toninio-Psoretum decipientis* Stodiek 1937 an, vor allem *Catapyrenium squamulosum*, *Psora decipiens* und *Toninia sedifolia*. Die Optimalphase dieser Gesellschaft mit *Fulgensia* - Arten ist auf dem Rollfeld nicht ausgebildet und wird von GÜNZL (2001) nur für anstehenden Gips und Dolomit beschrieben. Wie die Rasterkartierungsdaten zeigen, sind die beiden untersuchten Arten *Catapyrenium squamulosum* und *Toninia sedifolia* vorwiegend im mittleren Teil des Rollfeldes verbreitet, wo auch die größten Deckungen vorkommen. Aufgrund ihrer relativ geringen Ausbreitungsfähigkeit durch Thallusfragmente ist die Besiedlung des südwestlichen und nordöstlichen Teils des Rollfeldes durch *T. sedifolia* offenbar noch nicht abgeschlossen. Auf der Bodenabtragsfläche von 1980 kommt diese Art bisher auch nur vereinzelt vor. Die größten Bestände bildet sie an den Böschungen des Rollfelds und auf den bei der Anlage des Rollfelds geschaffenen Aufschüttungen aus feinem Kieselmaterial. *C. squamulosum* ist deutlich häufiger als *T. sedifolia* und meist mit der auf ihr wachsenden *Psora decipiens* vergesellschaftet. Sie konnte den nordöstlichen Abschnitt des

Rollfelds ebenfalls noch nicht besiedeln. Die größten Deckungen erreicht sie entlang der wenig begangenen Wegen im Süden des Rollfelds. Dabei besiedelt sie die durch Tritt geöffneten Bodenstellen, obwohl sie auf etwas häufiger begangenen Wegen deutliche Schädigungen aufweist. Die Ausbreitung durch Sporen und durch trittbedingt losgelöste Thallusbruchstücke ist bei dieser Art offenbar effizient.

Im Verlauf der Sukzession treten auf den akrokarpn Moospolstern dichte Polster von *Cladonia smphycarpa* und *C. pyxidata ssp. pocillum* auf, die größere Reinbestände bilden. Diese Cladonien können die typischen Vertreter der Bunten Erdflechtengesellschaft verdrängen und stellen ein Degenerationsstadium ehemaliger *Toninio-Psoretum-Bestände* dar (GÜNZL 2001). Die dichten, artenarmen Bestände von *C. pyxidata ssp. pocillum* und *C. furcata* leiten dann einen Übergang zu Phanerogamengesellschaften ein (DREHWALD 1993, GÜNZL 2001).

II.6.Ausblick

Die Kryptogamenvegetation des Naturschutzgebiets "Garchinger Heide" wird - zumindest in der Altheide - aus kalkmagerrasentypischen Moosgesellschaften aufgebaut. Vermutlich kommen oder kamen auch die meisten akrokarpn Moosarten und Erdflechten des Rollfeldes in der früher sicherlich lückigeren Vegetation der Altheide vor, von wo aus sie dann das 1945 neu geschaffene Rollfeld besiedeln konnten. Durch die bis vor kurzem durchgeführte Pflegepraxis (Streifenmahd alle 2 Jahre) wurden diese freien Bodenstellen aber immer seltener. Es ist daher wichtig, wieder für eine lückigere Vegetation zu sorgen. Die seit zwei Jahren geänderte Pflege (jährliche Streifenmahd von ca. 80 % der Fläche) und die für die Zukunft geplanten Beweidungsversuche dürften sich sicherlich positiv auswirken. Weiterhin könnten die Bestände durch Abrechen eines Großteils der Mooschicht aufgelichtet werden, um lichtbedürftige Arten zu fördern (vgl. RÖDER et al. 2006).

Die wertvollsten Kryptogamenbestände weist das Rollfeld auf. Das hier bestehende Mosaik aus pleurokarpn Moospolstern und offenen Schotterflächen mit akrokarpn Moosen und Erdflechten ist hochgradig schutzwürdig und sollte durch geeignete Maßnahmen erhalten werden. Aufgrund ihres Gefährdungsstatus und ihrer Seltenheit sind die Vertreter der Bunten Erdflechtengesellschaft für Schutzkonzepte von besonderer Bedeutung. Diese Arten sind auf dem Rollfeld mit relativ großen Beständen vertreten, könnten aber durch geeignete Pflegemaßnahmen wie etwa extensive Beweidung gefördert und weiter verbreitet werden. Die weidenden Schafe würden vorwiegend die Grashorste beweidn und zudem Thallus- und Stengelfragmente der nur auf dem Rollfeld anzutreffenden Kryptogamenvegetation auch auf andere Flächen verfrachten. Von 2003 bis 2006 durchgeführte Untersuchungen zur Übertragung dieser Arten auf neu geschaffene Bodenabtragsflächen außerhalb des Naturschutzgebietes

wurden von den Autoren im Umfeld der Garchinger Heide durchgeführt. Bei den jährlich im Frühjahr und Herbst auf den Flächen durchgeführten Vegetationsaufnahmen wurde zuerst ein Absterben eines Teils der aufgebrachten Moos- und Flechtenpolster, später dann aber eine Erholung und Zuwachs festgestellt. Die meisten übertragenen Arten konnten nach drei Jahren noch auf den Aufbringungsflächen nachgewiesen werden (JESCHKE&KIEHL in Vorbereitung).

Danksagung

Wir danken Frau Joas vom Heideflächenverein e. V. für die Kooperation bei einer optimalen Pflege der Flächen und Günther und Elisabeth Jeschke für die Mithilfe bei der Vermessung des Rollfelds.

Literaturverzeichnis

- DENGLER, J. (2005): Zwischen Estland und Portugal - Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Phytodiversitätsmuster europäischer Trockenrasen. - *Tuexenia* 25: 387-405. Göttingen.
- DREHWALD, U. (1993): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme, Heft 10: Flechtengesellschaften. - *Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsen* 10, Hannover: 124 S.
- FRAHM, J. P. & FREY, W. (1992): *Moosflora*. - Ulmer, Stuttgart: 528 S.
- GÜNZL, B. (2001): Die Bunte-Erdflechten-Gesellschaft (*Toninio-Psoretum decipientis* Stodiek 1937) in Nordhessen - aktuelle Erfassung und Gliederung. - *Tuexenia* 21: 179-191. Göttingen.
- HEPP, E. & POELT, J. (1970): Die Garchinger Haide - Alpenflor und Steppenblühen vor den Toren Münchens. - *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 42: 5-14. München.
- JEDICKE, E. (HRSG.) (1996): *Die Roten Listen: gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotope in Bund und Ländern*. - Ulmer, Stuttgart: 581 S.
- 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. Göttingen.
- KIEHL, K. & JESCHKE, M. (2005): Erfassung und Bewertung der Phytodiversität ursprünglicher und neu angelegter Kalkmagerrasen der nördlichen Münchner Schotterebene. - *Tuexenia* 25: 445-461. Göttingen.
- KOLLMANSBERGER, G. & GEISEL, O. (1989): Soldaten auf der Heide. - In: Gemeinde Eching, Landkreis Freising (Hrsg.): *Garchinger Heide, Echinger Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising*. - Bruckmann, München: 66-67.
- KORNECK et al. (1993): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil II: Sand- und Trockenrasen, Heide- und Borstgrasgesellschaften, alpine Magerrasen, Saum-Gesellschaften, Schlag- und Hochstaudenfluren*. - Gustav Fischer Verlag, Jena: 455 S.
- LIPPERT, W. (1989): Flechten und Moose der Heide. - In: Gemeinde Eching (Hrsg.): *Garchinger Heide - Echinger Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising*. - Bruckmann, München: 48.
- LUDWIG, G., DÜLL, R., PHILIPPI, G., AHRENS, M., CASPARI, S., KOPERSKI, M., LÜTT, S., SCHULZ, F. & SCHWAB, G. (1996): Rote Liste der Moose (Anthocerophyta et Bryophyta) Deutschlands. - In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.): *Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands*. - Schriftenreihe Vegetationskunde 28: 189-306. Bonn - Bad Godesberg.
- MEINUNGER, L. & NUSS, I. (1996): Rote Liste gefährdeter Moose Bayerns. - Schriftenreihe des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz 137: 1-62. München.
- NEBEL, M. & PHILIPPI, G. [Hrsg.] (2000): *Die Moose Baden-Württembergs. Bd. I. Allgemeiner Teil; Spezieller Teil (Bryophytina I, Andreaeales bis Funariales)*. - Ulmer, Stuttgart: 512 S.
- , (2001): *Die Moose Baden-Württembergs. Bd. II. Spezieller Teil (Bryophytina II, Schistostegales bis Hypnobryales)*. - Ulmer, Stuttgart: 529 S.
- , (2005): *Die Moose Baden-Württembergs. Bd. III. Spezieller Teil (Torfmoose, Lebermoose und Hornmoose)*. - Ulmer, Stuttgart: 487 S.

- NEUMAYR, L. (1971): Moosgesellschaften der südlichen Frankenalb und des Vorderen Bayerischen Waldes. - *Hoppea* 29: 1-364. Regensburg.
- PFADENHAUER, J. & LIEBERMANN, C. (1986): Eine geobotanische Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Garchinger Haide. - *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 57: 99-110. München.
- PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (2003): Renaturierung von Kalkmagerrasen. - *Angewandte Landschaftsökologie* 55 - Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg: 292 S.
- RÖDER, D., JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2006): Vegetation und Böden alter und junger Kalkmagerrasen im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ im Norden von München. - *Flora* 201, in Druck.
- SCHAUER, T. (1969): Die Flechtenvegetation der Kiesfläche auf der Garchinger Haide nördlich von München. - *Herzogia* 1: 181-186. Halle.
- VOLLMANN, F. (1911) Das Schutzgebiet der Bayerischen Botanischen Gesellschaft auf der Garchinger Heide. *Mitteilungen der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 2: 312-318. München.
- WILL, H., EICHINGER, N., RÖDER, D. & KIEHL, K. (2005): Vergleich der Vegetation unterschiedlich alter Bodenabtragsflächen im Naturschutzgebiet Garchinger Heide. - *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 75: 169-180. München.
- WIRTH, V. (1996): *Flechtenflora*. - Ulmer, Stuttgart: 661 S.
- WIRTH, V., SCHÖLLER, H., SCHOLZ, P., ERNST, G., FEUERER, T., GNÜCHTEL, A., HAUCK, M., JACOBSEN, P., JOHN, V. & LITTERSKI, B. (1996): Rote Liste der Flechten (Lichenes) der Bundesrepublik Deutschland. - IN: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.): *Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands*. - Schriftenreihe Vegetationskunde 28: 307-368. Bonn - Bad Godesberg.
- ZAMFIR, M., DAI, X. & VAN DER MAAREL, E. (1999): Bryophytes, lichens and phanerogams in an alvar grassland: relationships at different scales and contributions to plant community pattern. - *Ecography* 22: 40-52. Kopenhagen.

III. Auswirkung von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artenzusammensetzung und Artendiversität von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in neu angelegten Kalkmagerrasen

(Autoren: Michael Jeschke & Kathrin Kiehl 2006; Erschienen in: Tuexenia 26: S. 223-242.)

Zusammenfassung

Im Jahr 1993 wurden auf ehemaligen Ackerflächen mit und ohne Bodenabtrag in der nördlichen Münchner Schotterebene durch die Übertragung von Mähgut aus dem Naturschutzgebiet "Garching Heide" neue Kalkmagerrasen angelegt. Zwischen 2003 und 2005 wurde die Artenvielfalt der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten auf den neu geschaffenen Flächen untersucht und mit Referenzflächen im Naturschutzgebiet verglichen, um den Einfluss von Renaturierungsmaßnahmen (z. B. Bodenabtrag) und unterschiedlichen Managementvarianten (z. B. Mahd, Beweidung) zu ermitteln.

12 Jahre nach Beginn der Renaturierungsmaßnahmen sind die Gesamt-, Moos- und Flechtenartenzahlen auf Bodenabtragsflächen höher als auf Flächen ohne Bodenabtrag, wo dagegen mehr Gefäßpflanzenarten vorkommen. Die neu geschaffenen Abtragsflächen weisen höhere Moos- bzw. Flechtenartenzahlen auf als eine 60 Jahre alte Abtragsfläche ("Rollfeld") im Naturschutzgebiet, die aber bei kleinen Flächengrößen reicher an Phanerogamenarten ist.

Vergleicht man die Flächen ohne Bodenabtrag, so weisen die neuen Flächen höhere Gefäßpflanzen- und Gesamtartenzahlen auf, wogegen die ursprünglichen Flächen des Naturschutzgebietes reicher an Moosarten sind. Werden jedoch als Zielarten der Renaturierung die Gefäßpflanzenarten der Klasse *Festuco-Brometea* betrachtet, so sind die Naturschutzgebietsflächen mit bzw. ohne Bodenabtrag artenreicher als die korrespondierenden ehemaligen Ackerflächen. Dies gilt auch für die Arten des *Abietinellion*, des *Tortelletum inclinatae* sowie *Toninion coeruleonigriscantis*, die als Zielarten der Kryptogamen im engeren Sinne definiert wurden.

Beim Vergleich unterschiedlicher Pflegemaßnahmen auf Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag zeigen sich bei zweischüriger Mahd deutlich geringere Anzahlen an Gefäßpflanzen und Moosarten sowie an *Festuco-Brometea*-Arten als bei einschüriger Mahd oder Beweidung. Einschürige und beweidete Flächen unterscheiden sich in ihren Artenzahlen kaum; allerdings wurde auf einschürigen Flächen eine hohe Phytomasse pleurokarper Moose ermittelt, die auf schlechtere Bedingungen für schwachwüchsige Kryptogamen hindeutet.

Insgesamt gesehen stellt der Oberbodenabtrag mit nachfolgendem Mähgutauftrag von den untersuchten Maßnahmen die am Besten geeignete Methode zur Anlage neuer Kalkmagerrasen

dar. Bei Flächen ohne Oberbodenabtrag wirkt sich ein Pflege durch jährliche Mahd oder Beweidung günstiger auf die Etablierung von Zielarten aus als zweischürige Mahd.

Die Ergebnisse zeigen, dass die in der vorliegenden Arbeit definierten Zielartengruppen der *Festuco-Brometea* für Gefäßpflanzen, der Moosarten des *Abietinellion* und des *Tortelletum inclinatae* sowie der Flechten des *Toninion caeruleonigricantis* besser dafür geeignet sind, den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen zu bewerten als reine Artenzahlen.

Abstract

Effects of restoration and conservation measures on species diversity of vascular plants and cryptogams in newly created calcareous grasslands

In 1993, calcareous grasslands were created on former arable fields with and without topsoil removal by transfer of diaspore-containing hay from the adjacent nature reserve "Garching Heide". The species diversity of vascular plants, bryophytes and lichens was analyzed on the restoration sites between 2003 and 2005 and compared to sites in the nature reserve.

After twelve years of management, the overall species richness, bryophyte and lichen species richness of the topsoil removal sites exceeded those of the sites without soil removal. In contrast, the species richness of vascular plants was higher on sites without topsoil removal. Species richness of bryophyte and lichen species was higher on newly created topsoil removal sites than on a 60 year old topsoil removal site within the nature reserve and the number of vascular plant species was lower.

The newly created sites without topsoil removal showed a higher species richness of vascular plants and all plant species, but lower bryophyte species richness than the reference sites in the nature reserve. The number of vascular plant target species of the class *Festuco-Brometea* was higher at the sites in the nature reserve than on the corresponding former arable fields with or without topsoil removal. Similar results were found for the target species of bryophytes and lichens, which were defined as species of the *Abietinellion*, *Tortelletum inclinatae* and *Toninion caeruleonigricantis*.

On restoration fields without soil removal, the number of vascular plants, bryophytes and *Festuco-Brometea*-species was lower on sites mown twice a year than on sites mown once a year or grazed. Sites mown once a year and grazed sites hardly differed in species number, but the site mown once a year showed the highest dry mass of pleurocarp mosses which indicated unsuitable conditions for slow growing cryptogam species.

Our results show that topsoil removal in combination with hay transfer is a suitable method for the restoration of calcareous grasslands. On sites without soil removal, mowing once a year or grazing is more beneficial for target species establishment than mowing twice a year. The target

species groups defined in our work, i.e. *Festuco-Brometea*-species, bryophyte species of *Abietinellion* and *Tortelletum inclinatae* and lichen species of *Toninion caeruleonigrantis* are suitable indicators for the evaluation of restoration success.

keywords: target species, topsoil removal, standing crop, calcareous grassland, species-area-curve, species density

III.1. Einleitung

Aufgrund der großflächigen Änderungen der Landnutzung im Verlauf des zwanzigsten Jahrhunderts gehören Kalkmagerrasen heute in Mitteleuropa zu den am stärksten gefährdeten Lebensräumen (QUINGER et al. 1994, WILLEMS 2001, WALLISDEVRIES et al. 2002). Sie zählen vor allem beim Vergleich kleiner Flächengrößen zu den artenreichsten Standorten Europas und weisen einen hohen Anteil gefährdeter Arten auf (DENGLER 2005). Entstanden sind sie fast ausschließlich durch extensive Landnutzung, meistens in Form von Beweidung, ab dem 19. Jahrhundert auch verstärkt durch Mahd (POSCHLOD & WALLISDEVRIES 2002). Aufgrund von Nutzungsintensivierung oder Nutzungsaufgabe sind heute oft nur noch kleine Reste der früher ausgedehnten Bestände erhalten (QUINGER et al. 1994, BENDER et al. 2005). Viele Gebiete sind zu klein, um dauerhaft den Fortbestand der Populationen seltener Arten zu gewährleisten (BAKKER & BERENDSE 1999).

Bei der Renaturierung artenreicher Grasländer verläuft die Besiedlung durch lebensraumtypische Arten sehr langsam, selbst dann, wenn diese noch in unmittelbarer Nachbarschaft vorkommen (HUTCHINGS & BOOTH 1996, ROSENTHAL 2003, THORMANN et al. 2003). Die Ausbreitung erwünschter Arten ist deshalb ein Schlüsselfaktor für die erfolgreiche Wiederherstellung artenreicher Vegetation (BAKKER & BERENDSE 1999). Die Einbringung von Arten z. B. durch die Übertragung diasporenhaltigen Mähguts artenreicher Grasländer stellt aufgrund der Aufhebung der Ausbreitungslimitierung eine erfolgreiche Methode zur Wiederansiedlung artenreicher Vegetation dar (PATZELT et al. 2001, TRÄNKLE 2002, HÖLZEL & OTTE 2003). In der nördlichen Münchner Schotterebene wurden seit 1993 mit Hilfe der Mähgutübertragung Kalkmagerrasen mit zahlreichen magerrasentypischen Arten auf ehemaligen Ackerflächen mit und ohne Bodenabtrag wieder angesiedelt (PFADENHAUER & KIEHL 2003, KIEHL et al. 2006). Der Einfluss der Mähgutübertragung und des Bodenabtrags auf die α -, β - und γ -Diversität der Gefäßpflanzen auf den neu angelegten Magerrasen im Vergleich zu Referenzflächen im Naturschutzgebiet "Garchinger Heide" wird bei KIEHL & JESCHKE (2005) dargestellt.

Für die Bewertung des Erfolgs von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen ist es notwendig, ein sinnvolles Ziel für die Entwicklung der Vegetation neu angelegter Flächen zu definieren (BAKKER & BERENDSE 1999, BAKKER et al. 2000, ROSENTHAL 2003). Ziel der Renaturierungsmaßnahmen im Münchner Norden war, artenreiche Kalkmagerrasen mit einem hohen Anteil lebensraumtypischer Arten zu schaffen (PFADENHAUER et al. 2003, KIEHL et al. 2006). Die Vegetation artenreicher Reliktstandorte stellt dabei langfristig die Zielvegetation dar. Aus dem Artenbestand der Zielvegetation werden Zielarten definiert, die zur Bewertung des Renaturierungserfolg verwendet werden können (MORTIMER et al. 1998, BAKKER et al. 2000, ROSENTHAL 2003).

In dieser Arbeit soll die Phytodiversität neu angelegter Kalkmagerrasen mit unterschiedlichem Management auf verschiedenen Maßstabsebenen untersucht und mit den Referenzflächen in einem Naturschutzgebiet verglichen werden. Folgende Fragen stehen dabei im Vordergrund:

- Welche Auswirkungen haben Bodenabtrag und unterschiedliche Pflegemaßnahmen auf die Gefäßpflanzen- und Kryptogamenartendiversität neu angelegter Kalkmagerrasen?
- Inwiefern unterscheiden sich neu geschaffene Kalkmagerrasen von ursprünglichen Magerrasen eines Naturschutzgebietes?
- Welche Zielartengruppen sind für die Bewertung des Renaturierungserfolgs geeignet?

III.2.Untersuchungsgebiet

Das Naturschutzgebiet "Garchinger Heide" stellt mit nur 27 ha Größe den bedeutendsten Rest der ehemals ausgedehnten Kalkmagerrasen in der nördlichen Münchner Schotterebene dar (LIPPERT 1989, PFADENHAUER & KIEHL 2003). Hier kommen auf flachgründigen Pararendzinen artenreiche Kalkmagerrasen mit einer Kombination submediterraner, dealpiner und kontinentaler Steppenarten vor (PFADENHAUER & LIEBERMANN 1986, LIPPERT 1989). Im Jahr 1945 wurde im zentralen Bereich des Naturschutzgebiets durch Bodenabtrag bis auf den anstehenden Kalkschotter ein Rollfeld für die Luftwaffe angelegt (etwa 330m x 30-50m), das aber nie benutzt wurde (KOLLMANNSSBERGER & GEISEL 1989). In der vorliegenden Arbeit wurden innerhalb des Naturschutzgebiets die ursprünglichen Kalkmagerrasen der "Altheide" (nie umgebrochen oder gedüngt) und des Rollfelds untersucht.

Im Rahmen des E+E-Vorhabens „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München“ wurde im Jahr 1993 Mähgut aus dem Naturschutzgebiet "Garchinger Heide" auf ehemaligen Ackerflächen mit und ohne Bodenabtrag in der Umgebung des Naturschutzgebiets aufgebracht, um Kalkmagerrasen anzulegen (MILLER & PFADENHAUER 1997, PFADENHAUER & KIEHL 2003, KIEHL et al. 2006). Tabelle 1 gibt einen Überblick über alle Untersuchungsflächen. Auf den Bodenabtragsflächen 506 A und Nordwest-Sammler wurde der Oberboden bis zum

Tabelle 1: Übersicht über die Untersuchungsflächen mit und ohne Bodenabtrag im Naturschutzgebiet "Garchinger Heide" und die durch Mähgutübertragung angelegten Renaturierungsflächen. Aufgeführt sind die Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen sowie die jeweils durchgeführten Untersuchungen.

Table 1: Overview of the study sites with and without topsoil removal in the nature reserve "Garchinger Heide" and on restoration fields (restored by hay transfer). The table shows the restoration and management measures as well as sampling locations.

Fläche	Alter	Oberboden -abtrag	Pflegemaßnahmen	Vegetations- aufnahmen	Phyto- masse
Flächen des Naturschutzgebietes					
Rollfeld (RF)	1945	1945	Gehölzentfernung	x	x
Altheide (AH)	ursprünglich	-	Mahd alle 2 Jahre	x	x
Renaturierungsflächen (durch Mähgutübertragung angelegt)					
506/508 Mahd 2x	1993	-	zweischürige Mahd	x	x
506/508 Mahd 1x	1993	-	einschürige Mahd	x	x
506/508 K	1993	-	keine	-	x
506 A	1993	1993	gelegentliche Mahd	x	x
520	1993	-	Herbst/Frühsummer-Beweidung	-	x
520 K	1993	-	keine	-	x
520 A	1993	1993	gelegentliche Gehölzentfernung	-	x
2526	1993	-	Herbst/Frühsummer-Beweidung	x	x
Nord-West-Sammler	1991	1991	keine	x	x

anstehenden Kies (20-40 cm) abgetragen. Die Renaturierungsflächen 506/508 und 520 grenzen an das Naturschutzgebiet an, während die Renaturierungsfläche 2526 und der Nordwest-Sammler 0,5 bzw. 1,5 km entfernt liegen. Der Nordwest-Sammler ist ein unterirdischer Abwasserkanal. Nach seinem Bau 1991 wurden die Röhren mit dem ausgehobenen Kalkschotter bedeckt und Mähgut aus dem Naturschutzgebiet "Garchinger Heide" aufgebracht.

III.3.Methoden

III.3.1.Vegetationsaufnahmen

Für die Untersuchung der Phytodiversität wurden 2003 auf den in Tabelle 1 genannten Renaturierungsflächen und auf den Vergleichsflächen im NSG "Garchinger Heide" je vier Dauerflächen von 100 m² Größe angelegt. Auf jeder Dauerfläche wurden zwischen 2003 und 2005 einmalig alle vorkommenden Gefäßpflanzen, Flechten und Moose auf Flächen von 100 m² (n=1), 16 m² (n=2) und 4 m² (n=5; Nordwest-Sammler und einschürige Mahd 506/508: n=4) erfasst. Innerhalb jeder 4 m² - Fläche wurden noch eine Teilfläche zu 1 m² (n=4-5, s. o.) und jeweils drei Teilflächen von 0,0625 m² und 0,01 m² (jeweils n=12-15) aufgenommen. Eine Darstellung des Flächendesigns findet sich bei KIEHL & JESCHKE (2005). Auf den 4 m²- und 0,01 m²-Flächen wurden zusätzlich zu den Deckungen aller Arten die Gesamtdeckungen der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten sowie die Deckung des offenen Feinbodens, der Streu und

der Steine geschätzt. Die Nomenklatur der Pflanzenarten richtet sich nach OBERDORFER 2001 (Gefäßpflanzen), NEBEL & PHILIPPI 2001/02/05 (Moose) und WIRTH 1995 (Flechten).

III.3.2. Phytomasseerhebung

Auf allen Dauerflächen wurde im Jahr 2003 die oberirdische Phytomasse bestimmt. Weitere Beprobungen wurden auf der Brachfläche des Flurstücks 506/508 und auf den Flurstücken 520 (Beweidung/Brache) und 520A (Bodenabtrag) durchgeführt. Dazu wurde je Flurstück und Nutzungsvariante auf sechs Flächen von 0,25 m² die oberirdische Phytomasse in fünf verschiedenen Fraktionen geerntet.

Zuerst wurden die Gefäßpflanzen oberhalb von 4 cm Höhe über der Bodenoberfläche abgeschnitten, möglichst ohne die Moosschicht zu verletzen. Dann wurden pleurokarpe und akrokarpe Moose sowie Makroflechten getrennt gesammelt. Beerntet wurden dabei nur terricole Krustenflechten und alle Strauch- und Blattflechten, da sich die meisten Gesteinsflechten nicht vollständig vom Substrat lösen lassen. Schließlich wurden die restlichen oberirdischen Teile der Gefäßpflanzen einschließlich aller Rosetten abgeschnitten. Alle Phytomasseproben wurden bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und gewogen.

III.3.3. Auswertung

Für alle Flächengrößen wurden nach Bestimmung aller Arten die Artenzahlen von Gefäßpflanzen, Moosen und Flechten ermittelt. Anschließend wurde die Artenzahl gegen die logarithmierte Flächengröße aufgetragen.

Alle Daten wurden mit Hilfe der Statistiksoftware SPSS analysiert (SPSS Version 12.01). Sofern Normalverteilung und Varianzhomogenität gegeben waren, wurden signifikante Unterschiede zwischen den Renaturierungs- und Managementvarianten mittels ANOVA und anschließendem post-hoc-Test (Tukey-Test) ermittelt. Waren diese Voraussetzungen nicht gegeben, wurden die Werte mit dem nichtparametrischen U-Test (Mann-Whitney) paarweise auf signifikante Unterschiede geprüft. Wegen des multiplen Vergleichs wurden die p-Werte nach Benjamini-Hochberg korrigiert (BENJAMINI & HOCHBERG 1995, VERHOEVEN et al. 2005).

III.3.4. Definition der Zielarten

Ziel des E+E-Vorhabens war es, artenreiche Kalkmagerrasen mit einem hohen Anteil lebensraumtypischer Arten auf ehemaligen Ackerflächen wieder anzusiedeln. Dabei bildete die Vegetation des Naturschutzgebiets "Garching Heide", die als Spendervegetation für die

Tab. 2: Stetigkeiten der Moose auf den im Rahmen der vorliegenden Arbeit aufgenommenen Flächen in ursprünglichen Kalkmagerrasen des Naturschutzgebiets "Garchinger Heide" und auf Renaturierungsflächen mit und ohne Bodenabtrag.

+: Art kommt nur in den 100m²-Flächen vor. x: Art kommt im NSG "Garchinger Heide" vor (z. T. außerhalb der Aufnahmeflächen). TA: Arten der Assoziation *Tortelletum inclinatae* und des Verbandes *Abietinellion* (Zielarten im engeren Sinne); K: charakteristische Kalkmagerrasenarten (Zielarten im weiteren Sinne); R=Ruderalarten. Arten der Roten Liste von Bayern nach Meinunger & Nuss (1996) konnten nicht nachgewiesen werden.

Tab. 2: Frequency of bryophytes on ancient calcareous grassland plots in the nature reserve "Garchinger Heide" and on permanent plots of the newly created restoration sites with and without topsoil removal.

+: species was found only in 100 m² plots. x: species occurs in the nature reserve (also outside permanent plots). TA: species of the association *Tortelletum inclinatae* and the alliance *Abietinellion* (target species in a strict sense, in bold), K: species characteristic for calcareous grasslands (target species in a broad sense); R: ruderals. Species of the Red List of Bavaria (Meinunger & Nuss 1996) were not present.

	NSG			Renaturierungsflächen				im NSG vorkommend	Artengruppe
	1945	-	1993	1991	-	-	-		
Oberbodenabtrag (Jahr)	1945	-	1993	1991	-	-	-		
Anzahl Aufnahmen (n)	20	20	20	16	20	16	20		
mittl. Artenzahl Moose 4 m²	7,6	7,1	12,9	8,4	5,1	6,4	6		
mittl. Zielartenzahl i. e. S. Moose 4 m²	7,3	4,8	6,8	5,8	2,9	3	3,1		
	RF	AH	506A	NWS	M2x	M1x	BW		
<u>nur im NSG</u>									
Ditrichum flexicaule	II	x	TA
Lophocolea bidentata	x	R
<u>nur im NSG und auf Abtragsflächen</u>									
Hypnum cupressiforme var. lacunosum	V IV V V			x	TA
Fissidens cristatus	V IV III V			x	TA
Thuidium philibertii	I II V II			x	K
Dicranum cf. polysetum	. IV I	x	K
<u>nur auf Abtragsflächen</u>									
Tortella inclinata	V		II V		.	.	.	x	TA
Tortella tortuosa	V		II IV		.	.	.	x	TA
<u>nur auf neuen Abtragsflächen</u>									
Encalypta streptocarpa	.	.	I	x	TA
Tortula ruralis s. str.	.	.	I II		.	.	.	x	K
Schistidium apocarpum	.	.	I I		.	.	.	x	K
Grimmia pulvinata	.	.	I +		.	.	.	x	K
Brachythecium albicans	.	.	I	K
Scleropodium purum	.	.	I	x	K
Polytrichum juniperinum	.	.	I	R
<u>nur auf neu geschaffenen Flächen</u>									
Bryum argenteum	.	.	I I		.	I	.	x	R
Rhythidiadelphus squarrosus	.	.	+ .		.	II	I	x	R
Brachythecium rutabulum	.	.	III .		I	.	.	.	R
Ceratodon purpureus	.	.	III .		.	I	.	x	R
<u>im NSG und auf Renaturierungsflächen mit und ohne Bodenabtrag</u>									
Abietinella abietina	V V V V V V V							x	TA
Rhytidium rugosum	V V V V IV V V							x	TA
Campylium chrysophyllum	III II III II I . I							x	TA
Weissia brachycarpa	II II V I I . I							x	TA
Rhythidiadelphus triquetrus	II V V I V V V							x	K
Entodon concinnus	I I II III II IV III							x	K
Homalothecium lutescens	+ . III IV I I III							x	K
Hylocomium splendens	. II II . II IV IV							x	K
Plagiomnium affine s. str.	. IV V I V V V							x	R
Bryum caespititium	I . V IV I I I							x	R
Rhodobryum cf. ontariense	. I I . I . .							x	R
Climacium dendroides I .							.	R

Tab. 3: Stetigkeiten der Flechten auf den im Rahmen der vorliegenden Arbeit aufgenommenen Flächen in ursprünglichen Kalkmagerrasen des Naturschutzgebiets "Garchinger Heide" und auf Renaturierungsflächen mit und ohne Bodenabtrag.

+: Art kommt nur in den 100m²-Flächen vor. x: Art kommt im NSG "Garchinger Heide" vor (z. T. außerhalb der Aufnahmeflächen). Ton: Arten des Verbandes *Toninion coeruleonigracantis* (Zielarten im engeren Sinne); K: kalkmagerrasentypische Arten der Klassen *Rhizocarpetea geographici*, *Verrucarietea nigrescentis* und des Verbandes *Toninion coeruleonigracantis* (Zielarten im weiteren Sinne); epi: vorwiegend epiphytisch wachsende Arten. RL D: Rote-Liste Status in Deutschland nach Wirth et al. (1996): D: Daten mangelhaft.

Tab. 3: Frequency of lichens on ancient calcareous grassland plots in the nature reserve "Garchinger Heide" and on permanent plots of the newly created restoration sites with and without topsoil removal.

+: species was found only in 100 m² plots. x: species occurs in the nature reserve (also outside permanent plots). Ton: species of the alliance *Toninion coeruleonigracantis* (target species in a strict sense); K: typical calcareous grassland species of the classes *Rhizocarpetea geographici*, *Verrucarietea nigrescentis* and the alliance *Toninion coeruleonigracantis* (target species in a broad sense); epi: species mainly epiphytic. RL D: Red List status in Germany (Wirth et al. 1996): 2: endangered, 3: vulnerable, D: insufficient data.

Oberbodenabtrag (Jahr)	NSG		Renaturierungsflächen					im NSG vorkommend	Artengruppe	RL D
	1945	-	1993	1991	-	-	-			
Anzahl Aufnahmen (n)	20	20	20	16	20	16	20			
mittl. Artenzahl Flechten 4 m ²	8,7	0,5	12,1	13,8	0,4	0,3	0,1			
mittl. Zielartenzahl i. e. S. Flechten 4 m ²	4	0	1,9	2,1	0	0	0			
	RF	AH	506A	NWS	M2x	M1x	BW			
<u>nur auf dem Rollfeld</u>										
<i>Catapyrenium squamulosum</i>	II	x	Ton	3
<i>Cladonia symphycharpa</i>	II	x	Ton	3
<i>Psora decipiens</i>	I	x	Ton	2
<i>Toninia sedifolia</i>	I	x	Ton	3
<i>Trapelia placodioides</i>	I	x	K	
<u>nur im NSG und auf Abtragsflächen</u>										
<i>Cladonia rangiformis</i>	II	I	I	I	.	.	.	x	Ton	3
<u>nur auf Abtragsflächen</u>										
<i>Bacidia bagliettoana</i>	I	.	IV	V	.	.	.	x	Ton	3
<i>Cetraria islandica</i>	II	.	I	I	.	.	.	x	Ton	3
<i>Collema limosum</i>	I	.	I	I	.	.	.	x	Ton	3
<i>Peltigera rufescens</i>	+	.	I	IV	.	.	.	x	Ton	3
<i>Cladonia pyxidata ssp. pocillum</i>	V	.	I	x	Ton	
<i>Collema tenax</i>	I	.	.	II	.	.	.	x	Ton	
<i>Verrucaria muralis</i>	V	.	V	V	.	.	.	x	K	
<i>Candelariella vitellina</i>	I	.	V	V	.	.	.	x	K	
<i>Aspicilia moenium</i>	I	.	IV	V	.	.	.	x	K	D
<i>Lecanora dispersa</i>	I	.	V	IV	.	.	.	x	K	
<i>Sarcogyne regularis</i>	III	.	II	V	.	.	.	x	K	
<i>Lecidella stigmathea</i>	II	.	II	IV	.	.	.	x	K	
<i>Lecania erysibe</i>	I	.	II	IV	.	.	.	x	K	D
<i>Acarospora fuscata</i>	I	.	I	I	.	.	.	x	K	
<i>Lecidella carphatica</i>	I	.	I	I	.	.	.	x	K	
<i>Caloplaca holocarpa</i>	+	.	IV	IV	.	.	.	x	K	
<i>Lecanora muralis</i>	+	.	II	I	.	.	.	x	K	
<i>Verrucaria dolosa</i>	I	.	+	I	.	.	.	x	K	D
<i>Protoblastenia rupestris</i>	V	.	.	II	.	.	.	x	K	
<i>Xanthoria elegans</i>	I	.	V	V	.	.	.	x	epi	
<i>Xanthoria parietina</i>	+	.	IV	IV	.	.	.	x	epi	
<u>nur auf neuen Abtragsflächen</u>										
cf. <i>Hymenelia prevostii</i>	.	.	.	I	K	
<i>Lecanora cf. albescens</i>	.	.	.	I	K	
<i>Rhizocarpon geographicum</i>	.	.	I	x	K	
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	.	.	II	I	.	.	.	x	epi	
<i>Phaeophyscia nigricans</i>	.	.	I	+	epi	
<i>Evernia prunastri</i>	.	.	I	epi	
<i>Hypogymnia physodes</i>	.	.	.	I	epi	
<u>sonstige Arten</u>										
<i>Cladonia furcata</i>	V	III	IV	IV	II	II	I	x	Ton	
<i>Verrucaria nigrescens</i>	V	.	V	V	.	.	+	x	K	
<i>Physcia adscendens</i>	.	.	V	V	I	.	.	x	epi	

Mähgutübertragung diene, den Standard (PFADENHAUER & KIEHL 2003). Als Zielarten der Gefäßpflanzen wurden Arten der Klasse *Festuco-Brometea* Br.-Bl. et Tx. 1943 (nach KORNECK et al. 1993, OBERDORFER 2001) sowie einige Arten der Klassen *Koelerio-Coryneporetea* Klika in Klika et Novák 1941 und *Trifolio-Geranietea* Th. Müller 1961 definiert, die typisch für die Kalkmagerrasen auf würmeiszeitlichen Schotterplatten des Alpenvorlands sind (Tab. 6 im Anhang). Als Zielarten der Moose wurden ebenso wie in KIEHL & JESCHKE 2005 diejenigen definiert, die nach den ökologischen Beschreibungen von NEBEL & PHILIPPI (2001, 2002, 2005) häufig in Kalkmagerrasen vorkommen (siehe Tab. 2). Dabei wurden Arten mit einem Verbreitungsschwerpunkt in intensiv genutzten Grünländern, Äckern und Wegrändern weitgehend ausgeschlossen (z.B. *Brachythecium rutabulum*, *Ceratodon purpureus*, *Rhytidiadelphus squarrosus*). Zielarten der Moose bei strengerer Definition bilden Arten des Verbandes *Abietinellion* Giac. ex. Neum. 1971 und der Assoziation *Tortelletum inclinatae* Stod. 1937 (MARSTALLER 1993). Dies sind die im Naturschutzgebiet vorkommenden Moosgesellschaften, die typisch für Kalkmagerrasen sind. Die Zielarten der Flechten im weiteren Sinne umfassen Arten der Klassen *Verrucarietea nigrescentis* Wirth 1980 und *Rhizocarpetea geographici* Wirth 1972 sowie des *Toninion coeruleonigrescentis* Hadac 1948 (nach DREHWALD 1993, siehe Tab. 3). Die auf Zwergsträuchern und silikatischen Steinen wachsenden Blattflechten mit sonst vorwiegend epiphytischem Vorkommen (Klasse *Hypogymnietea physodis* Follmann 1974 und Verband *Xanthorion parietinae* Ochsner 1928) stellen dagegen keine Zielarten dar. Da die meisten der saxicolen Flechten weder gefährdet noch auf Kalkmagerrasen beschränkt sind, wurden die Arten des *Toninion coeruleonigrescentis* Hadac 1948, eines gefährdeten, für lückige Kalkmagerrasen typischen und hoch schutzwürdigen Verbandes (DREHWALD 1993, GÜNZL 2001) als Zielarten im engeren Sinne gewählt. Für die Bestimmung der Zielarten aller Kryptogamen und aller Gefäßpflanzen wurden die Zielarten der Moose und Flechten im weiteren Sinne aufaddiert.

Die Einordnung nach Gefährdungsstufen erfolgte für Gefäßpflanzen nach der Roten Liste Bayerns (SCHEUERER & AHLMER 2003), für Moose nach der Roten Liste Bayerns (MEINUNGER & NUSS 1996) und für Flechten nach der Roten Liste Deutschlands (WIRTH et al. 1996).

III.4.Ergebnisse

Im ganzen Ergebnisteil gilt - sofern nicht anders angegeben - bei Angabe signifikanter Unterschiede $p < 0,05$.

III.4.1. Vegetations- und Bodendeckung

Die Gefäßpflanzendeckung nimmt signifikant in der Reihenfolge beweidete Fläche, Altheide und einschürige/zweischürige Mahd, Rollfeld, neue Bodenabtragsflächen ab. Die einschürige Fläche ohne Bodenabtrag weist die signifikant höchste Moosdeckung, der Nordwest-Sammler die niedrigste auf ($p < 0,01$). Nur auf den Bodenabtragsflächen werden nennenswerte Flechtendeckungen erreicht. Das Rollfeld und der Nordwest-Sammler zeigen dabei höhere Deckungen als die Fläche 506 A ($p < 0,001$). Die Mahdflächen weisen die höchsten Steindeckungen auf (siehe Tab. 4). Die Streudeckung der neu angelegten Bodenabtragsflächen ist dagegen signifikant am niedrigsten ($p < 0,01$). Nur auf den Bodenabtragsflächen kommen in nennenswertem Umfang Steine (bis ca. 15 cm Durchmesser) an der Bodenoberfläche vor. Dabei weist der Nordwest-Sammler den mit Abstand höchsten Deckungsgrad auf ($p < 0,001$), gefolgt von der Fläche 506 A, auf der die Steinbedeckung höher ist als auf dem Rollfeld ($p < 0,01$). Auf der zweischürigen Fläche ist der Anteil offenen Feinbodens am höchsten ($p < 0,001$) und auf den Abtragsflächen und der einschürigen Mahdfläche am geringsten (nur für die einschürige Fläche und den Nordwest-Sammler signifikant, $p < 0,01$).

III.4.2. Artenzahl-Areal-Beziehungen

Alle Pflanzenarten

Die Artenzahl aller Pflanzenarten (Phanerogamen und Kryptogamen) erreicht auf Bodenabtragsflächen bei Flächengrößen ab 1 m² signifikant höhere Werte als auf Flächen ohne

Tab. 4: Vegetations- und Bodendeckung in neu angelegten Kalkmagerrasen mit und ohne Bodenabtrag im Vergleich zum Naturschutzgebiet (Altheide, Rollfeld). Dargestellt sind die Mittelwerte der 4 m²-Flächen (n=20, für Mahd 1x und Nordwest-Sammler n=16). Gleiche Buchstaben bedeuten, dass Unterschiede nicht signifikant sind (spaltenweise zu lesen).

Table 4: Vegetation cover and habitat characteristics of newly restored calcareous grasslands with and without topsoil removal in comparison to the nature reserve (Altheide, Rollfeld). Data represent mean values of 4 m² plots (n=20, for areas mown once a year and Nordwest-Sammler n=16). Identical letters show that differences are not significant (to be read columnwise).

Fläche	Deckung [%]					
	Gefäßpflanz	Moos	Flecht	Streu	Stein	Feinbode
Ohne Bodenabtrag						
Altheide	69,6 b	50,3 bc	0,27 c	17,2 bc	0,00 d	3,0 bc
Mahd 2x	64,4 b	40,00 c	0,03	16,6 ab	0,09 d	6,7 a
Mahd 1x	69,2 b	68,4 a	0,04	16,5 a	0,47 d	0,8 d
Beweidung 2526	79,0 a	39,8 c	0,01 d	11,6 c	0,00 d	2,2 b
Mit Bodenabtrag						
Rollfeld	51,1 c	52,4 b	8,60 a	12,4 bc	8,00 c	2,4 bc
506 A	33,8 d	46,5 bc	3,90 b	8,6 d	19,11	1,5 cd
Nordwest-	25,1 d	19,5 d	8,47 a	3,3 e	59,25	1,1 d

Bodenabtrag (Abb. 1). Bei den Flächen ohne Bodenabtrag weisen die Altheide und die zweischürige Fläche die niedrigsten Gesamtartenzahlen auf. Die neu angelegten Bodenabtragsflächen sind auf Flächen $> 4 \text{ m}^2$ signifikant artenreicher als das Rollfeld, aber unterhalb von 1 m^2 (506 A) bzw. $0,0625 \text{ m}^2$ (Nordwest-Sammler) signifikant artenärmer.

Werden nur die Zielarten aller Arten (d. h. *Festuco-Brometea*-Arten und Zielarten der Kryptogamen im weiteren Sinne) betrachtet, so ist die zweischürige Fläche bis auf wenige Ausnahmen (100 m^2) signifikant artenärmer als alle anderen untersuchten Flächen. Das Rollfeld weist auf allen Maßstabsebenen die meisten Zielarten auf, die Unterschiede zu den anderen Varianten sind aber nur bei Flächengrößen unter 4 m^2 signifikant. Während die neuen Bodenabtragsflächen bei Flächen größer 1 m^2 signifikant artenreicher sind als alle Flächen ohne Oberbodenabtrag, nähern sich ihre Werte ab 4 m^2 so weit der Altheide an, dass ab $0,0625 \text{ m}^2$ keine signifikanten Unterschiede mehr feststellbar sind.

Gefäßpflanzen

Die Anzahl der Gefäßpflanzen ist auf den einschürigen und beweideten Flächen der neu angelegten Magerrasen bei den meisten Flächengrößen am höchsten (Abb. 1). Nur bei Flächen über 4 m^2 Größe erreicht auch die Abtragsfläche am Nordwest-Sammler ähnlich hohe Werte. Bei Flächengrößen unter 1 m^2 weisen die beiden neuen Abtragsflächen dagegen signifikant niedrigere Gefäßpflanzenartenzahlen auf als die neu angelegten Magerrasen ohne Bodenabtrag. Die zweischürige Fläche ist meist deutlich artenärmer als die einschürige (signifikant bei 16 m^2 ($p < 0,01$), 4 m^2 , 1 m^2 und $0,01 \text{ m}^2$) und die beweidete Fläche (signifikant bei 16 m^2 mit $p < 0,01$). Werden die Zielarten der Gefäßpflanzen betrachtet, so sind das Rollfeld (signifikant unterhalb 4 m^2) und die Altheide (signifikant unterhalb 1 m^2) durchweg artenreicher als alle anderen Flächen. Lediglich die zweischürige Fläche zeigt deutlich weniger *Festuco-Brometea*-Arten als die anderen Flächen (signifikant bei 16 m^2 und 4 m^2).

Kryptogamen

Die Bodenabtragsflächen weisen durchgehend signifikant höhere Kryptogamenartenzahlen auf als die Flächen ohne Oberbodenabtrag (Abb. 1). Dabei sind die jungen Bodenabtragsflächen bei Flächengrößen ab 1 m^2 signifikant artenreicher als das Rollfeld (außer Nordwest-Sammler bei 100 m^2). Bei den Flächen ohne Bodenabtrag ist die Anzahl der Kryptogamen meist in der Garchingener Heide am höchsten und auf der neu angelegten zweischürigen Fläche am geringsten. Signifikant niedrigere Werte treten bei der zweischürigen Fläche gegenüber der einschürigen Fläche nur bei 4 m^2 und $0,0625 \text{ m}^2$, gegenüber der beweideten Fläche nur unterhalb von 1 m^2 auf.

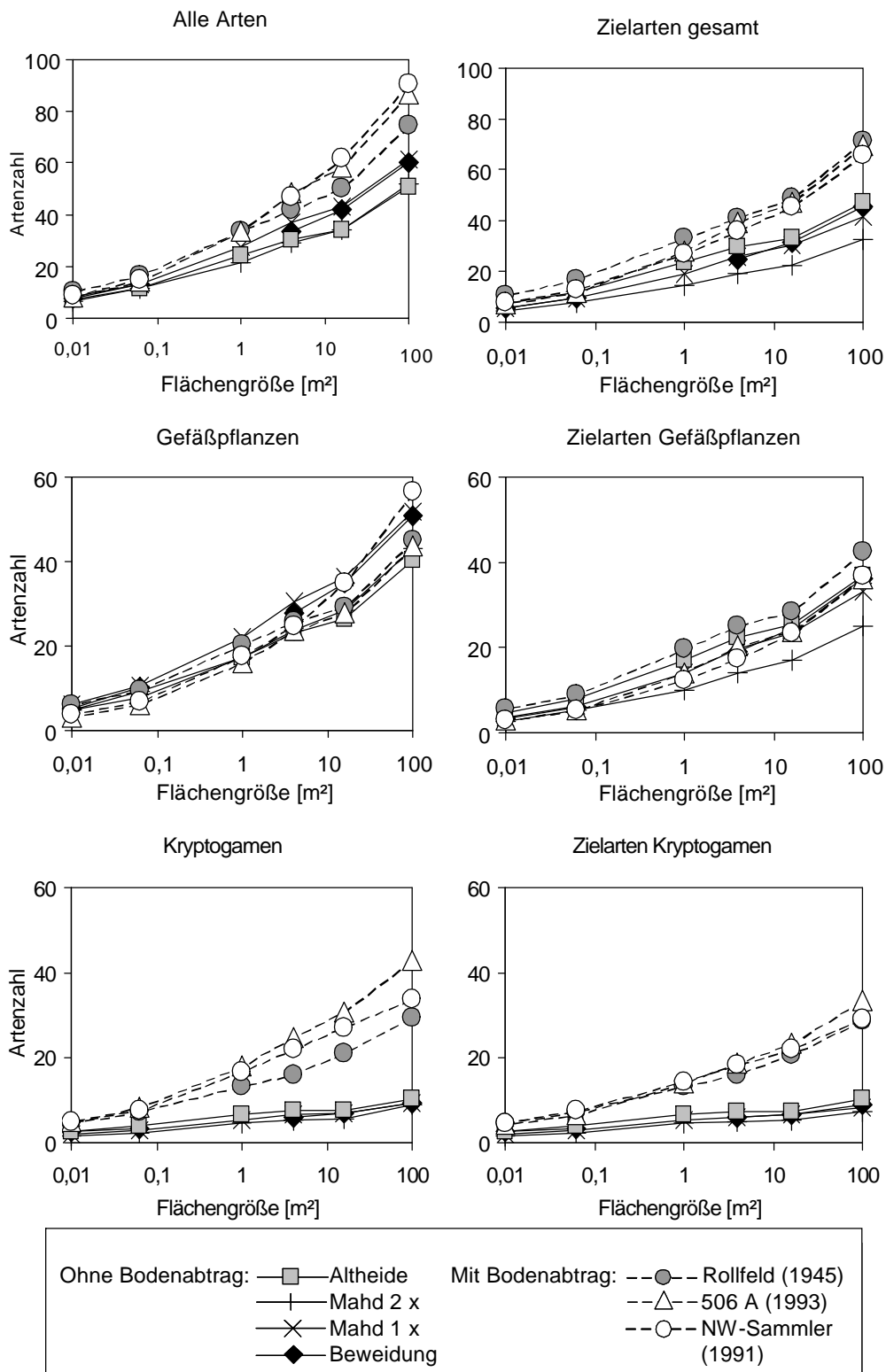


Abb. 1: Beziehungen zwischen Artenzahl und Flächengröße für alle Pflanzenarten, Gefäßpflanzen und Kryptogamen sowie für die jeweiligen Zielarten in neu angelegten Kalkmagerrasen mit und ohne Bodenabtrag im Vergleich zu den Referenzflächen im Naturschutzgebiet (graue Signaturen). Dargestellt sind die Mittelwerte der Artenzahlen für die logarithmierten Flächengrößen.

Figure 1: Species-area-curves of all plant species, vascular plants, cryptogams and the respective target species. Data represent mean species richness for the different plot sizes (logarithmic scale) for the newly restored calcareous grasslands in comparison to reference sites in the nature reserve (grey symbols).

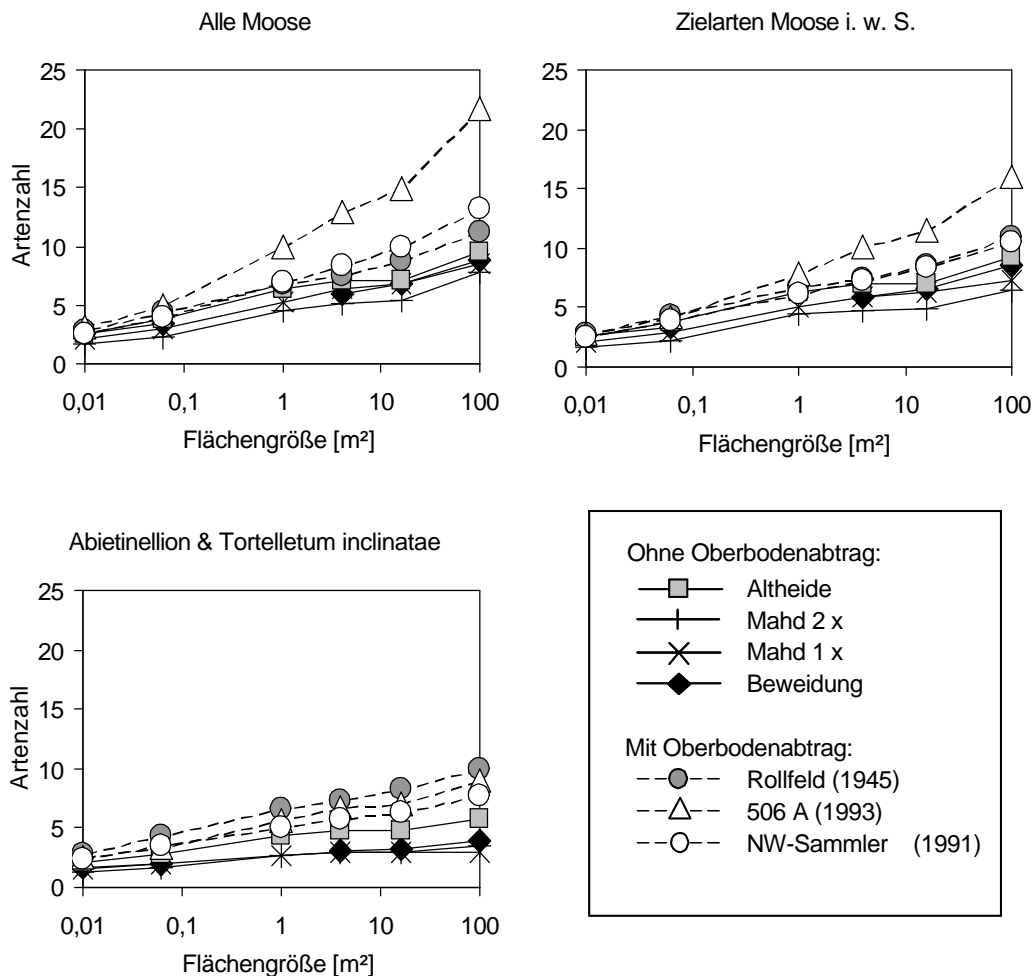


Abb. 2: Beziehungen zwischen Artenzahl und Flächengröße für alle Moosarten, die Zielarten der Moose im weiteren Sinne (nach NEBEL & PHILIPPI 2000, 2001) und die *Abietinellion*- und *Tortelletum inclinatae*-Arten als Zielarten der Moose im engeren Sinne in neu angelegten Kalkmagerrasen mit und ohne Bodenabtrag im Vergleich zu den Referenzflächen im Naturschutzgebiet (graue Signaturen). Dargestellt sind die Mittelwerte der Artenzahlen für die logarithmierten Flächengrößen.

Figure 2: Species-area-curves of all moss species, moss target species in a broad sense (without ruderals) and of the *Abietinellion* and *Tortelletum inclinatae*-species as moss target species in a strict sense for the newly restored calcareous grasslands in comparison to reference sites in the nature reserve (grey symbols).

Die Anzahl der Zielarten der Kryptogamen im weiteren Sinne (s. 3.4) ist auf den Bodenabtragsflächen signifikant höher als auf den anderen Flächen, unabhängig von der Flächengröße. Auf Flächen ohne Bodenabtrag unterscheidet sich die Zielartenzahl der Kryptogamen kaum von der Anzahl aller Kryptogamen.

Moose

Die Bodenabtragsflächen weisen bei allen Flächengrößen mehr Moosarten auf als die neu angelegten Kalkmagerrasen ohne Bodenabtrag, wobei dieser Unterschied nur bei Flächen größer 1 m² signifikant ist (Abb. 2). Auf der Abtragsfläche 506 A sind die Moosartenzahlen bei allen Flächengrößen über 0,01 m² signifikant am höchsten. Die zweischürige Fläche weist jedoch die niedrigsten Artenzahlen der Moose auf und unterscheidet sich bei 4 m² und 0,0625 m² signifikant von der einschürigen, bei Aufnahmeflächen unter 1 m² signifikant von der beweideten Variante. Die Abtragfläche 506 A ist bezüglich der Zielarten der Moose im weiteren Sinne bei Flächen größer 1 m² signifikant artenreicher als die anderen Flächen. Die zweischürige Fläche ist bei 16 m², 0,0625 m² und 0,01 m² signifikant artenärmer als die beweidete und bei 0,0625 m² signifikant artenärmer als die einschürige Fläche.

Betrachtet man nur die Artenzahlen der Moose aus den soziologischen Gruppen *Abietinellion* Giac. ex. Neum. 1971 und *Tortelletum inclinatae* Stod. 1937, so erweist sich das Rollfeld als signifikant artenreicher als alle Flächen ohne Bodenabtrag. Während sich die Abtragsfläche 506 A nicht signifikant vom Rollfeld unterscheidet, ist die Bodenabtragsfläche am Nordwest-Sammler, abgesehen von der kleinsten Flächengröße, signifikant artenärmer als das Rollfeld und weist bei Flächen unter 100 m² keine signifikanten Unterschiede mehr zur Altheide auf. Die Anzahl der *Abietinellion*- und *Tortelletum inclinatae* - Arten ist in den neu angelegten Kalkmagerrasen ohne Oberbodenabtrag durchgehend signifikant niedriger als auf allen Abtragsflächen und bei Flächengrößen über 0,0625 m² auch signifikant niedriger als in der Altheide. Dabei ist die beweidete Fläche bei 100 m² signifikant artenreicher als die einschürige und unterhalb von 1 m² signifikant artenreicher als die zweischürige.

Flechten

Wie bei den Moosen, so ist auch die Artenzahl der Flechten auf Bodenabtragsflächen deutlich höher als auf Flächen ohne Bodenabtrag (Abb. 3), auf denen bis auf zwei Ausnahmen nur zwei *Cladonia* - Arten (*C. furcata* und *C. rangiformis*) vorkamen (signifikant bei allen Flächengrößen unter 100 m² mit $p < 0,001$, bei 100 m² $p < 0,05$). Das Rollfeld ist bei einer Bezugsflächengröße von 4 m² artenärmer als beide neu angelegten Bodenabtragsflächen ($p < 0,001$), bei 16 m² und 1 m² artenärmer als der Nordwest-Sammler ($p < 0,01$).

Bei Betrachtung der Zielarten der Flechten im weiteren Sinne, d. h. ohne vorwiegend epiphytisch vorkommende Arten (Klasse *Hypogymnia physodis* Follmann 1974 und Verband *Xanthorion parietinae* Ochsner 1928), sind die Abtragsflächen bei allen Flächengrößen signifikant artenreicher als die Flächen ohne Bodenabtrag. Die Anzahl der strenger definierten Zielarten, d.h. der Arten des *Toninion coeruleonigrantis* Hadac 1948, ist dagegen auf dem Rollfeld bei allen Flächengrößen unter 16 m² signifikant höher als auf den neuen Abtragsflächen.

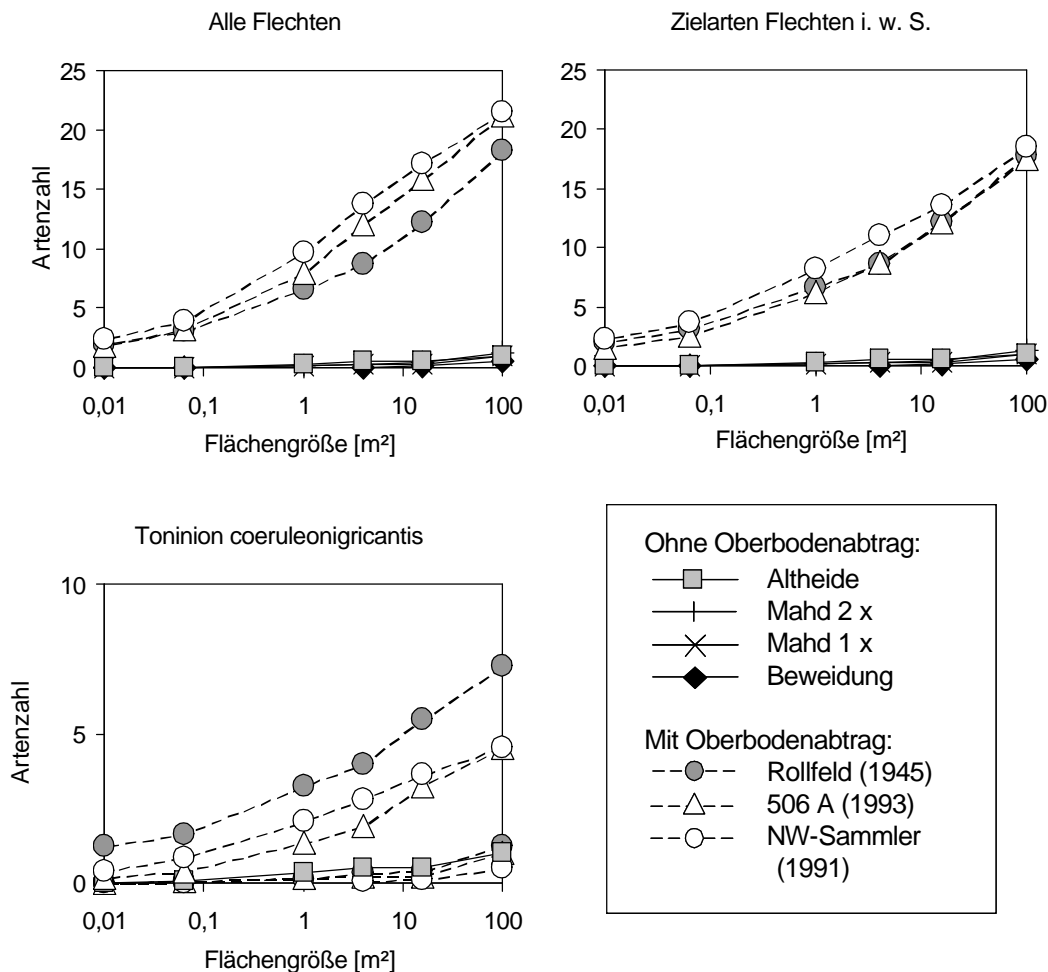


Abb. 3: Beziehungen zwischen Artenzahl und Flächengröße für alle Flechtenarten, die Zielarten der Flechten im weiteren Sinne (*Verrucarietea nigrescentis*, *Rhizocarpetea geographici* und *Toninion coeruleonigrigantis*) und die Zielarten der Flechten im engeren Sinne (*Toninion coeruleonigrigantis*) in neu angelegten Kalkmagerrasen mit und ohne Bodenabtrag im Vergleich zu den Referenzflächen im Naturschutzgebiet (graue Signaturen). Dargestellt sind die Mittelwerte der Artenzahlen für die logarithmierten Flächengrößen.

Figure 3: Species-area-curves of all lichen species, lichen target species in a broad sense (*Verrucarietea nigrescentis*, *Rhizocarpetea geographici* and *Toninion coeruleonigrigantis*) and lichen target species in a strict sense (*Toninion coeruleonigrigantis*) for the newly restored calcareous grasslands in comparison to reference sites in the nature reserve (grey symbols).

III.4.3. Phytomasseverteilung auf den Flächen

Die Phytomasse der Gefäßpflanzenfraktion oberhalb von 4 cm über dem Boden ist auf der Brachfläche des Flurstücks 506/508 (ohne Bodenabtrag) am höchsten (siehe Tab. 5). Sie liegt über den Werten der Altheide, die wiederum höhere Werte als die beweidete Fläche 2526 aufweist. Auf allen Abtragsflächen mit Ausnahme der Fläche 520 A sind die Werte signifikant

niedriger als auf Flächen ohne Bodenabtrag, wobei das Rollfeld und der Nordwest-Sammler die niedrigsten Werte aufweisen.

Die Gefäßpflanzenfraktion unterhalb von 4 cm Höhe besteht hauptsächlich aus Stängeln, Grundblättern, Rosetten und niedrigwüchsigen Pflanzen. Die Phytomasse dieser Fraktion ist in der Altheide und auf den ein- und zweischürigen Flächen ohne Bodenabtrag deutlich höher als auf den beweideten Flächen 2526 und 520. Während sich das Rollfeld hinsichtlich der Gefäßpflanzenfraktion < 4 cm nicht von den beweideten Flächen unterscheidet, weisen der Nordwest-Sammler und die Abtragsfläche 520 A einen signifikant geringeren und die Abtragsfläche 506 A einen signifikant höheren Wert auf als die Beweidungsflächen.

Die Phytomasse akrokarper, niedrigwüchsiger Moospolster ist auf den Abtragsflächen, die einen großen Anteil an offenem Boden aufweisen, signifikant höher als auf den Flächen ohne Bodenabtrag. Pleurokarpe Moose erreichen dagegen auf den einschürigen Flächen (ohne Bodenabtrag) mit einer durchschnittlichen Trockenmasse von etwa 300 g/m² die höchste

Tab. 5: Oberirdische Phytomasse der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten im Jahr 2003. Angegeben sind jeweils die Mittelwerte der Trockenmasse in g/m². Gleiche Buchstaben bedeuten, dass Unterschiede nicht signifikant sind (spaltenweise zu lesen). * = Werte wurden nach der Pflegmahd erhoben und sind deshalb nicht mit denen der anderen Standorte vergleichbar.

Table 5: Aboveground standing crop of vascular plants, mosses and lichens in 2003. Data represents the mean values of dry mass (g/m²). Identical letters show that differences are not significant (to be read columnwise). * = values were measured after mowing and therefore not comparable with those of the other sites).

Fläche	Gefäßpflanzen			Moose			Flechten	Alle Arten	n
	> 4 cm	< 4cm	gesamt	akrokarpe	pleurokarpe	gesamt			
Ohne Bodenabtrag									
Altheide	163,0 b	75,8 ab	238,8 a	0 b	67,0 c	67,0 c	0,6 c	306,4 b	24
Mahd 2x	82,6 *	83,0 a	165,6 *	0 b	63,5 cd	63,5 c	0,1 c	229,2 *	12
Mahd 1x	101,1 *	70,9 ab	172,0 *	0 b	291,3 a	291,3 a	0,9 c	464,2 *	24
Brache 506	248,8 a	64,6 abcd	313,4 a	0 b	177,0 b	177,0 b	0 c	490,4 a	12
Beweid.2526	69,4 e	53,0 d	122,4 d	0 b	65,0 d	65,0 c	0 c	187,4 de	12
Beweid. 520	109,7 bcd	48,6 d	158,3 b	0 b	20,3 e	20,3 de	0 c	178,6 e	12
Brache 520	163,6 abc	45,5 de	209,1 abc	0 b	104,1 bcde	104,1 bcd	0 c	313,2 bc	6
Mit Bodenabtrag									
Rollfeld	15,4 g	59,8 cd	75,2 e	24,6 a	63,0 de	87,6 c	17,4 a	180,2 de	24
506 A	30,9 f	67,2 bc	98,1 de	33,6 a	139,2 bc	172,8 bc	2,0 c	272,9 bcde	24
520 A	66,0 cdef	28,5 ef	94,5 cdef	7,7 a	69,5 cde	77,2 c	1,3 b	173,0 cde	12
NW-Sammler	8,6 g	20,3 f	28,9 f	6,8 a	5,2 f	12,0 e	0,3 c	41,2 f	12

Phytomasse. Die beweideten und zweischürigen Flächen weisen eine deutlich geringere Phytomasse pleurokarper Moose auf, vergleichbar mit einigen Abtragsflächen. Auf dem Nordwest-Sammler kommen nur sehr geringe Mengen pleurokarper Moose vor.

Während Cladonien auf den Bodenabtragsflächen dichte Lager bilden, treten sie in der meist dicken pleurokarpen Moosschicht der Flächen ohne Bodenabtrag nur als einzelne Podetien auf, die aber zum Teil die ganze Moosschicht durchsetzen und so Maximalwerte von 21 g/m² (eine Probe der einschürigen Fläche) erreichen. Auf den Bracheflächen wurden keine Flechten gefunden, in der Beweidungsfläche 2526 wurden sie zwar bei der Phytomassebestimmung nicht erfasst, traten aber hin und wieder in den Vegetationsaufnahmen auf. Das Rollfeld weist mit einem Mittelwert von 17 g/m² die signifikant höchste Flechtenbiomasse auf.

III.5.Diskussion

III.5.1.Einfluss des Bodenabtrags auf die Artendiversität und Artenzusammensetzung

In der vorliegenden Untersuchung zeigen sich die deutlichsten Unterschiede zwischen Flächen mit und ohne Bodenabtrag. Die in der Regel höheren Gefäßpflanzenartenzahlen auf Flächen ohne Bodenabtrag im Vergleich zu den Abtragsflächen sind auf den größeren Anteil an mesophilen Wiesenarten bzw. Ruderalarten zurückzuführen, die auf den Abtragsflächen aufgrund des Abtrags der Diasporenbank und des trockenen und nährstoffarmen Bodens ausfallen. Da die *Festuco-Brometea*-Arten an die extremeren Standortbedingungen auf den Abtragsflächen angepasst sind, unterscheidet sich ihre Anzahl nicht zwischen Flächen mit und ohne Bodenabtrag. Zu einem Rückgang dieser Zielarten aufgrund der Konkurrenz durch Ruderalarten und produktive Grünlandarten ist es in den neu angelegten Magerrasen ohne Bodenabtrag bisher nicht gekommen, da die Phytomasseproduktion dort trotz hoher P- und K-Gehalte in den meisten Jahren durch Trockenheit und mangelnde Stickstoffverfügbarkeit begrenzt wird (KIEHL et al. 2003). Die Flächen ohne Oberbodenabtrag zeichnen sich im Vergleich zu den Abtragsflächen durch eine höhere Gefäßpflanzendeckung und -phytomasse und eine höhere Streudeckung aus. Auf den Flächen ohne Bodenabtrag wurden schon im ersten Jahr nach der Mähgutübertragung durch das Auskeimen der mit dem Mähgut aufgebrauchten bzw. in der Diasporenbank vorhandenen Arten hohe Deckungswerte der Gefäßpflanzen erreicht (THORMANN et al. 2003), so dass hier von Anfang an schlechtere Bedingungen für eine Ansiedlung schwachwüchsiger Kryptogamen gegeben waren.

Die Artenzahlen der Kryptogamen und aller Pflanzengruppen sind auf Bodenabtragsflächen durchgehend höher als auf Flächen ohne Abtrag, unabhängig davon, ob nur die Zielarten oder alle Arten betrachtet werden. Dies ist vor allem auf den weitaus größeren Anteil offener Bodenstellen zurückzuführen. Auf die Bedeutung offener Bodenstellen für die Artendiversität

von Kryptogamen ist von vielen Autoren hingewiesen worden (z. B. TOPHAM 1977, GÜNZL 2001). Aufgrund ihrer geringen Konkurrenzfähigkeit unter mittleren Feuchte- und Beschattungsverhältnissen (WIRTH 1995, NEBEL & PHILIPPI 2000, 2001) treten akrokarpe Moose und Flechten auf den Flächen ohne Bodenabtrag bis auf wenige Arten nicht in Erscheinung, während sie sich auf den hinsichtlich der Wasserverfügbarkeit und Besonnung extremeren Abtragsflächen mit hohen Artenzahlen ansiedeln konnten. Lediglich schneller wachsende und weniger lichtbedürftige pleurokarpe Moose (NEUMAYR 1971, NEBEL & PHILIPPI 2001), die mit dem Mähgut auf die Flächen übertragen werden können (Geländebeobachtung bei der Mähgutübertragung 2004), konnten sich auf den Flächen ohne Bodenabtrag gut etablieren.

Auf den Abtragsflächen konnten vor allem die mit hoher Artenzahl auftretenden saxikolen Flechten und die lichtbedürftigen und trockenheitsresistenten akrokarpen Laubmoose (z.B. *Tortella* spp., *Ditrichum flexicaule*) der Gesellschaft *Tortelletum inclinatae* Stod. 1937 den anstehenden Schotter besiedeln. Dichte akrokarpe Moospolster und Cladonien sind hier aufgrund der extremeren Standortbedingungen durchaus in der Lage, mit den pleurokarpen Moosen zu konkurrieren. Die Arten des *Toninion coeruleonigriscantis* Hadac 1948 siedeln sich vermehrt allerdings erst bei zunehmender Verwitterung der Gesteine und damit höherem Feinbodenanteil an. Sie sind auf dem 1945 abgetragenen Rollfeld weit verbreitet und kommen auf den neu angelegten Abtragsflächen erst vereinzelt vor. Langfristig sind sie unter ungestörten Bedingungen jedoch gegenüber den Cladonien nicht konkurrenzfähig (GÜNZL 2001). Bei leichter Störung, z. B. an Wegrändern oder den kleinen Böschungen von Bodenabtragsflächen, können Sie sich jedoch gegenüber den trittempfindlicheren Cladonien behaupten.

III.5.2. Artendiversität neu angelegter Flächen im Vergleich zu bestehenden Flächen

Die neu angelegten Kalkmagerrasen sind nach 12 Jahren Entwicklung deutlich artenreicher als die Flächen im Naturschutzgebiet "Garching Heide". Die etwas geringeren Gefäßpflanzenartenzahlen der Altheide im Vergleich zu anderen Kalkmagerrasen Mittel- und Nordeuropas (BOCH & DENGLER 2004, LÖBEL et al. 2004, DENGLER 2005) lassen sich zum Teil durch die späte Aufnahme der Flächen im August des trockenen Jahres 2003 erklären. Die Erfassung der Frühjahrsarten wurde zwar 2004 nachgeholt, doch können einige später auftretende Arten im August 2003 schon verschwunden gewesen sein. Außerdem bewirkte das bis 2003 zur Pflege angewandte zweijährige Mahdregime (mit jährlicher Streifenmahd) aufgrund der erhöhten Streudeckung vermutlich eine Abnahme schwachwüchsiger Arten (KÖHLER et al. 2005, LANGENAUER et al. 2000).

Wird die Anzahl aller Gefäßpflanzen und Moosarten betrachtet, so lassen sich die höheren Artenzahlen in den neu angelegten Magerrasen im Vergleich zu Altheide und Rollfeld durch die

höhere Anzahl an Ruderalarten und Arten des Wirtschaftsgrünlandes erklären (Tab. 6 im Anhang) und sind deshalb nicht als positiv zu bewerten (vgl. KIEHL & JESCHKE 2005). Die geringere Anzahl kalkmagerrasentypischer Gefäßpflanzen und Moose auf den Renaturierungsflächen im Vergleich zu den Referenzstandorten im Naturschutzgebiet ist dadurch zu erklären, dass nicht alle im Naturschutzgebiet vorkommenden Arten mit dem Mähgut auf die neuen Flächen übertragen werden konnten und die natürliche Ausbreitung nur sehr langsam verläuft (THORMANN et al. 2003, KIEHL et al. 2006). Auf dem Nordwest-Sammler und der Fläche 506A (angelegt 1991 bzw. 1993) konnte sich die für das Rollfeld typische mosaikartige Matrix aus Kryptogamenpolstern (v. a. *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum*, *Rhytidium rugosum* und *Cladonia* sp.), Zwergsträuchern (*Globularia cordifolia*) und Horstgräsern (*Carex humilis*, *Bromus erectus*) noch nicht soweit etablieren, dass dadurch Ruderalarten verdrängt würden. Durch das Vorkommen spärlich eingestreuter Ruderal- und Saumarten, die eher in großen als in kleinen Aufnahmeflächen zu finden sind, sind diese Flächen zwar bei Flächengrößen über 1 m² artenreicher, darunter aber artenärmer als das 60 Jahre alte Rollfeld.

Durch Oberbodenabtrag wird in der Münchner Schotterebene der anstehende quartäre Schotter freigelegt, der in kurzer Zeit von saxicolen Flechten der *Verrucarietea nigrescentis* Wirth 1980 und *Rhizocarpetea geographici* Wirth 1972 und trockenheitstoleranten Moosen des *Abietinellion* Giac. ex. Neum. 1971 und *Tortelletum inclinatae* Stod. 1937 besiedelt werden kann. Auf den jüngeren Abtragsflächen finden sich auch ubiquistische Moose wie *Ceratodon purpureus*, *Bryum caespitium* und *B. argenteum* ein, die auf dem älteren Rollfeld fehlen. Diese zeigen sich aber nur an frischen Störstellen wie an Mauselöchern und können sich langfristig vermutlich nicht auf den Flächen halten (vgl. NEBEL & PHILIPPI 2000, 2001). Die beginnende Bodenbildung führt schließlich zur Abnahme der saxicolen Krustenflechten und zum Auftreten von Cladonien und Arten des *Toninion coeruleonigriscantis* Hadac 1948 (TOPHAM 1977, GÜNZL 2001). Dieses Stadium ist auf dem Rollfeld bereits erreicht, während Strauchflechten auf den neuen Flächen noch deutlich seltener auftreten und dort bisher keine Arten der Bunten Erdflechtengesellschaft (*Toninio-Psoretum decipientis* Stodiek 1937) nachgewiesen werden konnten. Die im Vergleich zum Rollfeld höheren Artenzahlen aller Flechten auf dem Nordwest-Sammler sind in der hohen Zahl von saxicolen Krustenflechten begründet. Diese finden dort durch die hohe Steindeckung, die geringe Moos- und Gefäßpflanzendeckung und die besonders niedrige Gesamtphytomasse einen geeigneten Lebensraum.

III.5.3. Einfluss des Managements auf die Artendiversität

Kalkmagerrasen bedürfen zu ihrer Erhaltung regelmäßiger extensiver Nutzung oder Pflege (WILLEMS 2001, POSCHLOD & WALLISDEVRIES 2002). Die angewandten Maßnahmen

unterscheiden sich dabei jedoch in ihren Auswirkungen (BOBBINK & WILLEMS 1988, DOLMAN & SUTHERLAND 1992, PFADENHAUER et al. 2003). Dabei wird der Störungsfrequenz und -intensität entscheidende Bedeutung für die Artendiversität beigemessen (DOLMAN & SUTHERLAND 1992, GRACE 1999).

Auf den untersuchten Flächen waren die Artenzahlen bei zweischüriger Mahd hinsichtlich aller aufgenommenen Artengruppen niedriger als bei den anderen Pflegemaßnahmen. Nur bei den Moosen des *Abietinellion* und *Tortelletum inclinatae* als Zielarten im engeren Sinne trat kein großer Unterschied zur einschürigen Mahd, wohl aber zur Beweidung auf. Die geringere Anzahl der *Festuco-Brometea*-Arten lässt sich einerseits durch die Konkurrenz mit schnitttoleranten Grünlandarten der Klasse *Molinio-Arrhenatheretea* erklären. THORMANN et al. (2003) haben bei zweischüriger Mahd eine Förderung der Grünlandarten festgestellt. Entscheidend ist aber vermutlich, dass die im Juli/August 1993 mit dem Mähgut übertragenen *Festuco-Brometea*-Arten (KIEHL et al. 2006) im Frühsommer blühen und bei zweischüriger Mahd durch den ersten Schnitt Ende Mai oftmals geschädigt werden (vgl. auch QUINGER 2002). Obwohl die einschürige Variante nur bei 100 m² ärmer an *Abietinellion*- und *Tortelletum*-Arten ist als die beweidete Fläche, bietet sie konkurrenzschwachen Kryptogamenarten langfristig vermutlich keine geeigneten Bedingungen, da sie die höchste Phytomasse pleurokarper Moose aller untersuchten Flächen aufweist. Bei einer dichten, hohen Mooschicht können sich langsamwüchsige Moose nicht dauerhaft etablieren (ZAMFIR et al. 1999). Die beweidete Fläche weist bei ähnlichen Ausgangsbedingungen (THORMANN et al. 2003) und Artenzahlen eine geringere Moosphytomasse und Streudeckung als die einschürige Variante auf. Da die Beweidung durch Tritt die Dominanz pleurokarper Moose mindert und die Schaffung offener Bodenstellen fördert, kommt es auf beweideten Flächen zu höheren Moosartenzahlen als auf gemähten (DURING & VAN TOOREN 1990, VAN TOOREN 1988).

III.5.4. Verwendung von Zielarten zur Maßnahmenevaluation

Die in der vorliegenden Arbeit definierten Zielartengruppen eignen sich besser für die Bewertung der Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen als die reinen Artenzahlen der Gefäßpflanzen und Kryptogamen. Da bei der Renaturierung vormals intensiv genutzter Flächen die Zusammensetzung artenreicher Reliktbestände auch in langen Zeiträumen kaum erreicht wird (GIBSON & BROWN 1991, ROSENTHAL 2003), kann das Auftreten von Zielarten als Indikator für die Entwicklung hin zu einer typischen Vegetation gewertet werden. Durch steigende Zielartenzahlen bei zukünftigen Aufnahmen auf den neu angelegten Magerrasen ließe sich eine weitere Annäherung an die Artenzusammensetzung und Artenvielfalt der Vegetation des Naturschutzgebiets nachweisen (vgl. MORTIMER et al. 1998).

Wie bereits beim Vergleich ursprünglicher und neu angelegter Magerrasen (KIEHL & JESCHKE 2005), so zeigt sich auch beim Vergleich unterschiedlicher Pflegemaßnahmen in der vorliegenden Arbeit, dass die *Festuco-Brometea*-Arten als Zielarten der Gefäßpflanzen für die Bewertung gut geeignet sind.

Bei der Anwendung der allgemein nach NEBEL & PHILIPPI (2001/2002/2005) definierten kalkmagerrasentypischen Zielarten der Moose ergeben sich kaum Unterschiede zu den Artenzahlen aller Moose. Bei einer Definition der strengeren Zielarten für die Moose, die nur die soziologischen Gruppen *Abietinellion* Giac. ex. Neum. 1971 und *Tortelletum inclinatae* Stod. 1937 (nach MARSTALLER 1993) einbezieht, wird dagegen deutlich, dass die neu angelegten Magerrasen zwar bereits geeignete Standorte für einige der Zielarten darstellen, andere seltenere Arten wie z.B. *Tortella inclinata* und *Ditrichum flexicaule* dort aber noch weitgehend fehlen. Die Zielarten der Flechten im weiteren Sinne, die neben Arten des *Toninion coeruleonigricantis* Hadac 1948 auch die saxicolen Krustenflechten (*Verrucarietea nigrescentis* Wirth 1980 und *Rhizocarpetea geographici* Wirth 1972) umfassen, sind ebenfalls schlechter für die Bewertung des Renaturierungserfolges geeignet als die strenger definierte Zielarten des *Toninion coeruleonigricantis* Hadac 1948. Kalkmagerrasentypische Moose und Flechten wie die hier definierten Zielarten im engeren Sinne können also einen zusätzlichen Beitrag zur Bewertung des Renaturierungserfolges liefern, da sie deutlich sensibler auf Veränderungen innerhalb der Boden- und Streuschicht reagieren als Gefäßpflanzen (TOPHAM 1977, ZAMFIR et al. 1999, GÜNZL 2001).

Die *Festuco-Brometea*-Arten, Moosarten des *Abietinellion* und des *Tortelletum inclinatae* sowie die Flechtenarten des *Toninion coeruleonigricantis* eignen sich auch für eine Bewertung der Flächen im Sinne des Schutzes seltener Arten, da sie hohe Anteile an Rote-Liste-Arten enthalten (SCHEUERER & AHLMER 2003, MEINUNGER & NUSS 1996, WIRTH et al. 1996) und alle bisher gefundenen Rote-Liste-Arten zu den Zielartengruppen gehören (siehe Tab. 2, 3, 6).

III.6.Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen, dass Oberbodenabtrag mit nachfolgendem Mähgutauftrag eine besonders erfolgreiche Methode zur Neuanlage artenreicher Kalkmagerrasen darstellt. Diese teure Maßnahme kann aber aus ökonomischen Gründen und Gründen des Bodenschutzes nicht großflächig durchgeführt werden und sollte auf Flächen in der Nähe bestehender Magerrasenrelikte beschränkt bleiben, auf denen sich nicht nur Pflanzen sondern auch lebensraumtypische Tierarten rasch ansiedeln können (vgl. PFADENHAUER et al. 2003, KIEHL & WAGNER 2006). Im Vergleich zu Renaturierungsflächen ohne Mähgutauftrag

Tab. 6: Stetigkeiten der Gefäßpflanzen auf den im Rahmen der vorliegenden Arbeit aufgenommenen Flächen in ursprünglichen Kalkmagerrasen des Naturschutzgebiets "Garchinger Heide" und auf Renaturierungsflächen mit und ohne Bodenabtrag.

+: Art kommt nur in den 100m²-Flächen vor. x: Art kommt im NSG "Garchinger Heide" vor (z. T. außerhalb der Aufnahmeflächen). FB: Zielarten der Klasse *Festuco-Brometea* (*fett gedruckt*); MA: Arten der Klasse *Molinio-Arrhenatheretea*; R: Ruderalarten. RL By: Rote-Liste Status in Bayern nach Scheuerer & Ahlmer (2003), V: Vorwarnstufe.

Tab. 6: Frequency of vascular plants on ancient calcareous grassland plots in the nature reserve "Garchinger Heide" and on permanent plots of the newly created restoration sites with and without topsoil removal.

+: species was found only in 100 m² plots. x: species occurs in the nature reserve (also outside permanent plots). FB: target species of the class *Festuco-Brometea* (in bold); MA: species of the class *Molinio-Arrhenathereta*; R: ruderals. RL By: Red List status in Bavaria (Scheuerer & Ahlmer 2003), 1: critically endangered, 2: endangered, 3: vulnerable, V: near threatened.

- Oberbodenabtrag (Jahr)	NSG			Renaturierungsflächen				im NSG vorkommend	Artengruppe	RL By
	1945	-	1993	1991	-	-	-			
Anzahl Aufnahmen (n)	20	20	20	16	20	16	20			
mittl. Artenzahl Gefäßpflanzen 4 m ²	25,6	23	23,7	24,75	23,85	30,37	27,65			
mittl. Zielartenzahl Gefäßpflanzen 4 m ²	25,1	22,3	20,4	17,44	14,2	19,87	19,05			
	RF	AH	506A	NWS	M2x	M1x	BW			
<u>nur im NSG</u>										
<i>Erica herbacea</i>	IV	I	x	FB	V
<i>Euphorbia cyparissias</i>	III	III	x	FB	
<i>Thesium linophyllum</i>	III	II	x	FB	3
<i>Briza media</i>	I	I	x	FB	
<i>Daphne cneorum</i>	I	I	x	FB	2
<i>Pulsatilla patens</i>	I	I	x	FB	1
<i>Gentiana clusii</i>	II	x	FB	2
<i>Adonis vernalis</i>	.	I	x	FB	2
<i>Carex caryophyllea</i>	I	x	FB	
<i>Carex montana</i>	.	I	x	FB	
<i>Danthonia decumbens</i>	I	x	FB	V
<i>Polygala comosa</i>	I	x	FB	V
<i>Gentiana germanica</i>	+	x	FB	3
<i>Gypsophila repens</i>	+	x	FB	V
<i>Polygonatum odoratum</i>	+	x	FB	V
<i>Potentilla alba</i>	.	+	x	FB	3
<u>nur im NSG und auf Abtragsflächen</u>										
<i>Carex ericetorum</i>	IV	V	I	I	.	.	.	x	FB	3
<i>Teucrium montanum</i>	V	II	II	I	.	.	.	x	FB	V
<i>Globularia punctata</i>	IV	II	II	I	.	.	.	x	FB	3
<i>Viola hirta</i>	II	III	I	II	.	.	.	x	FB	
<i>Carex humilis</i>	V	V	+	II	.	.	.	x	FB	V
<i>Potentilla arenaria</i>	IV	III	+	I	.	.	.	x	FB	3
<i>Globularia cordifolia</i>	IV	IV	I	x	FB	
<i>Polygala chamaebuxus</i>	IV	IV	I	x	FB	V
<i>Hieracium pilosella</i>	+	.	I	x	FB	
<u>nur auf neuen Abtragsflächen</u>										
<i>Hieracium piloselloides</i>	.	.	I	I	.	.	.	x	FB	
<i>Sedum acre</i>	.	.	.	IV	.	.	.	x	FB	
<i>Acinos arvensis</i>	.	.	.	III	.	.	.	x	FB	
<i>Hypericum perforatum</i>	.	.	.	III	.	.	.	x	FB	
<i>Seseli annuum</i>	.	.	II	x	FB	3
<i>Hypochaeris maculata</i>	.	.	I	x	FB	3
<i>Potentilla heptaphylla</i>	.	.	.	I	.	.	.	x	FB	V
<i>Salvia verticillata</i>	.	.	.	I	.	.	.	x	FB	V
<i>Leontodon autumnalis</i>	.	.	.	I	MA	
<i>Betula pubescens</i>	.	.	I	I	.	.	.	x	R	
<i>Salix purpurea</i>	.	.	I	+	.	.	.	x	R	
<i>Inula conyzae</i>	.	.	.	II	R	V
<i>Pinus sylvestris</i>	.	.	.	II	.	.	.	x	R	
<i>Viola reichenbachiana</i> cf.	.	.	.	II	R	
<i>Fragaria vesca</i>	.	.	.	I	R	
<i>Geranium rotundifolium</i>	.	.	.	I	.	.	.	x	R	
<i>Poa compressa</i>	.	.	.	I	R	
<i>Rosa</i> sp.	.	.	.	I	.	.	.	x	R	
<i>Setaria viridis</i>	.	.	.	I	R	
<i>Verbascum lychnitis</i>	.	.	.	I	R	
<u>nur auf neu geschaffenen Flächen</u>										
<i>Galium verum</i>	.	.	I	II	I	II	V	x	FB	

Silene vulgaris	.	.	+	I	I	I	+	x	FB	
Medicago lupulina	.	.	.	III	V	IV	III	x	FB	
Inula hirta	.	.	.	I	I	IV	II	x	FB	3
Arabis hirsuta	.	.	I	II	.	.	III	x	FB	V
Agrimonia eupatoria	.	.	.	I	I	II	I	x	FB	
Sanguisorba minor	.	.	.	IV	I	.	.	x	FB	
Dianthus carthusianorum	.	.	III	.	.	I	.	x	FB	V
Aster amellus	.	.	I	.	.	.	I	x	FB	3
Medicago falcata	.	.	I	.	.	.	I	x	FB	
Phleum phleoides	.	.	I	.	.	.	I	x	FB	V
Veronica spicata	.	.	I	.	.	I	.	x	FB	
Ononis spinosa	.	.	I	.	.	.	+	x	FB	V
Achillea millefolium	.	.	III	III	II	II	V	x	MA	
Taraxacum officinale agg.	.	.	.	V	V	V	V	x	MA	
Poa pratensis ssp. angustifolia	.	.	.	II	II	V	V	x	MA	
Daucus carota	.	.	I	I	+	.	II	x	MA	
Plantago lanceolata	.	.	.	II	II	I	.	x	MA	
Cerastium fontanum	.	.	.	I	.	I	I	x	MA	
Trifolium repens	.	.	.	I	I	.	.	x	MA	
Poa pratensis	.	.	+	.	III	.	.	.	MA	
Phleum pratense	.	.	II	.	.	+	.	x	MA	
Trifolium campestre	.	.	.	II	I	V	V	x	R	
Arenaria serpyllifolia	.	.	I	IV	.	II	II	x	R	
Veronica arvensis	.	.	.	I	III	III	I	.	R	
Calamagrostis epigejos	.	.	.	II	+	+	I	x	R	
Viola arvensis	.	.	+	I	I	.	.	.	R	
Myosotis arvensis	.	.	.	I	.	I	.	.	R	
Conyza canadensis	.	.	.	I	+	.	.	.	R	
Cornus sanguinea	.	.	.	I	+	.	.	.	R	

nur auf neu geschaffenen Flächen ohne Abtrag

Vicia angustifolia	I	V	.	x	FB	
Campanula glomerata	I	x	FB	V
Orobanche gracilis	I	x	FB	V
Ranunculus bulbosus	+	+	.	x	FB	
Campanula rapunculoides	+	.	.	FB	
Avenula pubescens	III	III	I	x	MA	
Trifolium pratense	IV	I	I	.	MA	
Veronica chamaedrys	I	I	.	x	MA	
Pastinaca sativa	I	I	.	.	MA	
Tragopogon pratense ssp. orientalis	I	.	I	x	MA	V
Trisetum flavescens	III	.	.	MA	
Knautia arvensis	I	.	x	MA	
Clinopodium vulgare	I	+	I	.	R	
Lactuca serriola	I	I	.	.	R	
Avena fatua	I	.	R	
Erigeron annuus	R	
Ranunculus repens	I	.	.	.	R	
Solidago canadensis	I	.	.	.	R	

nur auf Flächen ohne Oberbodenabtrag

Allium carinatum	.	+	.	.	.	III	II	x	FB	3
-------------------------	---	---	---	---	---	-----	----	---	----	---

Arten des NSG, die durch Mähgutübertragung auf Renaturierungsflächen mit und ohne Abtrag übertragen wurden

Helianthemum nummularium ssp. obscurum	V	V	V	I	IV	V	V	x	FB	
Bromus erectus	V	IV	III	III	V	V	V	x	FB	
Peucedanum oreoselinum	V	V	IV	II	III	III	V	x	FB	V
Asperula cynanchica	IV	II	V	V	III	V	III	x	FB	V
Centaurea scabiosa	II	IV	IV	III	V	V	IV	x	FB	
Linum perenne	I	IV	II	IV	V	V	V	x	FB	1
Brachypodium rupestre	IV	IV	I	V	I	II	III	x	FB	
Prunella grandiflora	IV	II	V	IV	III	III	III	x	FB	V
Genista tinctoria	III	III	II	III	IV	V	V	x	FB	
Buphthalmum salicifolium	IV	II	V	II	II	III	II	x	FB	
Thymus praecox	V	II	IV	V	I	I	I	x	FB	V
Hippocrepis comosa	I	III	III	I	V	III	II	x	FB	V
Dorycnium germanicum	V	III	IV	II	I	I	I	x	FB	3
Campanula rotundifolia	II	I	V	III	I	I	III	x	FB	
Centaurea jacea ssp. angustifolia	I	V	II	I	I	I	III	x	FB	V
Scabiosa canescens	IV	II	III	I	I	I	I	x	FB	2
Festuca rupicola	I	+	V	V	V	V	IV	x	FB	V
Betonica officinalis	+	III	III	+	IV	V	V	x	FB	
Koehleria pyramidata	I	+	I	V	III	IV	V	x	FB	V
Coronilla varia	I	II	III	II	+	IV	I	x	FB	
Salvia pratensis	I	+	I	I	I	I	II	x	FB	
Chamaecytisus ratisbonensis	IV	III	III	+	+	+	+	x	FB	3
Anthyllis vulneraria	V	I	V	.	IV	IV	II	x	FB	
Anthericum ramosum	II	V	V	IV	.	I	I	x	FB	V
Trifolium montanum	II	.	III	I	III	III	IV	x	FB	V
Filipendula vulgaris	I	V	I	.	II	III	III	x	FB	3
Pimpinella saxifraga ssp. saxifraga	.	II	III	II	I	+	V	x	FB	
Rhinanthus glacialis	III	+	I	.	.	V	IV	x	FB	V
Linum catharticum	I	I	III	V	.	II	.	x	FB	
Leontodon incanus	IV	III	II	I	+	.	.	x	FB	V
Galium boreale	IV	I	I	+	.	.	II	x	FB	V
Avenula pratensis	I	II	I	.	II	I	.	x	FB	V

<i>Biscutella laevigata</i>	III	I	I	+	.	I	.	x	FB	3
<i>Asperula tinctoria</i>	I	I	.	.	.	II	I	x	FB	3
<i>Scabiosa columbaria</i>	II	I	I	+	.	I	.	x	FB	V
<i>Senecio erucifolius</i>	.	+	.	I	I	III	+	x	FB	V
<i>Carduus defloratus</i>	.	III	.	.	+	I	.	x	FB	V
<i>Silene nutans</i>	I	.	II	.	I	I	.	x	FB	V
<i>Euphorbia verrucosa</i>	.	I	.	II	.	+	I	x	FB	2
<i>Veronica austriaca</i>	I	.	I	+	.	.	I	x	FB	3
<i>Pulsatilla vulgaris</i>	I	II	.	.	+	+	.	x	FB	V
<i>Carlina acaulis</i>	I	I	.	I	.	.	.	x	FB	V
<i>Lotus corniculatus</i> ssp. <i>corniculatus</i>	I	II	V	II	V	V	V	x	MA	
<i>Plantago media</i>	I	I	III	I	V	V	V	x	MA	
<i>Galium album</i>	.	I	I	V	V	V	V	x	MA	
<i>Leontodon hispidus</i>	I	I	I	I	I	I	.	x	MA	
<i>Dactylis glomerata</i>	+	.	.	I	IV	III	I	x	MA	
<i>Arrhenatherum elatius</i>	I	.	.	.	I	V	II	x	MA	
<i>Euphrasia rostkoviana</i>	+	I	I	.	.	.	I	x	MA	

weisen aber auch die neu angelegten Mähgutflächen ohne Bodenabtrag hohe Artenzahlen und Anzahlen von Zielarten auf (KIEHL & JESCHKE 2005). Da sich Flechten und seltene Moosarten in dichteren Beständen kaum entwickeln können, ist Beweidung als Pflegemaßnahme für die Erhaltung einer kalkmagerrasentypischen Moosvegetation langfristig vermutlich besser geeignet als Mahd.

Die in der vorliegenden Arbeit definierten Zielartengruppen der *Festuco-Brometea*-Arten für Gefäßpflanzen und der Kryptogamenarten des *Abietinellion*, des *Tortelletum inclinatae* sowie des *Toninion coeruleonigricantis* sind gut dafür geeignet, den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen zu bewerten. Flechten und Moose stellen sowohl hinsichtlich ihrer Artenzahlen als auch ihrer Phytomasse einen wichtigen Bestandteil der Vegetation von Kalkmagerrasen dar und sollten bei Vegetationsaufnahmen unbedingt mit erfasst werden.

Danksagung

Wir danken Christine Joas (Heideflächenverein Münchner Norden e.V.) für die Koordination der Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen. Weiterhin sei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gedankt, die die durchgeführten Studien durch ein Stipendium finanziert. Dr. Helga Bültmann und Prof. Dr. Angelika Schwabe-Kratochwil danken wir für die Durchsicht des Manuskripts.

Literatur

- BAKKER, J. P. & BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. - *Trends Ecol. Evol.* 14: 63-68. London.
- , GROOTJANS, A. P., HERMY, M. & POSCHLOD, P. (2000): How to define targets for ecological restoration? - *Appl. Veg. Sci.* 3: 3-6. Uppsala.
- BENDER, O., BÖHMER, H.-J., JENS, D. & SCHUMACHER, K. (2005): Analysis of land-use change in a sector of Upper Franconia (Bavaria, Germany) since 1850 using land register records. - *Landsch. Ecol.* 20: 149-163. Dordrecht.
- 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. (Hrsg.): *Diversity and pattern in plant communities.* - SPB Academic Publishing, The Hague: 183-193.
- BOCH, S. & DENGLER, J. (2004): Die Trockenrasen der Insel Saaremaa (Estland): Charakterisierung und Phytodiversität (erste Ergebnisse). - *Kieler Notiz. Pflanzenkd. Schleswig-Holstein* 32: 3-8. Kiel.
- DENGLER, J. (2005): Zwischen Estland und Portugal - Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Phytodiversitätsmuster europäischer Trockenrasen. - *Tuexenia* 25: 387-405. Göttingen.
- DOLMAN, P. M. & SUTHERLAND, W. J. (1992): The ecological changes of Breckland grass heaths and the consequences of management. - *J. Appl. Ecol.* 29: 402-413. London.
- DREHWALD, U. (1993): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens-Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme, Heft 10: Flechtengesellschaften. - *Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs.* 10, Hannover: 124 S.
- DURING, H. J. & VAN TOOREN, B. F. (1990): Bryophyte interactions with other plants. - *Bot. J. Linn. Soc.* 104: 79-98. London.
- GIBSON, C. W. D. & BROWN, V. K. (1991): The nature and rate of development of calcareous grassland in southern Britain. - *Biol. Conserv.* 58: 297-316. London.
- GRACE, J. B. (1999): The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment. - *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 2: 1-28. Jena.
- GÜNZL, B. (2001): Die Bunte-Erdflechten-Gesellschaft (*Toninio-Psoretum decipientis* Stodiek 1937) in Nordhessen - aktuelle Erfassung und Gliederung. - *Tuexenia* 21: 179-191. Göttingen.
- 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. Länna.
- HUTCHINGS, M. & BOOTH, K. (1996): Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential role of the seed bank and the seed rain. - *J. Appl. Ecol.* 33: 1171-1181. London.
- KIEHL, K. & JESCHKE, M. (2005): Erfassung und Bewertung der Phytodiversität ursprünglicher und neu angelegter Kalkmagerrasen der nördlichen Münchner Schotterebene. - *Tuexenia* 25: 445-461. Göttingen.
- , THORMANN, A. & PFADENHAUER, J. (2003): Nährstoffdynamik und Phytomasseproduktion in neu angelegten Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerflächen. - *Angew. Landsch.ökol.* 55: 39-71. Bonn-Bad Godesberg.

- , -, -, (2006): Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. - *Restor. Ecol.* 14: 148-156. London.
- & WAGNER, C. (2006): Effect of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. - *Restor. Ecol.* 14: 157-166. London.
- KÖHLER, B., GIGON, A., EDWARDS, P. J., KRÜSI, B., LANGENAUER, R., LÜSCHER, A. & RYSER, P. (2005): Changes in the species composition and conservation value of limestone grasslands in Northern Switzerland after 22 years of contrasting managements. - *Persp. Plant Ecol. Evol. Syst.* 7: 51-67. Jena.
- KOLLMANSBERGER, G. & GEISEL, O. (1989): Soldaten auf der Heide. - In: Gemeinde Eching, Landkreis Freising (Hrsg.): Garchinger Heide, Echinger Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. - Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München: 66-67.
- KORNECK et al. (1993): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil II: Sand- und Trockenrasen, Heide- und Borstgrasgesellschaften, alpine Magerrasen, Saum-Gesellschaften, Schlag- und Hochstaudenfluren. - Gustav Fischer Verlag, Jena: 455 S.
- LANGENAUER, R., KÖHLER, B. & GIGON, A. (2000): Ergebnisse 20-jähriger Bewirtschaftungsversuche in Halbtrockenwiesen bei Merishausen. - *Mitt. Nat.forsch. Ges. Schaffhausen* 45: 37-47. Schaffhausen.
- LIPPERT, W. (1989): Die Garchinger Heide und ihre Pflanzenwelt. - In: Gemeinde Eching (Hrsg.): Garchinger Heide - Echinger Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. - Bruckmann, München: 27-52.
- LÖBEL, S., DENGLER, J. & HOBOM, C. (2004): Beziehungen zwischen der Artenvielfalt von Gefäßpflanzen, Moosen und Flechten in Trockenrasen der Insel Öland (Schweden). - *Kieler Notiz. Pflanzenkd. Schleswig-Holstein* 32: 9-13. Kiel.
- MARSTALLER, R. (1993): Synsystematische Übersicht über die Moosgesellschaften Zentraleuropas. - *Herzogia* 9: 513-541. Stuttgart.
- MEINUNGER, L. & NUSS, I. (1996): Rote Liste gefährdeter Moose Bayerns. - *Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz* 137: 1-62.
- MILLER, U. J. & PFADENHAUER, J. (1997): Renaturierung von Kalkmagerrasen. Zur Vorhersage der gelenkten Sukzession durch Aufbringung von diasporenhaltigem Mähgut. - *Verh. Ges. Ökol.* 27: 155-163. Zürich.
- MORTIMER, S. R., HOLLIER, J. A. & BROWN, V. K. (1998): Interactions between plant and insect diversity in the restoration of lowland calcareous grasslands in southern Britain. - *Appl. Veg. Sci.* 1: 101-114. Uppsala.
- NEBEL, M. & PHILIPPI, G. [Hrsg.] (2000): Die Moose Baden-Württembergs. Bd. I. Allgemeiner Teil; Spezieller Teil (Bryophytina I, Andreaeales bis Funariales). - Ulmer, Stuttgart: 512 S.
- , - (2001): Die Moose Baden-Württembergs. Bd. II. Spezieller Teil (Bryophytina II, Schistostegales bis Hypnobryales). - Ulmer, Stuttgart: 529 S.
- , - (2005): Die Moose Baden-Württembergs. Bd. III. Spezieller Teil (Torfmoose, Lebermoose und Hornmoose). - Ulmer, Stuttgart: 487 S.
- NEUMAYR, L. (1971): Moosgesellschaften der südlichen Frankenalb und des Vorderen Bayerischen Waldes. - *Hoppea* 29: 1-364. Regensburg.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Ulmer, Stuttgart: 1050 S.

- PATZELT, A., WILD, U. & PFADENHAUER, J. (2001): Restoration of wet fen meadows by topsoil removal: vegetation development and germination biology of fen species. - *Restor. Ecol.* 9: 127-136. London.
- PFADENHAUER, J. & LIEBERMANN, C. (1986): Eine geobotanische Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Garching Haide. - *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 57: 99-110. München.
- & KIEHL, K. (2003): Renaturierung von Kalkmagerrasen. - *Angew. Landsch.ökol.* 55: 25-38. Bonn - Bad Godesberg.
- , FISCHER, F. P., SCHMID, H., THORMANN, A., WAGNER, C. & WIESINGER, K. (2003): Empfehlungen zur Neuschaffung und Wiederherstellung von Kalkmagerrasen. - *Angew. Landsch.ökol.* 55: 253-260. Bonn - Bad Godesberg.
- POSCHLOD, P. & WALLISDEVRIES, M. F. (2002): The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands-lessons from the distant and present past. - *Biol. Conserv.* 104: 361-376. London.
- 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 und Neuschaffung von Magerrasen. - *Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz Heft 167*. Augsburg: 80 S.
- , BRÄU, M. & KORNPORST, M. (1994): Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. - In: Bayerisches Staatsministerium f. Landesentwicklung und Umweltfragen u. Bayerische Akademie f. Landschaftspflege u. Naturschutz (Hrsg.): Landschaftspflegekonzept Bayern - Band 2.1. München: 266 S.
- ROSENTHAL, G. (2003): Selecting target species to evaluate the success of wet grassland restoration. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 98: 227-246. Amsterdam.
- SCHEUERER, M. & AHLMER, F. (2003): Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. - *Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz, Heft 165*. Augsburg: 372 S.
- THORMANN, A., KIEHL, K. & PFADENHAUER, J. (2003): Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsmaßnahmen auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen. - *Angew. Landsch.ökol.* 55: 73-106. Bonn - Bad Godesberg.
- TOPHAM, P. B. (1977): Colonization, Growth, Succession and Competition. - In: SEAWARD, M. R. D. (Eds.): *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. - Themenhefte der Umweltberatung im ISTE Baden-Württemberg e.V. 1: 1-56. Ostfildern.
- VAN TOOREN, B. F. (1988): The fate of seed after dispersal in chalk grassland: the role of the bryophyte layer. - *Oikos* 53: 41-48. Lund.
- VERHOEVEN, K. J. F., SIMONSEN, K. L. & MCINTYRE, L. M. (2005): Implementing false discovery rate control: increasing your power. - *Oikos* 108: 643-647. Lund.
- WALLISDEVRIES, M. F., POSCHLOD, P., WILLEMS, J. H. (2002): Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. - *Biol. Conserv.* 104: 265-273. London.
- WILLEMS, J. H. (2001): Problems, approaches, and results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. - *Restor. Ecol.* 9: 147-154. London.
- WIRTH, V. (1995): *Die Flechten Baden-Württembergs*. - Ulmer, Stuttgart: 1006 S.

- , SCHÖLLER, H., SCHOLZ, P., ERNST, G., FEUERER, T., GNÜCHTEL, A., HAUCK, M., JACOBSEN, P., JOHN, V., LITTERSKI, B. (1996): Rote Liste der Flechten (Lichenes) der Bundesrepublik Deutschland. - In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. – Schr.reihe Veg.kd. 28: 307-368.
- ZAMFIR, M., DAI, X., VAN DER MAAREL, E. (1999): Bryophytes, lichens and phanerogams in an alvar grassland: relationships at different scales and contributions to plant community pattern. - *Ecography* 22: 40-52. Kopenhagen.

IV. Effects of a dense moss layer on germination and establishment of vascular plants in a newly created calcareous grassland

(Autoren: Michael Jeschke & Kathrin Kiehl (2008); angenommen bei Flora)

Abstract

From 2003 to 2005, a sowing experiment was carried out over 26 months in newly created xerophytic grassland on calcareous gravel in order to show the effects of moss layer removal on vascular plant germination and establishment. Hand-collected seeds of *Biscutella laevigata*, *Bromus erectus*, *Carex humilis* and *Linum perenne* were sown on experimental plots with intact and removed moss layer. Germination percentages under controlled conditions in a germination chamber were about 80 % for all species except for *C. humilis* (14 %). No germination of *C. humilis* was detected throughout the field experiment. The moss layer significantly reduced germination and seedling survival of *Biscutella*, *Bromus* and *Linum*. On all plots, seed germination was highest in October 2003 and continued in spring and summer 2004 to a lesser extent. Seedling mortality was highest during dry periods in summer 2004 and 2005. In winter 2004/2005, mortality showed a peak on plots with removed moss layer, but not on plots with intact moss layer. This indicates a protective role of the moss layer against heavy frosts. The barrier function and shading caused by mosses were probably the most important factors with negative effect on germination and establishment of the studied vascular plants. Water deficiency and high temperatures seemed to be the main hazards for survival of young plants as the moss layer offered no protection against these factors.

Key-words: seed, inhibition, bryophytes, moss removal, sowing experiment, mortality

IV.1. Introduction

Bryophytes are essential members of plant communities and make up a significant part of plant biomass, not only in wetlands and forest understorey, but also in temperate dry grasslands (INGERPUU et al. 2005, JESCHKE & KIEHL 2006). They often form a distinct vegetation layer beneath the vascular plants which results in many mutual and unidirectional interactions between bryophytes and vascular plants (ZAMFIR et al. 1999, Zamfir 2000, HERBEN & WAGNEROVÁ 2004). Especially seedlings and juveniles of vascular plants are affected by moss growth until they manage to grow above the moss layer (DURING & TOOREN 1990, ZAMFIR 2000).

The role of bryophytes during the first phases of vascular plant life is of great importance in all habitats where bryophytes are abundant. Many authors have shown inhibition of vascular plant germination by mosses (ZAMFIR 2000, TOOREN 1990, KEIZER et al. 1985), some facilitation (RYSER 1990, TOOREN 1988). Species with larger seeds seem to be influenced to a lesser degree by the moss layer than small seeded species (ZAMFIR 2000), but large seeds may have problems to penetrate litter or bryophyte mats and reach the soil (TOOREN 1988). Shading or light availability is a factor which is strongly influenced by the moss layer (KEIZER et al. 1985, INGERPUU et al. 2005). Competition for water is another important factor, especially in dry habitats (ZAMFIR 2000, CZARNECKA 2004). In addition, many bryophytes are able to produce allelopathic substances, but TOOREN (1990) found only minor effects on seed germination whereas HUNECK & MEINUNGER (1990) found even increased germination rates and root growth of vascular plants after treatment with moss extracts. Although mosses can form safe sites for small herbivorous insects (BARKMAN 1969), they mainly deter herbivores like slugs, rodents and rabbits, thereby constituting safe sites for seeds and seedlings. As many herbivores do not graze on bryophytes (FRAHM 2001), seed or seedling predation seems to be similar or less in patches with a dense moss layer (TOOREN 1988).

In our experiment, we studied the effects of moss layer removal on germination and seedling establishment in young calcareous grasslands created by topsoil removal and subsequent hay transfer from species-rich grassland sites. The aim of our study was to test the hypothesis that the moss layer offers a safe site for germination and seedling survival of large-seeded vascular plant species in the dry microclimate of calcareous gravel soils. In contrast to many other short-term experiments, which can be strongly influenced by the prevailing weather conditions of one study season, the long observation period of 26 months in our experiment made it possible to relate seasonal changes in germination and seedling mortality to changing weather conditions for more than two vegetation periods.

IV.2.Experimental site

IV.2.1.Study area

The study was carried out at a newly created calcareous grassland site near the nature reserve "Garching Heide" in the northern Munich gravel plain, Bavaria (48° 17' N, 11° 39' E, and 469 m above sea level). At this site, the nutrient-rich topsoil was removed in 1993 and plant species of calcareous grasslands were introduced by transfer of fresh seed-containing hay from the nearby nature reserve in order to create species-rich calcareous grasslands (KIEHL et al. 2003, KIEHL et al. 2006). After topsoil removal, the ground surface consisted of quaternary calcium carbonate gravel accompanied by (7 to 10 %) gneiss, sandstones and other siliceous rocks. Only

11.4 % of the remaining soil consisted of fine soil (< 2 mm) in comparison to 88.6 % gravel (weight percent in relation to dry soil, n = 8).

In the beginning of the experiment in 2003, pleurocarpous mosses of the association Abietinellion Giac. ex Neum. 1971 such as *Thuidium abietinum*, *Rhytidium rugosum* and *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* covered large parts of the site. Vascular plants covered between 13 and 55 %. They belonged mainly to the classes Festuco-Brometea Br.-Bl. & Tx. ex Klika & Hadac 1944 and Koelerio-Corynepherea Klika in Klika & V. Novák 1941, with *Genista tinctoria* as dominant species.

IV.2.2. Weather conditions

Data from a nearby meteorological station showed an average annual precipitation of 883 mm and an average annual temperature of about 8.0 °C (Deutscher Wetterdienst, Oberschleißheim station, annual mean from 1961-1990). Mean annual values from September 05, 2003 to September 04, 2005 (24 out of 26 months of the study period) showed 866 mm precipitation and 8.3 °C mean air temperature. The winter 2003/2004 was relatively mild and wet with January 2004 as coldest month (mean temperature: -0.8 °C) whereas the winter 2004/2005 was colder and longer with mean temperatures below 0°C from December to February (February 2005: mean temperature: -3.4 °C; weather data are shown at the bottom of Fig. 2). Summer 2004 and 2005 showed average temperatures except for August (August monthly mean 1961-1990: 17.1 °C; 2004: 18.6 °C; 2005: 16.0 °C). Potential evapotranspiration according to Haude (for calculation see HÄCKEL 2005) was higher in summer 2005 (mean daily potential evapotranspiration from May to August: 2.8 mm/d) than in summer 2004 (1.6 mm/d).

IV.3. Methods

IV.3.1. Study species

Four perennial vascular plant species characteristic for calcareous grasslands were chosen for the sowing experiment. All selected species were hemicryptophytes with relatively large seeds (1.3 to 4.4 mg mean weight, see tab. 1). *Biscutella laevigata* L. 1771 is a low-growing rosette plant of open calcareous grasslands and flowers from May until July. Most seeds show no primary dormancy, depending on population (DANNEMANN 2000), and form a transient seed bank (THOMPSON et al. 1997). *Bromus erectus* Huds. 1762 is a tall tussock-forming grass of calcareous grasslands that flowers from May until October. It forms a transient seed bank (THOMPSON et al. 1997). Most *Bromus* species produce seeds without primary dormancy, which is also likely for *Bromus erectus* (MORAY 2005). *Carex humilis* Leyss. 1761, a low-growing tussock sedge, flowers in April and has ripe seeds in May. We found no recent reference about

seed dormancy in *C. humilis*, but sowing experiments carried out in 1939 showed no primary dormancy (KRAUSE 1940). In contrast to this, most other *Carex* species of Central Europe show a strict or conditional primary dormancy (SCHÜTZ 2000). *Linum perenne* L. s. str. 1753 is a relatively tall herbaceous plant species which has a red list status of 1 (near extinction) in Germany. Since it is quite abundant in the nature reserve "Garching Heide", *L. perenne* was chosen for our experiment despite its scarceness. It is a character species of the Cirsiobrachypodion pinnati Hadac & Klika in Klika & Hadac 1944 and flowers in June and July. According to MEYER & KITCHEN (1994), seeds of the North American population are non-dormant in middle elevations and germinate in spring or autumn. Bryophyte names are derived from NEBEL & PHILIPPI (2001/2002), lichens from WIRTH (1995) and vascular plants from OBERDORFER (2001).

IV.3.2. Experimental design

Seeds from *Biscutella laevigata*, *Bromus erectus*, *Carex humilis* and *Linum perenne* were collected next to the nature reserve "Garching Heide" in spring and summer 2003. For each species seed weight (n=100) was determined, and percentages of germination were studied under controlled conditions. Therefore, 50 seeds of each species were put in Petri dishes (n=8, total number of seeds 400) with filter paper soaked with distilled water. As insufficient numbers of *Carex* and *Bromus* seeds were found during the dry spring and summer 2003, only 21 seeds per Petri dish were used for these species. The Petri dishes were put in a germination chamber with 12 hours light at 20 °C and 12 hours darkness at 15 °C. The dishes were controlled every second day, watered if necessary, and germinated seeds were counted and removed. As germination percentages of *Carex humilis* were quite low, the dishes were taken out after 8 weeks and stratified in a refrigerator (5°C) for another 4 weeks. Subsequently, they were put back into the germination chamber for another 10 weeks.

On the restoration field, 100 plots of 0.5 m x 0.25 m were permanently marked with iron tubes on areas densely covered by pleurocarpous mosses (> 80 % cover) where vascular plant cover was low (about 35 %). On 50 plots, all bryophytes and fruticose lichens (i.e. the moss layer) were removed. As the plots were selected due to the necessary plot conditions mentioned above, no block design could be applied. However, the distance between corresponding plots with ("removal plots") and without moss removal ("non-removal plots") was never more than 1 m. For each of the four vascular plant species and for each experimental variant, 10 plots were installed. Additionally, 10 plots without sowing were installed both on sites with and without moss removal to detect natural seedling occurrence of the species at the site.

A wooden frame was used to divide each plot of the two sowing treatments (with and without moss) into 50 subplots of 5 x 5 cm. In September 2003, during the first humid period after the extremely dry summer, one seed was dropped from a height of approximately 5 cm into the middle of each subplot. All seedlings present were recorded individually every month during the first year of the experiment and every second month in the second year until November 2005. To keep the moss-removal plots free, bryophytes were removed carefully at every recording. In the beginning and at the end of the experiment the cover of all plant species, litter, soil, gravel and plant groups as well as the mean height of all plant groups were recorded on each plot in order to describe vegetation structure.

IV.3.3.Data analysis

Seedling records were used to calculate the percentage of germinated seeds and established seedlings at the end of the experiment in relation to the number of sown seeds. Furthermore, germination and mortality percentages between recordings were calculated. Seedlings absent for more than two months were considered as dead, with the exception of seedlings resprouting after winter. Seedlings occurring in subplots where a seedling had disappeared previously were not considered as new unless they showed green and smooth cotyledons. Data of all seedling records were statistically tested. If data were normally distributed with homogenous variances, an ANOVA with subsequent Tukey test was applied. The effect of the factors "moss layer" and "time" and their interaction was tested with a repeated measures ANOVA. Differences between plots with intact or removed moss layer concerning vegetation structure, parameters and total germination percentages were tested by t-test. When prerequisites for parametric statistics were not met, a non-parametric Mann Whitney U-Test was carried out. Plant species composition of all plots recorded in the beginning and the end of the experiment was analysed by detrended correspondence analysis (DCA). DCA results (not shown) indicated no differences in vascular plant species composition between plots with and without moss layer removal and no change in species composition (excluding the sown species) between 2003 and 2005. This means that the prerequisites for the comparability of our study plots were fulfilled, and that differences between plots with and without bryophyte removal were not due to differences in species composition.

IV.4.Results

IV.4.1.Seed weight and percentages of germination under controlled conditions

Mean seed weight of the four studied plant species was between 1.3 and 5.0 mg (Table 1). Seed weight of *Biscutella laevigata* was almost twice as high as the mean seed weight found in other studies for this species. Mean seed weight of *Bromus erectus* was slightly lower than in the

Table 1: Mean seed weight and percentage of germination of seeds from the nature reserve "Garchinger Heide", which were used in this study, in comparison to literature data. For *Carex humilis* the weight of seeds from the Garchinger Heide refers to viable seeds. About 85 percent of *Carex humilis* fruits contained no endosperm or embryo and weighed less than 0.1 mg.

	Mean seed weight [mg]		Germination [%]
	"Garchinger Heide" (n=100)	Other locations	Germination chamber (20/15°C, 12/12 hrs.)
<i>Biscutella laevigata</i>	5.0	2.6 ¹ 1.7 - 3.1 ² 3.2 - 4.4 ³	86.0 ± 6.4 24.8 - 72.8 ³
<i>Bromus erectus</i>	3.5	3.0 - 6.3 ¹	79.5 ± 5.5
<i>Carex humilis</i>	1.6	2.0 ¹	13.9 ± 8.6
<i>Linum perenne</i>	1.3	1.3 ¹	84.0 ± 6.8

¹ data from BIOLFLOR database (KLOTZ et al 2002); ² data from GASSER (1988); ³ data from DANNEMANN (2000), *Biscutella laevigata* ssp. *gracilis*; germination chamber at 22/14°C, 14/10 hrs.

BIOLFLOR database (KLOTZ et al. 2002), but within the limits of variation. *Carex humilis* seed weight deviated dramatically from the average seed weight published for this species and reached only 14 percent of the value stated in BIOLFLOR database (KLOTZ et al. 2002). However, an examination of fruits which had not germinated showed that about 85 percent of all fruits consisted of empty fruit shells without endosperm or embryo. Fertile seeds therefore weighed approximately 1.5 mg, which is only slightly lower than the reference value. Seed weight of *Linum perenne* was conforming to the average seed weight stated in BIOLFLOR database (KLOTZ et al. 2002).

All species except for *Carex humilis* showed relatively high percentages of germination between 79 % and 86 % in the germination chamber. Most of the seeds of *Linum perenne* and *Bromus erectus* had germinated after 2 weeks. The fruits of *Biscutella laevigata* began to moulder after one week when they also started to germinate. This had no negative effect on germination as most seeds germinated after 3 weeks. Only 13.9 % of all *Carex humilis* seeds but about 85 % of the fertile seeds of this species germinated. Germination of this species started after one week and ceased after 3 weeks. Subsequent stratification had no further effect on percentage of germination.

IV.4.2. Vascular plant cover and moss layer

At the end of the experiment, the mean cover of vascular plants was significantly higher on removal plots than non-removal plots (Table 2). Bryophyte cover of the remaining low moss layer was about 20 % on removal plots in contrast to 85 to 95 % on the non-removal plots. The height of the moss layer reached only 1.7 cm in removal plots and was significantly lower than on non-removal plots (4.1 cm). The moss layer consisted mainly of the pleurocarpous moss *Thuidium abietinum* (78.5 % cover on non-removal plots / 14.5 % cover removal plots) which formed loose swards. *Thuidium* was accompanied by *Rhytidium rugosum* (6.1 % / 0.7 %) and *Hypnum cupressiforme var. lacunosum* (5.2 % / 2.5 %) which form dense pads. *Cladonia furcata* and *C. rangiformis* were also present on the plots, with a combined cover of 4 % on non-removal plots and 0.5 % on removal plots. Acrocarpous pioneer mosses like *Bryum caespitium* and *Ceratodon purpureus* occurred mainly on the removal plots with low cover.

Table 2: Mean cover percentages and vegetation heights on the plots in November 2005. Significances of differences (t-test) are shown (p < 0.05: *; p < 0.01: **; p < 0.001: ***)

		Moss layer n=50 intact	Moss layer removed	p
Vascular plant cover	[%]	21.1	27.7	**
Bryophyte cover	[%]	90.0	21.8	***
Lichen cover	[%]	4.1	0.5	***
Litter	[%]	8.1	10.0	***
Gravel > 2mm	[%]	1.4	33.0	***
Soil = 2 mm	[%]	0.3	5.5	***
Bryophyte height	[cm]	4.1	1.7	***
Lichen height	[cm]	3.2	1.6	***

IV.4.3. Total percentage of germination and survival in the field

The total percentages of germination of *Biscutella laevigata*, *Linum perenne* and *Bromus erectus* at the end of the field experiment after 26 months were significantly affected by bryophyte removal (Figure 1). No seedlings of *Carex humilis* were found within this period. All germinated species showed significantly higher (p<0.001) total percentages of germination on removal plots than on non-removal plots. On removal plots, total percentage of germination of *Linum* and *Bromus* reached 56 % and 47 % respectively. In contrast, only 13 % of the *Biscutella* seeds

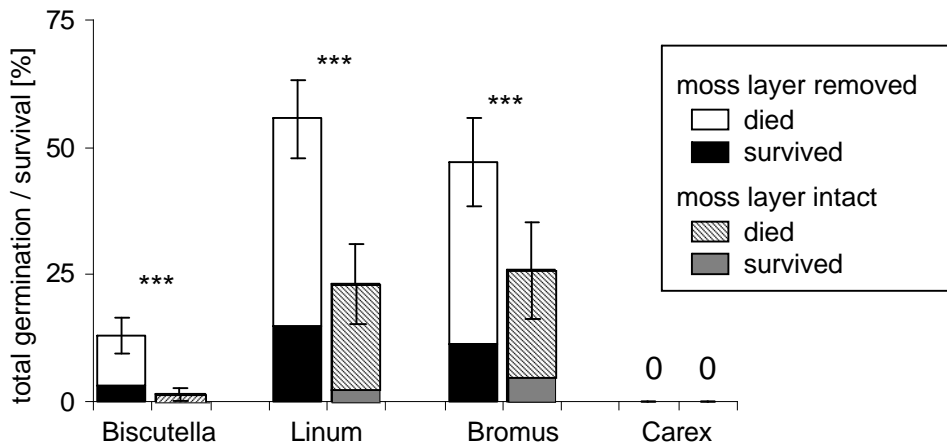


Figure 1: Total germination in relation to the number of sown seeds and seedling fate for the investigated vascular plant species from September 2003 to November 2005. Data represent means \pm 1 standard deviation (n=10). Differences between plots with and without moss removal were significant (t-test) both for total percentage of germination (all species $p < 0.001$) and for the percentage of survived seedlings (*Biscutella* $p < 0.05$, *Linum* $p < 0.01$, *Bromus* $p < 0.001$).

germinated at removal plots and only 1.4 % on non-removal plots. Seedlings of *Linum* and *Bromus* slowly increased in size during the experiment. *Biscutella* seedlings stopped to grow after developing cotyledons and one or two primary leaves.

Percentage survival of young plants (i.e. the percentage of germinated seeds that survived through the experiments running time) was significantly higher on removal plots than on non-removal plots for all three species. About 25 % of all germinated seedlings of each species survived on removal plots, whereas percentage of seedling survival on non-removal plots ranged from 17.7 % for *Bromus* to 0 % for *Biscutella* (*Linum*: 6.8 %). This shows that not only germination was positively influenced by bryophyte removal, but also survival of seedlings and young plants.

IV.4.4. Germination and mortality over time

Results of a repeated measure ANOVA showed significantly higher germination on removal plots in contrast to non-removal plots for all germinated species (Tab. 3). In winter 2004/2005, seedling numbers decreased temporarily due to hibernation of many young plants, which were not found in January 2005 but resprouted in spring.

Most *Linum* seeds on removal plots germinated in late autumn 2003, but germination did also occur to a lesser extent in spring 2004 and spring 2005 (Fig. 2). On non-removal plots, germination of *Linum* showed weak peaks in autumn 2003 and spring 2004 as well as in spring 2005. The germination of *Bromus* seeds on removal plots was also maximal in late autumn 2003,

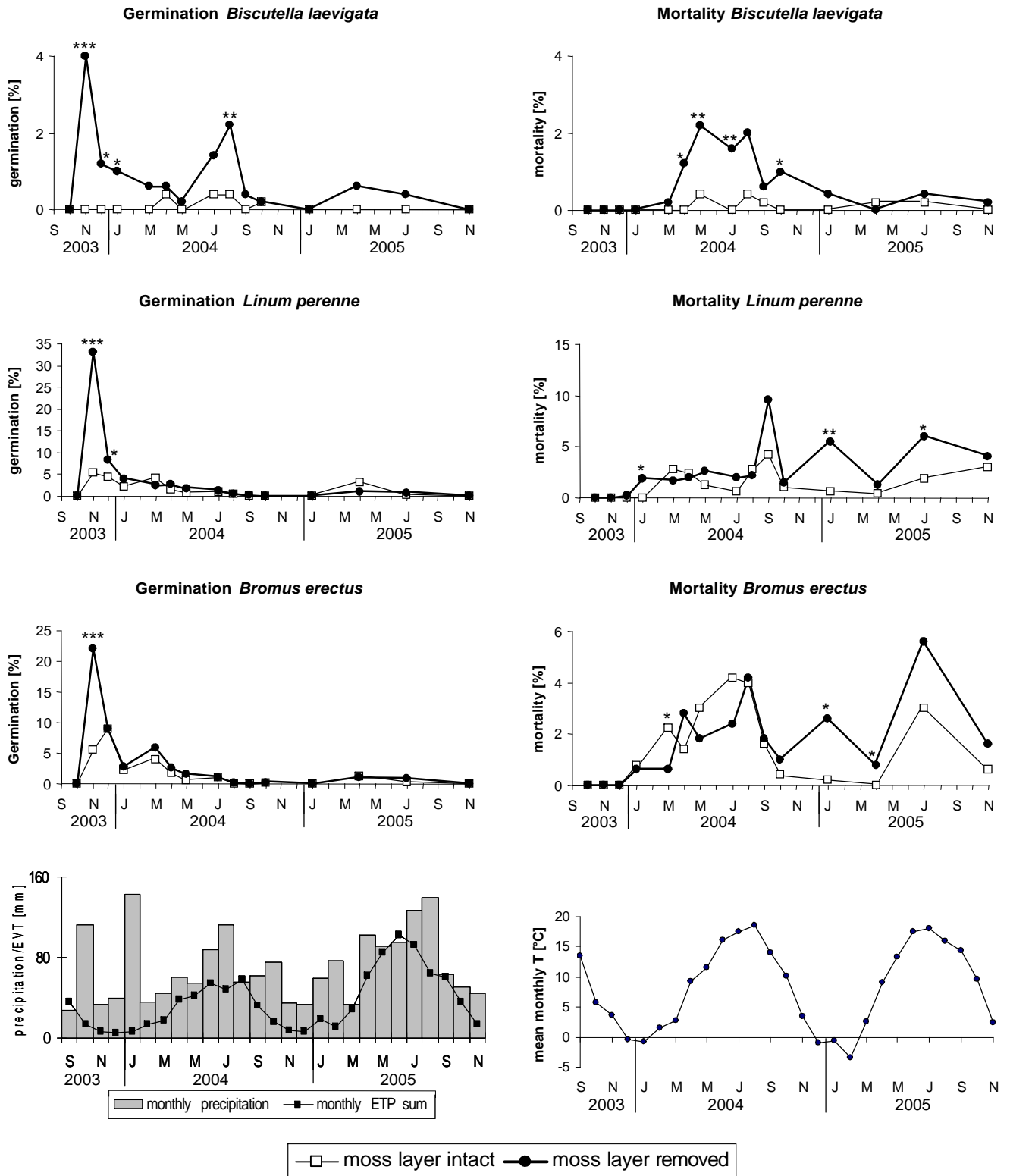


Figure 2: Percentages of germination and mortality between surveys in plots with removed and intact moss layer over 26 months. Values show the percentage of seedlings (in relation to the number of sown seeds) which germinated or died between recordings. The diagrams below show the sums of evapotranspiration after Haude (as shown in HÄCKEL 2005), precipitation sums and mean temperatures per month (data from Deutscher Wetterdienst, station Oberschleißheim). If significant differences (t-test) between treatments (removed/intact moss layer) were present at recordings, they are marked above (*: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$). Note the different scales.

Table 3: Effects of moss layer removal and time on seedling numbers of the studied species. Results of a repeated measures ANOVA with degrees of freedom, mean squares (MQ), F-value and significance (t-test, $p < 0.05$:*; $p < 0.01$: **; $p < 0.001$: ***). Factors are moss layer removal and time (14 surveys).

		degrees of freedom	MQ	F-value	p
<i>Biscutella</i>	moss	1	272.1	114.1	0.000 ***
	time	13	2.2	2.0	0.023 *
	moss*time	13	2.6	2.4	0.050 *
<i>Linum</i>	moss	1	11151.0	100.7	0.000 ***
	time	13	290.9	40.6	0.000 ***
	moss*time	13	80.0	11.2	0.000 ***
<i>Bromus</i>	moss	1	6970.0	41.5	0.000 ***
	time	13	151.2	32.1	0.000 ***
	moss*time	13	11.7	2.5	0.003 **

and smaller peaks occurred in early spring 2004 and spring 2005. *Bromus* non-removal plots showed a similar development but a much lower peak in autumn 2003. Seedling mortality of *Linum* and *Bromus* was highest in summer 2004 and 2005 for both plots with and without moss layer. On removal plots, another peak was noted for winter 2004/2005. At every survey, the number of living seedlings of *Linum* and *Bromus* was significantly higher on removal plots than on non-removal plots ($p < 0.01$, Fig. 3). *Biscutella* reached much lower germination percentages than the two other species. On plots with removed moss layer, germination peaked in October

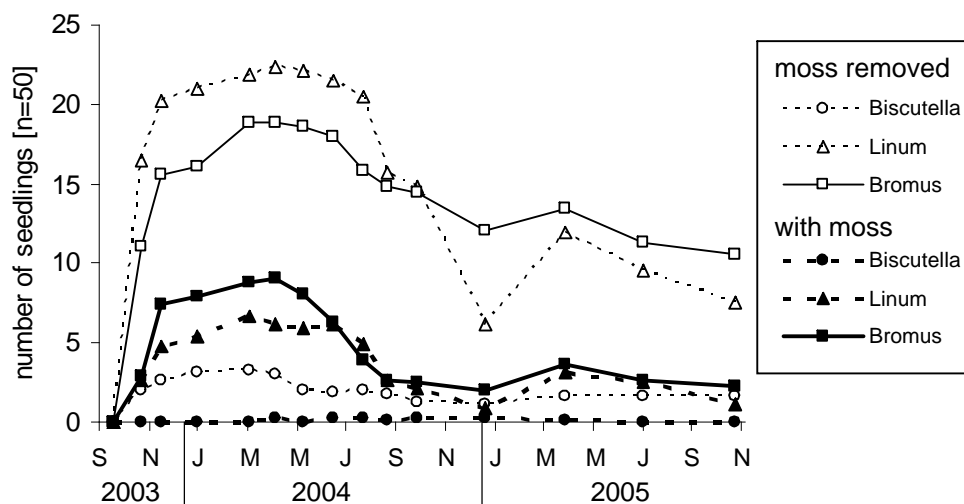


Figure 3: Development of seedling numbers of three vascular plant species on plots with removed and intact moss layer over 26 months.

2003 and July 2004, but some seeds also germinated in spring and early summer 2004 and 2005. On non-removal plots, seedling numbers were always lower than on removal plots ($p < 0.01$ except for 01/2005 with $p < 0.05$). On non-removal plots, only 1.4 % of the sown *Biscutella* seeds germinated in spring and summer 2004. *Biscutella* seedling mortality was highest in spring and summer 2004. Only one of the seedlings which had germinated in non-removal plots survived for more than two months.

IV.5.Discussion

IV.5.1.Effects of bryophyte removal on seed germination

The relatively dense layer of pleurocarpous mosses had a strong negative effect on the germination of the selected vascular plant species. Other authors have shown similar effects of bryophytes on seedling recruitment of different vascular plant species of calcareous grasslands (KEIZER et al. 1985, TOOREN 1988, 1990, SPACKOVÁ et al. 1998, ZAMFIR 2000, OTSUS & ZOBEL 2004). ZAMFIR (2000) carried out greenhouse experiments with dry and moist treatment and showed higher germination percentages in treatments without bryophyte cover for small-seeded calcareous grassland species, especially under dry conditions. TOOREN (1990) also showed higher germination percentages on plots with removed moss layer for small-seeded species, but not for large-seeded species, whereas OTSUS & ZOBEL (2004) found no influence of seed weight. In contrast to these results, other studies showed higher percentages of germination on plots with intact moss layer (RYSER 1990, DELACH & KIMMERER 2002). RYSER (1990) used small and large-seeded vascular plant species, but although the moss layer consisted mainly of *Thuidium abietinum* it probably reached lower cover percentages than in our study area. Investigations at the same nature reserve indicated between 20 and 60 % bryophyte cover (JESCHKE et al., in preparation). DELACH & KIMMERER (2002) worked on iron mine tailings in New York with the large-seeded ruderal species *Melilotus officinalis* on bare acidic soils. Despite the colder and more humid climate, dense tufts of *Polytrichum piliferum* had a positive effect on germination of *Melilotus*.

SPACKOVÁ et al. (1998) stated that "the protective role [of a dense moss layer] is more important in dry grasslands". Our results do not confirm this. Even though we tested large-seeded species on bare calcareous gravel, we did not only find an increased germination on plots with removed moss layer, but also a better survival of the seedlings in the field similar to the results of TOOREN (1990).

In our study, *Bromus erectus* and *Linum perenne* showed no signs of dormancy, as the greatest part of the observed germinations took place in the second month of the experiment as soon as precipitation and humidity increased. As most seedlings germinated in autumn and spring, moist

conditions seem to be necessary to trigger germination (DURING et al. 1985, CZARNECKA 2004, FENNER & THOMPSON 2005).

In our experiment, the seeds were dropped on the moss layer to simulate natural seed rain. This means that some seeds were barred from reaching the ground, which could be observed especially with the elongated and winged seeds of *Bromus* and *Biscutella*. At least for these species the barrier function of the cryptogam layer (cf. TOOREN 1990) was probably a main cause for reduced germination on bryophyte-rich plots. As the space between the gravel at our study site was filled with smaller stones and silt, the number of seeds trapped between stones was probably fairly small. Furthermore, relatively big seeds like the seeds of the species used in our study usually do not penetrate deep into the soil (THOMPSON et al. 1993, BAKKER et al. 1996). As most seeds in our study probably stayed on the soil surface or even on top of stones where they were more exposed to dry conditions than in the experiments of other authors, the beneficial effect of the bryophyte cover due to higher air humidity (KEIZER et al. 1985, CZARNECKA 2004) was not strong enough to increase germination percentages in our study.

A dense bryophyte cover by *Hypnum cupressiforme*, *Rhytidium rugosum* and *Thuidium abietinum* can reduce light transmission to the ground to below one percent (own data, unpublished). *Thuidium abietinum*, however, is less dense in cover than the two other species, especially when dry. As the bryophyte cover in our experiment almost entirely consisted of *Thuidium* and the quantity of light needed to induce germination is very low in most species (FENNER & THOMPSON 2005), the reduced light quantity cannot explain the observed effects. However, a dense plant (or bryophyte) cover reduces the red/far red ratio in the transmitted light (KEIZER et al. 1985, JENSEN & GUTEKUNST 2002, FENNER & THOMPSON 2005). Since seeds are able to detect this ratio by Phytochrome B and will not germinate when low ratios are present (GRIME et al. 1981, BASKIN & BASKIN 1998, FENNER & THOMPSON 2005), this could be another reason for the observed results.

IV.5.2. Effects of bryophyte removal on establishment and survival of seedlings and young plants

Our results indicated that a dense bryophyte cover had not only a negative effect on germination, but also on survival of seedlings and young plants. DURING et al. (1985) stated that water shortage, competition for other resources (light, nutrients), and predation are the predominant causes for mortality in seedlings and young plants.

Seedling mortality of all germinated species peaked in summer 2004 and 2005 when evapotranspiration was high (see Fig. 2). The main reason for this was probably water deficiency (DURING et al. 1985, CZARNECKA 2004, OTSUS & ZOBEL 2004) which seems to be equally important in plots with and without moss layer in our study area. Bryophytes take up water

through their surface, thus being able to use rainwater, surface water and dew (FRAHM 2001, TURETSKY 2003, INGERPUU et al. 2005). In contrast, seedlings of vascular plants are able to use soil water that is not available for bryophytes as soon as seedling roots have managed to reach the soil. A dense cryptogam cover may create a more humid microclimate with smaller temperature amplitudes (TURETSKY 2003, CZARNECKA 2004), thereby benefiting the seedlings (see also KEIZER et al. 1985, DELACH & KIMMERER 2002), but the opposite may be true for a thin moss layer (ZAMFIR 2000). As *Thuidium* shrinks to a great extent when drying, the microclimate inside the moss layer will be less humid than in dense populations of mosses like *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* or *Rhytidium rugosum*, which means that *Thuidium* probably provides no safe sites for seedlings. But even on those few plots where *Hypnum* or *Rhytidium* reached higher cover percentages, no positive effect of a probably more humid microclimate were perceptible in our study.

Seedlings have a great demand for nutrients once their internal reserves are exhausted, primarily for nitrogen (FENNER & THOMPSON 2005). Nevertheless, nutrient competition between vascular plant seedlings and bryophytes is not eminent in most cases since bryophytes mainly use atmospheric deposits or surface run off (FRAHM 2001, TURETSKY 2003) whereas vascular plant roots have access to nutrients in the soil. But due to the low nutrient contents of the gravel-rich soil of our study site (KIEHL et al. 2003), the moss layer might absorb enough atmospherically deposited nitrogen to cause nutrient deficiency in the young plants.

One of the crucial resources for young plants is light, especially the photosynthetically active radiation PAR (KEIZER et al. 1985, TOOREN 1990, FENNER & THOMPSON 2005). As bryophytes and vascular plants use the same wavelength spectrum for photosynthesis, the seedlings have to compete with the surrounding bryophytes for light until they grow above the moss layer. In our experiments, the bigger individuals of *Linum* and *Bromus* reached this state in spring 2005 whereas the rosettes of *Biscutella* always stayed within the moss layer. *Biscutella* as a pioneer species (OBERDORFER 2001) seems to be very sensitive to shade and to competition with other vascular plants (DANNEMANN 2000, THORMANN & KIEHL 2003). In our study, it suffered probably from light competition by vascular plants which reached on some plots up to 35 % in summer both on plots with and without moss layer removal. The vascular plants in the vegetation of the study plots also reduced the light available for the seedlings of all investigated species, but their negative effect should be equal or stronger on the plots with removed moss layer as the vascular plant cover was slightly higher there. This means the vascular plant cover cannot explain our results because a great influence of this factor would have led to reciprocal results.

On bryophyte removal plots, seedling mortality showed a second peak during the frost period of the winter 2004/2005. Obviously, the thicker and denser moss layer on plots without moss

removal protected the seedlings against heavy frosts, which is confirming to results of RABOTNOV (1969) and RYSER (1990).

IV.6. Conclusions

Our results show that a dense moss layer has a negative effect on germination of vascular plant species in dry calcareous grasslands, probably due to its barrier function which hindered seeds from reaching the soil, and because of the altered light conditions. In contrast to the findings of other studies in dry grasslands, the moss layer did not reduce the drought stress for the seedlings in our study, but we found a protective role of bryophytes against frost stress.

Reviewing the studies of other authors, the influence of the moss layer on vascular plant germination and survival differs between society structure as well as which vascular plants and cryptogam species were studied. Different reactions of individual vascular plant species to the structure and composition of the cryptogam layer, as well as inter-species interactions in the cryptogam layer in combination with microhabitat diversity, may explain part of the species richness of European dry grasslands (see also LÖBEL et al. 2006).

For the successful maintenance and restoration of dry calcareous grasslands, our results indicate that it is not only important to have gaps in the vascular plant layer, but also in the moss layer. The presence of vegetation gaps with bare soil is crucial not only for the recruitment of vascular plant species, but also for rare cryptogam species (JESCHKE & KIEHL 2006). In management of calcareous grasslands, such gaps can be created by grazing or by raking of the moss and litter layer.

Acknowledgement

We thank Fabian Szantho von Radnoth, Klaus Frühschütz, Svetlana Hamm and Barbara Gschrey for their assistance in the monthly survey of the plots. Sonja Jeschke corrected the English.

Literature

- BAKKER, J.P., POSCHLOD, P., STRYKSTRA, R.J., BEKKER, R.M. & THOMPSON, K. (1996): Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. - *Acta Bot. Neerl.* 45: 461-490.
- BARKMAN, J.J. (1979): The investigation of vegetation structure and texture. - In: WERGER, M.J.A. (Ed.): *The study of vegetation.* - Junk, The Hague: 123-160.
- BASKIN, C.C. & BASKIN, J.M. (1998): Ecology of seed dormancy and germination in grasses. - In: Cheplick, G. P. (Ed.): *Population biology of grasses.* - Cambridge University Press, Cambridge: 30-83.
- CZARNECKA, J. (2004): Seed longevity and recruitment of seedlings in xerothermic grassland. - *Pol. J. Ecol.* 52: 505-521.
- DANNEMANN, A. (2000): Der Einfluss von Fragmentierung und Populationsgröße auf die genetische Variation und Fitness von seltenen Pflanzenarten am Beispiel von *Biscutella laevigata* (Brassicaceae). - *Diss. Bot.* 330.
- DELACH, A. & KIMMERER, R.W. (2002): The effect of *Polytrichum piliferum* on seed germination and establishment on iron mine tailings in New York. - *The Bryologist* 105: 249-255.
- DURING, H.J., SCHENKEVELD, A.J., VERKAAR, H.J. & WILLEMS, J.H. (1985): Demography of short-lived forbs in chalk grassland in relation to vegetation structure. - In: WHITE, J. (Ed.): *The Population Structure of Vegetation.* - Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht: 341-370.
- DURING, H.J. & TOOREN, B.F. VAN (1990): Bryophyte interactions with other plants. *Bot. J. Lin. Soc.* 104: 79-98.
- FENNER, M. & THOMPSON, K. (2005): *The ecology of seeds.* - Cambridge University Press, Cambridge.
- FRAHM, J.P. (2001): *Die Biologie der Moose.* - Spektrum akademischer Verlag, Heidelberg.
- GASSER, M. (1988): Morphologische Untersuchungen an zwei *Biscutella laevigata* - Populationen auf verschiedenen Gesteinsgrundlagen. - *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stift. Rübel, Zür.* 54: 61-84.
- GRIME, J.P., MASON, G., CURTIS, A.V., RODMAN, J., BAND, S.R., MOWFORTH, M.A.G., NEAL, A.M. & SHAW, S. (1981): A comparative study of germination characteristics in a local flora. - *J. Ecol.* 69: 1017-1059.
- HÄCKEL, H. (2005): *Meteorologie.* - Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- HERBEN, T. & WAGNEROVÁ, M. (2004): Effects of bryophyte removal and fertilization on established plants in a mountain grassland: changes of a fine-scale spatial pattern. - *Lindbergia* 29: 33-39.
- HUNECK, S. & MEINUNGER, L. (1990): Plant growth regulatory activities of bryophytes: a contribution to the chemical ecology of mosses and liverworts. - In: ZINSMEISTER, H.D. & MUES, R. (Eds.): *Bryophytes, their chemistry and chemical taxonomy.* - *Proc. Phytochem. Soc. Europe* 29: 289-298.
- INGERPUU, L., LIIRA, J. & PÄRTEL, M. (2005): Vascular plants facilitated bryophytes in a grassland experiment. - *Plant Ecol.* 180: 69-75.
- JENSEN, K. & GUTEKUNST, K. (2002): Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of seed size and successional status. - *Basic Appl. Ecol.* 4: 579-587.

- 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: 445-461.
- 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. - In: PFADENHAUER, J., KIEHL, K. (Eds.): Renaturierung von Kalkmagerrasen. - *Angewandte Landschaftsökologie* 55: 25-38.
- KIEHL, K. & JESCHKE, M. (2005): Erfassung und Bewertung der Phytodiversität ursprünglicher und neu angelegter Kalkmagerrasen der nördlichen Münchner Schotterebene. - *Tuexenia* 25: 445-461.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W. (2002): BIOLFLOR - Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. - Bundesamt für Naturschutz, Bad Godesberg.
- KRAUSE, W. (1940): Untersuchungen über die Ausbreitungsfähigkeit der niedrigen Segge (*Carex humilis* Leyss.) in Mitteldeutschland. - *Planta* 31: 91-168.
- LÖBEL, S., DENGLER, J. & HOBOHM, C. (2006): Species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in dry grasslands: The effects of environment, landscape structure and competition. - *Fol. Geobot.* 41: 377-393.
- MEYER, S.E. & KITCHEN, S.G. (1994): Life history variation in Blue Flax (*Linum perenne*: Linaceae): Seed germination phenology. - *Am. J. Bot.* 81: 528-535.
- MORAY, R. (2005): *Bromus*-Arten in Winterweizen: Verbreitung, Bedeutung und Populationsdynamik. - Habilitationsschrift der Universität Hohenheim, Institut für Phytomedizin.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Ulmer, Stuttgart.
- OTSUS, M. & ZOBEL, M. (2004): Moisture conditions and the presence of bryophytes determine fescue species abundance in a dry calcareous grassland. - *Oecologia* 138: 293-299.
- NEBEL, M. & PHILIPPI, G. (eds.) (2000): Die Moose Baden-Württembergs. Bd. I. Allgemeiner Teil; Spezieller Teil (Bryophytina I, Andreales bis Funariales). - Ulmer, Stuttgart.
- , - (2001): Die Moose Baden-Württembergs. Bd. II. Spezieller Teil (Bryophytina II, Schistostegales bis Hypnales). - Ulmer, Stuttgart.
- RABOTNOV, T.A. (1969): Plant regeneration from seed in meadows of the U.S.S.R. - *Herbage Abstracts* 39: 269-277.
- RYSER, P. (1990): Influence of gaps and neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. - *Veröff. Geobot. Inst. ETH., Stift. Rübel, Zürich.*
- SCHÜTZ, W. (2000): Ecology of seed dormancy and germination in sedges (*Carex*). - *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 3: 67-89.
- SPACKOVÁ, I., KOTOROVÁ, I. & LEPS, J. (1998): Sensitivity of seedling recruitment to moss, litter and dominant removal in an oligotrophic wet meadow. - *Folia Geobot. Phytotaxon.* 33: 17-30.
- THOMPSON, K., BAND, S.R. & HODGSON, J.G. (1993): Seed size and shape predict persistence in soil. - *Funct. Ecol.* 7: 236-241.

- THOMPSON, K., BAKKER, J.P. & BEKKER, R.M. (1997): The soil seed banks of Northern Europe: methodology, density and longevity. - Cambridge University Press, Cambridge.
- THORMANN, A. & KIEHL, K. (2003): Bedeutung der interspezifischen Konkurrenz für die Wiederansiedlung von Magerrasenarten. - In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (eds.) (2003): Renaturierung von Kalkmagerrasen. - *Angewandte Landschaftsökologie* 55: 107-118.
- TOOREN, B.F. VAN (1988): The fate of seeds after dispersal in chalk grassland: the role of the bryophyte layer. - *Oikos* 53: 41-48.
- TOOREN, B.F. VAN (1990): Effects of a bryophyte layer on the emergence of seedlings of chalk grassland species. - *Acta Oecol.* 11: 155-163.
- TURETSKY, M.R. (2003): The role of bryophytes in carbon and nitrogen cycling. - *Bryologist* 106: 395-409.
- WIRTH, V. (1995): Flechtenflora. - Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- ZAMFIR, M., DAI, X. & VAN DER MAAREL, E. (1999): Bryophytes, lichens and phanerogams in an alvar grassland: relationships at different scales and contributions to plant community pattern. - *Ecography* 22: 40-52.
- ZAMFIR, M. (2000): Effects of bryophytes and lichens on seedling emergence of alvar plants: evidence from greenhouse experiments. - *Oikos* 88: 603-611.

V. Restoration of species-rich cryptogam layers in xerophytic calcareous grasslands by cryptogam transfer

(Autoren: Michael Jeschke & Kathrin Kiehl; eingereicht bei Restoration Ecology)

Abstract

The effects of cryptogam introduction by transfer of raking material from calcareous grasslands were studied on restoration sites with and without topsoil removal in southern Germany. On two donor sites in a nature reserve, cryptogam material containing bryophytes and lichens was collected by raking and transferred directly to receptor plots on ex-arable fields. Species cover was recorded on paired receptor plots and control plots every spring and autumn from November 2004 to November 2006. Subsamples of the collected cryptogam material contained 20 cryptogam species which were all found in the field on the receptor plots, thus accounting for a transfer rate of 100 %. After an initial decrease in cryptogam cover on all receptor plots, cryptogam cover on topsoil removal plots did not change or only increased slightly from 2004 to 2006. In contrast, it decreased on plots without topsoil removal due to shading by vascular plants. Cryptogam cover and species richness of xerophytic cryptogams were significantly lower on control plots than on plots that had received raking material. Pleurocarpous mosses recovered faster than acrocarpous mosses from transfer stress, but the cover of acrocarpous mosses finally increased at the end of the experiment. Even endangered epigaeic lichen species, which were very rare in the collected cryptogam material, did establish on the topsoil removal sites. The species composition of the transferred cryptogam material strongly influenced the species composition on the receptor plots, indicating the importance of donor plot choice. Our results show that the tested method is suitable for the transfer of bryophytes and lichens to new sites in case of dispersal limitation.

Keywords: dry grassland, bryophytes, lichens, species introduction, topsoil removal, restoration

V.1. Introduction

Calcareous grasslands belong to the habitats in Central Europe with the highest species density (POSCHLOD & WALLISDEVRIES 2002; DENGLER 2005). Once covering large areas, they declined heavily during the past 100 years due to changes in land use and are considered endangered habitats now (WILLEMS 2001; WALLISDEVRIES et al. 2002, BENDER et al. 2005). As the remaining sites are often small and fragmented, there is a need for the creation of new calcareous

grasslands in order to enlarge existing habitats and to reduce negative effects of habitat fragmentation on rare and endangered species (PFADENHAUER 2001; WALKER et al. 2004). The seed bank of restoration sites is mostly depleted after decades of intensive land use (GRAHAM & HUTCHINGS 1988; BEKKER et al. 1997) and natural colonization even from adjacent areas is slow due to dispersal limitation (HUTCHINGS & BOOTH 1996, BAKKER & BERENDSE 1999). Several studies in dry acidic and calcareous grasslands have shown that restoration success can be strongly enhanced when vascular-plant target species are introduced by sowing of seeds (TURNBULL et al. 2000; RILEY et al. 2004), preferably of local provenance (JONES & HAYES 1999; PYWELL et al. 2002; KLEIJN 2003), by transfer of freshly cut diaspore-containing hay from nearby species-rich sites (KIRMER & MAHN 2001; JESCHKE & KIEHL 2006a, KIEHL et al. 2006; KIEHL & PFADENHAUER 2007), or transfer of raking material (STROH et al. 2002).

The German Red List of endangered species includes already 28 % of the vascular plants of Germany, but the percentage of bryophytes (46 %) and lichens (61 %) is much higher and still increasing due to the loss of suitable habitats (KORNECK et al. 1996; MEINUNGER & NUSS 1996; WIRTH et al. 1996). In spite of this high degree of endangerment, cryptogams are often ignored in ecological studies, although they form a vital part of the vegetation of grassland ecosystems in species richness as well as in dry matter (TOOREN et al. 1990; DENGLER 2005; JESCHKE & KIEHL 2006a).

During the restoration of grasslands by transfer of fresh hay not only vascular plants, but also some cryptogam species can be transferred successfully to restoration sites (KIRMER & MAHN 2001; JESCHKE & KIEHL 2006a; b). The transferred cryptogams include mainly pleurocarpous mosses and fruticose *Cladonia* species (JESCHKE & KIEHL 2006a; b) which are normally very slow in colonising new sites since they rarely build spores but disperse only over short distances by plant or thallus fragments (ANDERSON et al. 1982; TOOREN et al. 1990; KETNER-OOSTRA et al. 2006). Low-growing acrocarpous mosses and epigaic lichens, however, were hardly transferred by hay as well as low-growing and early flowering plants without seeds in the collected plant material (KIEHL et al. 2006, JESCHKE & KIEHL 2006a).

Up to now, experiments on the introduction of bryophytes in restoration projects have mostly been carried out in peatlands (e.g. ROCHEFORT 2000, GROENEVELD et al. 2007). Experiments on the transfer of biological soil crusts (BSC), consisting of algae, bryophytes and lichens are relatively rare and have mostly been conducted in arid regions (BELNAP 1993; BOWKER 2007). BELNAP (1993) showed fast recovery for cyanobacteria, but only minimal recovery for lichens and bryophytes in a desert in Utah/USA. To our knowledge, no data on cryptogam transfer in Central European calcareous grasslands are available. The aim of our study was to determine if bryophytes, epigaic and fruticose lichens could be transferred successfully to newly restored calcareous grassland sites. Cryptogam transfer should be carried out in addition to the transfer of

fresh seed-containing hay in order to complete the species composition of restoration sites. We addressed the following questions:

- Can cryptogams of calcareous grasslands be successfully transferred to restoration sites with plant material gathered by raking?
- Is topsoil removal on the receptor site prior to the species transfer essential for the successful establishment of the transferred species?

V.2. Investigation area

The experiment was carried out in newly created calcareous grasslands next to the nature reserve "Garching Heide", near Munich, SE Germany (48° 17' N, 11° 39' E, and 469 m above sea level). Mean annual temperature is 8.0 °C and mean annual precipitation 883 mm (annual mean 1961-1990). The area is part of the northern Munich gravel plain on quaternary calcareous gravels. The vascular plant vegetation of this area was described by HEPP & POELT (1970) and PFADENHAUER & LIEBERMANN (1986). SCHAUER (1969) and JESCHKE & KIEHL (2006b) studied the moss and lichen flora of the nature reserve. Since 1993, experiments on the effects of species introduction by seed-containing hay were carried out in the surroundings of the nature reserve with focus on the transfer of vascular plants (KIEHL et al. 2006; KIEHL & WAGNER 2006; KIEHL & PFADENHAUER 2007). The donor site for our experiment on transfer of mosses and lichens by raking material was a part of the nature reserve where the topsoil had been removed in 1945 to build an emergency airfield for the German air force ("Rollfeld"). This site showed the highest cryptogam species richness in the nature reserve, including some endangered epigaeic lichen species of the *Toninio-Psoretum decipientis* Stodiek 1937 (JESCHKE & KIEHL 2006b). Mean cryptogam species diversity on 100 m²-plots of the donor site was 29.0, with 11.25 ± 0.96 moss species and 17.75 ± 2.63 lichen species (JESCHKE & KIEHL 2006 a and unpublished data). However, only 6.75 ± 2.75 lichen species were epigaeic and therefore likely to be transferred. We chose two calcareous grassland sites restored in 2004 as receptor sites: One site of 2.2 ha directly adjacent to the nature reserve, where the topsoil had been removed in 2004, and another site of 4.7 ha about 400 m from the nature reserve, which had been ploughed in 2004. In August 2004, fresh diaspore-containing hay from the nature reserve was spread on both receptor sites.

V.3. Experimental design

In October 2003, bryophytes and lichens were removed by raking, using rakes with rigid and elastic steel tines, from two 100 m² donor plots of the then 58 year old topsoil removal site in the nature reserve. Ten samples of the cryptogam material from each donor plot were taken to

determine species composition by weight ratios. For pleurocarpous mosses only living green shoots were taken into account. For the small acrocarpous mosses, however, the plant material contained also some dead moss parts but sand and stones were removed as completely as possible.

The collected material of each donor plot was mixed and then transferred to the receptor plots measuring 1.5 by 1.5 m (2.25 m² each), resulting in a donor/receptor area ratio of 4:1. For each donor site, five receptor plots were installed both on the newly created topsoil removal site and on the recently ploughed ex-arable field. For each of the 20 receptor plots one control plot (1 m²) was established 1.5 m to the north of the plot, in total 20 control plots. The mixed cryptogam material was evenly distributed over each receptor plot and then fixed to the ground by walking over it to minimize losses due to wind. The total cover of the transferred cryptogam material was recorded at the start of the experiment, but the cover of single species was not estimated then in order not to disturb their establishment. From October 2004 to November 2006, the percentage cover of all living bryophyte, lichen and vascular plant species was estimated visually every autumn and spring in the control plot and in the central 1 m²-subplot of each 2.25 m² receptor plot, to avoid edge effects. Additionally, the percentage cover of litter, stones and bare soil was estimated in order to describe habitat conditions. Due to the extreme activity of mice on one of the receptor plots in 2006, the data from this plot were not used in the data analysis. To show species recovery after raking on the donor sites, species abundances were recorded there from March to November 2004. The gravel content in the soil was determined by collecting 8 soil samples next to the receptor plots on the topsoil removal site and the ex-arable field. The samples were dried at 60°C for 24 hours. Afterwards the soil was sieved (= 2 mm), plant parts were removed and the fractions were weighed.

V.4.Data analysis

Vegetation data were analyzed with PcOrd 4.0 and Statistica 6.1. A Detrended Correspondence Analysis (DCA) was calculated with the square-root transformed cover data of the cryptogam species. The variance explained by the ordination as part of the real variation in the data set was determined with the “after-the-fact evaluation” using the relative Euclidean distance as recommended by MCCUNE & MEFFORD (1998). Spearman’s coefficient of rank correlation r_s was calculated for the relations between DCA plot scores and the data on species group cover and richness as well as litter, stone and soil cover. Species richness of all species groups and of target species groups was derived from the original data set and treatment effects were tested statistically. A t-test for paired samples (for each receptor plot and the associate control plot) was calculated for direct comparison of transfer plots and associated control plots. A repeated-

measures ANOVA including the factors topsoil removal, cryptogam transfer, donor site and time was calculated for different species groups when prerequisites were met. Target species were defined as species of the phytosociological class *Festuco-Brometea* Br.-Bl. et. Tx. 1943 for vascular plants (see JESCHKE & KIEHL 2006a; KIEHL & PFADENHAUER 2007). For cryptogams, xerophytic pleurocarpous mosses of the *Abietinellion* Giac. ex. Neum. 1971 and xerophytic acrocarpous mosses of the *Tortelletum inclinatae* Stod. 1937 were defined as target species as well as epigaeic lichens of the *Toninion coeruleonigriscantis* Hadac 1948. Nomenclature of vascular plants follows OBERDORFER (2004), for bryophytes NEBEL & PHILIPPI (2000; 2001), and for lichens WIRTH (1995).

V.5.Results

V.5.1.Quality of the transferred cryptogam material

The cryptogam vegetation on the donor plots consisted of xerophytic acrocarpous mosses, forming dense cushions, and pleurocarpous mosses, forming dense mats, together with epigaeic lichens and *Cladonia* species. The 20 samples taken from the collected cryptogam material contained 12 bryophyte species, eight lichen species and parts (ramets, leafed stems) of 20 vascular plant species (Tab. 1, 2). One species (*Toninia sedifolia*) was transferred to the receptor sites, but was not found in the collected subsamples. The cryptogam material of the two donor sites differed in species composition and weight percentages of the species, soil and stones. The

Table 1: Composition of the transferred material of the two donor sites (100 m²) located at the nature reserve "Garchinger Heide" (% of the dry weight, means n=10).

	Proportion of plant material [%]	
	Donor site 1	Donor site 1
Bryophytes	59.9	29.8
Lichens	8.9	6.5
Vascular plants	4.5	3.2
Stones	-	23.0
Soil and litter (including stones < 6mm)	26.7	37.5

material from donor site 1 consisted mainly of the acrocarpous moss *Tortella tortuosa*, with lower percentages of the pleurocarpous moss *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* and the fruticose lichen *Cladonia pyxidata* ssp. *pocillum*. Donor site 2 yielded cryptogam material containing mainly *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* and *Tortella tortuosa*, but the acrocarpous mosses *Ditrichum flexicaule* and *Tortella inclinata*, the pleurocarpous moss *Rhytidium rugosum* and the fruticose lichens *Cladonia rangiformis*, *C. furcata* and *C. pyxidata* ssp. *pocillum* were also abundant. The damage observed by raking on the donor plots was

Table 2: Species composition of the transferred cryptogam material of two donor sites (100 m²) located at the nature reserve "Garchinger Heide". Values are weight percentages of the cryptogam material. (*: species found near plot, but not in the samples, in bold: species making up more than one percent of the plant material).

	Abbrev.	Proportion of cryptogam material [%]	
		Donor site 1	Donor Site 2
Bryophytes			
<i>Tortella tortuosa</i>	tortor	74.7	25.3
<i>Hypnum lacunosum</i>	hycula	9.5	28.4
<i>Ditrichum flexicaule</i>	ditfle	0.2	12.9
<i>Tortella inclinata</i>	torinc	0.3	8.6
<i>Rhytidium rugosum</i>	rhyrug	1.4	5.7
<i>Thuidium abietinum</i>	abiabi	0.5	0.2
<i>Encalypta streptocarpa</i>	encstr	-	0.6
<i>Fissidens cristatus</i>	fiscr	0.2	0.2
<i>Campylium chrysophyllum</i>	camchr	0.1	0.03
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	rhytri	0.05	-
<i>Entodon concinnus</i>	entcon	0.02	-
<i>Tortula ruralis s. str.</i>	torrur	-	0.01
Lichens			
<i>Cladonia pocillum</i>	clapyx	8.3	9.5
<i>C. furcata / C. rangiformis</i>	clafuf	3.7	5.9
<i>Cladonia symphylicarpa</i>	clasym	-	2.7
<i>Catapyrenium squamulosum</i>	catsqu	0.7	*
<i>Collema sp.</i>	colsp	0.1	0.02
<i>Cetraria islandica</i>	cetisl	0.05	-
<i>Peltigera rufescens</i>	pelruf	0.02	-
<i>Psora decipiens</i>	psodec	0.02	*
<i>Toninia sedifolia</i>	tonsed	-	*

relatively small. In spring 2006, *Globularia cordifolia* and some other vascular plant species on the donor plots showed far more flower heads than plants in the direct neighbourhood.

V.5.2. Cover of cryptogams, bare soil and litter

All cryptogam species found in the investigated subsamples were successfully transferred to the receptor plots and persisted until the end of the study period. Directly after the transfer (October 2003) cryptogam cover on the ground was about 80 %, but it declined to 22-33 % until the first vegetation analysis on the plots in November 2004. From November 2004 to November 2006, moss cover on the topsoil-removal plots increased slightly both on plots with and without cryptogam transfer (Fig. 1a). On the plots without topsoil removal, the high cover of vascular plants, especially *Taraxacum officinale*, led to a strong decrease in moss cover due to shading. This affected nearly all cryptogam species, especially on the receptor plots of donor site 1. Despite the suboptimal development of these plots, the number of cryptogam target species on all receptor plots was significantly higher than on the associated control plots (Fig. 2 and Tab. 3).

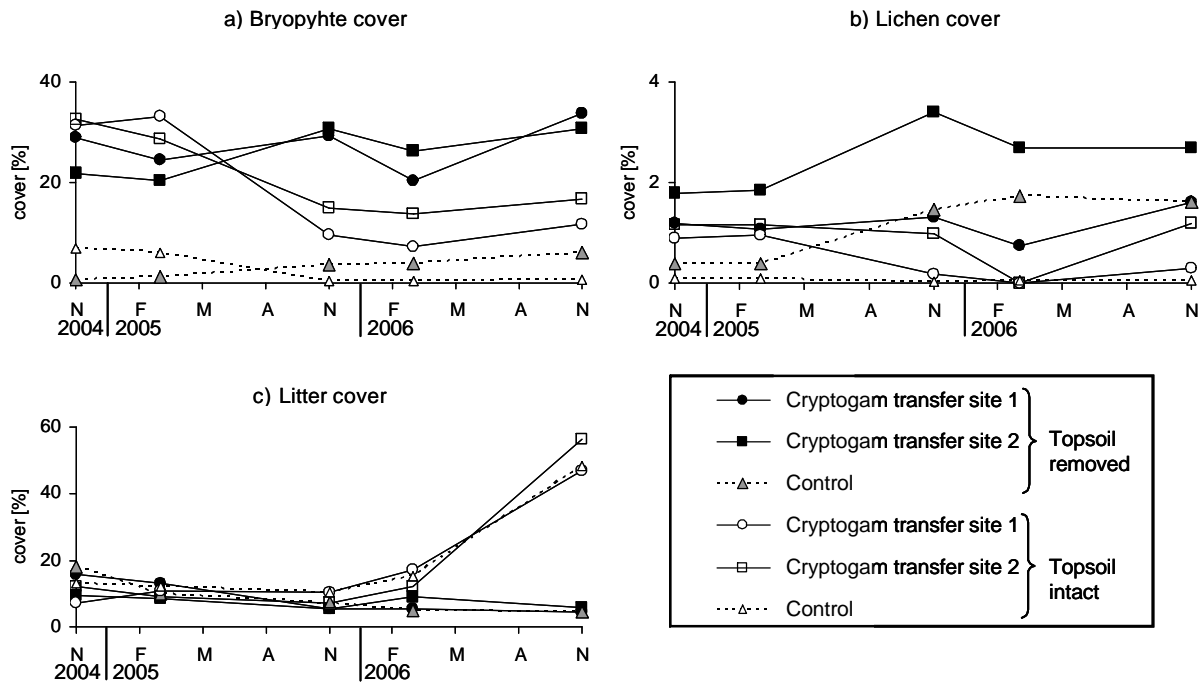


Fig. 1: Mean bryophyte (a), lichen (b) and litter (c) cover of the 1 m² permanent plots (n=5) from November 2004 to November 2006. Cryptogam transfer 1: with plant material from donor site 1; Cryptogam transfer 2: with plant material from donor site 2.

On plots without topsoil removal, moss cover in November 2004 was higher than on the topsoil removal plots, but decreased strongly during summer 2005 due to shading by vascular plants. Lichen cover fluctuated on low levels but tended to decrease on the receptor plots without topsoil removal and to increase on the topsoil removal plots (Fig. 1b). The control plots (without cryptogam transfer) on the topsoil-removal site showed an increase in lichen cover from 0.4 % to 1.6 % whereas lichen cover (including saxicole species) remained below 1 % on control plots

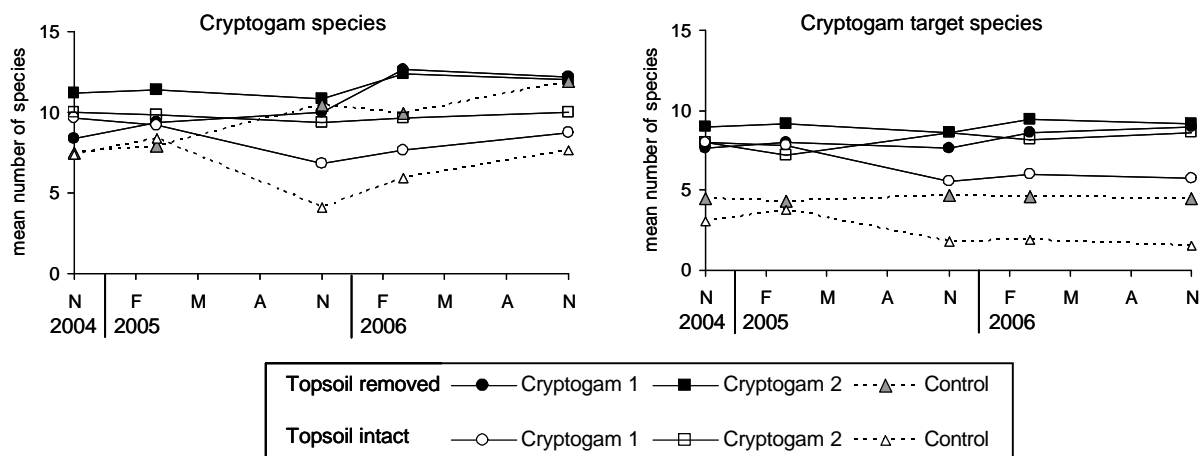


Fig. 2: Mean number of cryptogam species and cryptogam target species on the 1 m² plots (n=5) from November 2004 to November 2006. Cryptogam 1: with plant material from donor site 1; Cryptogam 2: with plant material from donor site 2.

Table 3. Effect of cryptogam transfer on cover and species richness of different plant groups and litter cover at the end of the experiment in November 2006. Results (p-values) of pairwise t-tests (receptor plot vs. associated control plot) are given separately for plots with and without topsoil removal and for receptor plots that received raking material from different donor plots.

		Donor plot	Topsoil removal		No soil removal	
			1	2	1	2
Pairwise t.test (Nov. 2006)	Cover	Litter	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
		Bryophytes	< 0.001	0.005	0.047	0.013
		Lichens	n.s.	n.s.	n.s.	0.006
		Ruderal acrocarpous mosses	0.016	n.s.	n.s.	n.s.
		Xerophytic acrocarpous mosses	< 0.001	< 0.001	0.025	0.003
		Xerophytic pleurocarpous mosses	0.016	0.009	n.s.	0.040
		Cladonia sp.	n.s.	0.0341	n.s.	0.006
	Species number	Bryophytes	0.016	n.s.	n.s.	0.040
		Lichens	n.s.	0.022	0.015	n.s.
		Cryptogams	n.s.	n.s.	n.s.	0.034
		Xerophytic mosses ¹	0.003	0.031	0.011	< 0.001
		Epigeaic lichens ²	0.004	0.004	n.s.	< 0.001
		Cryptogam target species (sum of ¹ and ²)	< 0.001	0.002	0.012	< 0.001

without soil removal. Litter cover ranged between 8 % and 20 % in November 2004 due to the hay transfer. It decreased slowly on the topsoil-removal plots, but increased during the dry summer 2006 on the plots without topsoil removal (Fig. 1c). In November 2006, the cover of bare soil was 1.7 ± 1.5 on topsoil removal sites, compared to 5.3 ± 5.7 on sites without soil removal, whereas stone cover was 53.7 ± 7.3 on topsoil removal sites and 4.9 ± 2.9 on sites without soil removal.

V.5.3. Cryptogam species richness

Total species richness of cryptogams on the receptor plots was positively affected by cryptogam transfer (Tab. 4). Three years after the experiment had started, the number of bryophyte and lichen species as well as the number of cryptogam target species on the receptor plots were significantly higher than on the corresponding control plots (Tab. 3). Topsoil removal had a significantly positive effect on bryophyte and cryptogam species richness as well as on vascular plant target species richness. Time had a significant effect on cryptogam species richness, but not on bryophyte species richness.

Some endangered lichen species (*Catapyrenium squamulosum*, *Psora decipiens*, *Toninia sedifolia*) were transferred successfully to the receptor plots (2.25 m²) and established there, but did not appear or respectively vanished from the recorded 1 m²-subplots.

Table 4: Effects and interactions of topsoil removal, cryptogam transfer, donor site and time on species richness of bryophytes and cryptogams and on target species richness of vascular plants from November 2004 until November 2006. Results (p-values) of a Repeated Measures ANOVA. Only combinations with at least one significant difference are displayed.

Parameter	Species richness of		Target species richness of
	Bryophytes	Cryptogams	Vascular plants
Topsoil removal	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Cryptogam transfer	n. s.	< 0.001	n. s.
Donor site	n. s.	n. s.	< 0.001
Time	n. s.	< 0.001	< 0.001
Topsoil removal x cryptogam transfer	0.002	n. s.	n. s.
Topsoil removal x donor site	n. s.	0.023	n. s.
Topsoil removal x time	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Donor site x time	n. s.	n. s.	< 0.001
Topsoil removal x donor site x time	n. s.	0.008	0.002
Topsoil removal x cryptogam transfer x Donor site x time	0.011	n. s.	n. s.

V.5.4. Cryptogam species composition

A Detrended Correspondence Analysis (DCA) of the cryptogam species-cover data showed that the species composition of the receptor plots strongly differed from the composition of the respective control plots in November 2006 (Fig. 3). The first axis had a gradient length of 2.956 and explained about 50 % of the variance in the dataset. It was negatively correlated with moss cover (Spearman $r_s = -0.67$; $p < 0.001$), with the number of lichen target species ($r_s = -0.79$; $p < 0.001$) and moss target species ($r_s = -0.79$; $p < 0.001$). The second axis explained 17.3 % of the variance and correlated positively with litter cover ($r_s = 0.55$; $p < 0.001$), fine soil cover ($r_s = 0.70$; $p < 0.001$) and vascular plant cover ($r_s = 0.69$; $p < 0.001$), but negatively with stone cover ($r_s = -0.69$; $p < 0.001$). The receptor plots contained most of the target species (e. g. *Cladonia* sp., *Tortella* sp. and *Ditrichum flexicaule*) and were more similar to each other than the control plots. Shade-tolerant or mesophytic pleurocarpous mosses (*Homalothecium lutescens*, *Brachythecium rutabulum*) and crustose lichens occurred mainly on sites without soil removal due to the higher cover of vascular plants and litter. In contrast, the control plots with topsoil removal were colonized by light-demanding acrocarpous ruderal mosses (*Ceratodon purpureus*, *Bryum caespitium*).

The cover of acrocarpous ruderal mosses increased on the control plots with topsoil removal, but they almost disappeared on the control plots without soil removal despite of their high cover in November 2004 (Fig. 4c). Xerophytic mosses as target species were almost exclusively present on the receptor plots. The cover of xerophytic acrocarpous mosses did hardly change on the

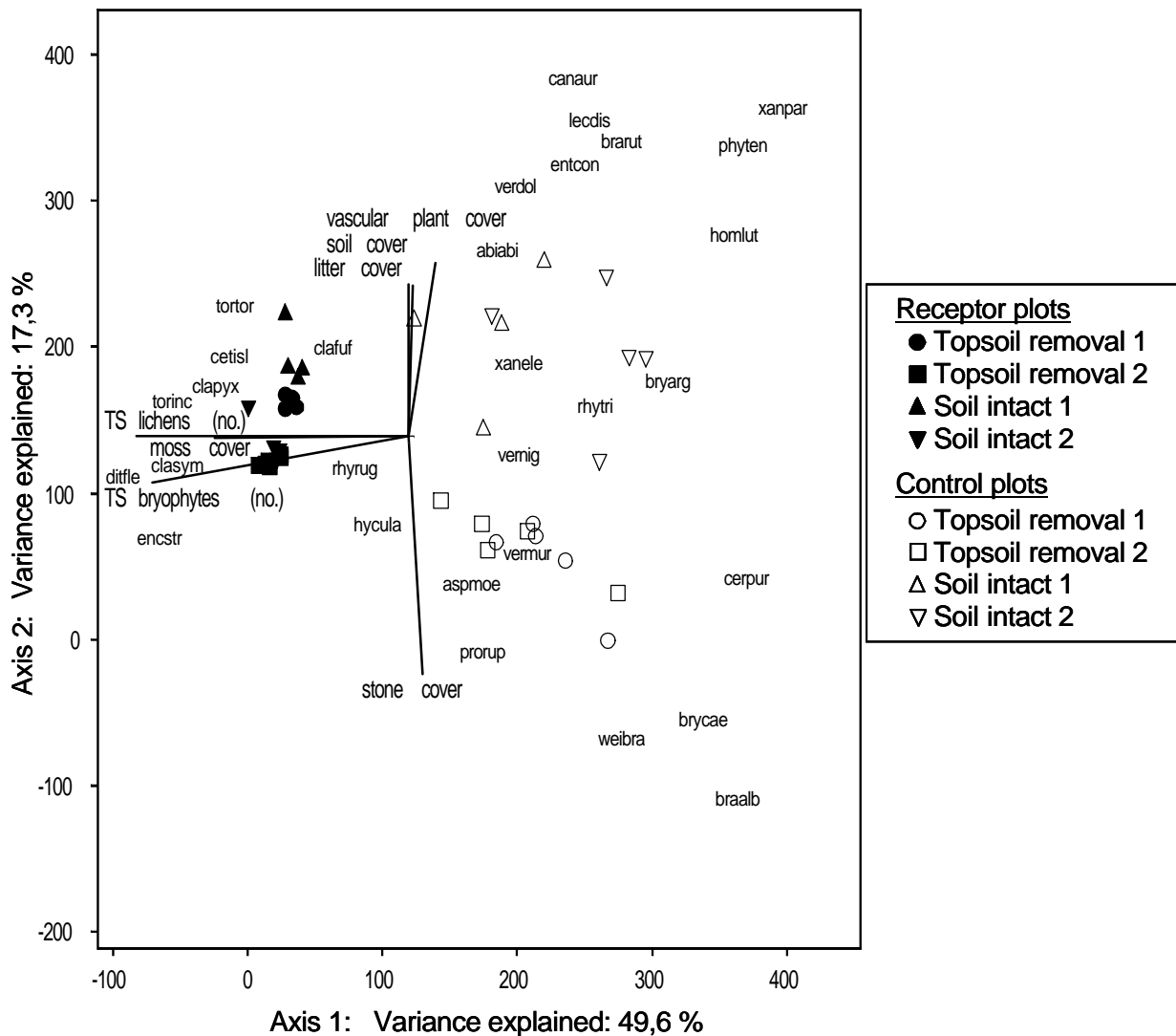


Fig. 3: Detrended Correspondence Analysis (DCA) with the bryophyte and lichen species cover data of the 1 m² plots at the end of the experiment in November 2006. Correlations with the cover of litter, stones, fine soil, mosses and vascular plants and the species richness of moss and lichen target species are indicated by vectors. Species abbreviations are shown in Tab. 2 except for: canaur = *Candellariella aurella*, lecdis = *Lecanora dispersa*, brarut = *Brachythecium rutabulum*, xanpar = *Xanthoria parietina*, phyten = *Physcia tenella*, verdol = *Verrucaria dolosa*, homlut = *Homalothecium lutescens*, bryarg = *Bryum argenteum*, xanele = *Xanthoria elegans*, vernig = *Verrucaria nigrescens*, vermur = *Verrucaria muralis*, aspmoe = *Aspicilia moenium*, cerpur = *Ceratodon purpureus*, prorup = *Protoblastenia rupestris*, brycae = *Bryum caespitium*, weibra = *Weissia brachycarpa*, braalb = *Brachythecium albicans*.

topsoil removal plots, but decreased strongly on plots without topsoil removal (Fig. 4a). Xerophytic pleurocarpous mosses also increased on topsoil removal plots and decreased on the plots without soil removal (Fig. 4b). *Cladonia* species, which formed the main part of the transferred lichens, increased slightly or stayed level on most receptor plots (Fig. 4d).

V.5.5. Influence of cryptogam transfer on vascular plant composition of the receptor plots

Target species richness of vascular plants was significantly influenced by topsoil removal and time (Tab. 4). The source of the transferred cryptogam material also influenced the vascular plant target species richness, even though all plots had received diaspore-containing hay in 2004.

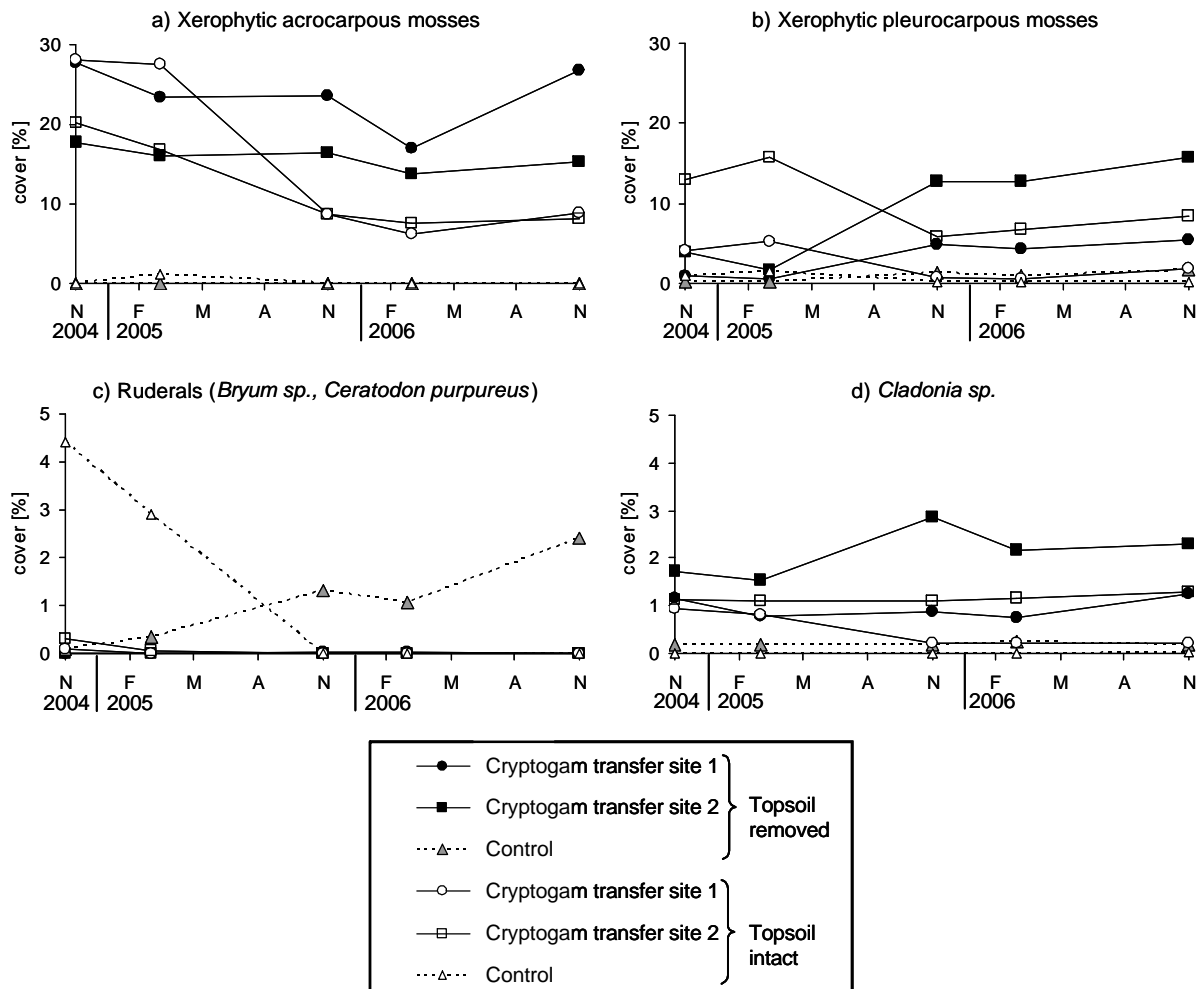


Fig. 4: Cover percentages of cryptogam ecological groups on the 1 m² plots from November 2004 till November 2006. Cryptogam transfer 1: with plant material from donor site 1; Cryptogam transfer 2: with plant material from donor site 2.

Due to this restoration measure the species composition of vascular plants on the receptor plots did hardly differ from that of the associated control plots (data not shown), but three low-growing species were restricted to the plots that had received raking material. *Teucrium montanum* occurred in all receptor plots with topsoil removal of donor site 1 and 40 % of the topsoil removal plots of donor site 2, but was lacking from plots without topsoil removal. *Thymus praecox* was also restricted to topsoil removal plots and appeared in 20 % (Donor Site 1) respectively 40 % (Donor site 2) of the receptor plots. *Globularia cordifolia* was restricted to receptor plots that had received raking material from donor site 2, and occurred on 40 % of the topsoil removal plots and 20 % of the plots without topsoil removal.

V.6.Discussion

V.6.1.Evaluation of the cryptogam transfer rate

Our analysis showed that the transferred raking material contained most of the cryptogam species, which had been detected by JESCHKE & KIEHL (2006a, b) in vegetation relevés on the topsoil removal site of the nature reserve where the plant material was collected. Only some saxicole lichens were not transferred because they grow in crusts on stones which were excluded from the collected material of the donor site. Furthermore, nearly all species found on the donor plots established successfully on the receptor plots. All species present in the cryptogam material were successfully transferred, thus leading to a higher transfer rate (100 %) than in most vascular plant transfer experiments (e.g. KIRMER & MAHN 2001; HÖLZEL & OTTE 2003; KIEHL et al. 2006). Some rare species did not occur in the analyzed subsamples but must have been present in the transferred cryptogam material. Three rare epigaeic lichen species (*Catapyrenium squamulosum*, *Psora decipiens* and *Toninia sedifolia*) were not found within the analyzed 1 m² plots but were still present on the 2.25 m² plots that had received raking material on the topsoil removal site, proving that they indeed had been transferred by raking material.

V.6.2.Effects of cryptogam transfer and topsoil removal on cryptogam cover and composition

The decrease in cryptogam cover from the beginning of the experiment in October 2003 to the first vegetation recordings on the receptor sites in November 2004 was mostly caused by drying and dying of transferred bryophytes and partially due to losses by wind and animal dispersal. The presence of *Tortella tortuosa* and *Ditrichum flexicaule* on some of the control plots (distance 1.5 m) showed that the receptor plots served as starting points for the colonisation of a new habitat (cf. BOWKER 2007). A longer distance between receptor and control plots was not acceptable because of the desired similarity of paired-plot conditions.

During the experiment, pleurocarpous mosses were the first to recover from the transfer and to start growing again, especially *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* and *Rhytidium rugosum*. The cover of acrocarpous mosses of the *Tortelletum inclinatae*, especially *Tortella tortuosa* and *Ditrichum flexicaule*, decreased during the first two years because they responded more sensitively to transfer stress (e.g. turning upside down) than pleurocarpous mosses. These acrocarpous mosses form dense cushions which can be dispersed by animals and wind as a whole when loosened, whereas pleurocarpous mosses were dispersed as single shoots or small mats which had no difficulties to grow when turned. When an acrocarpous moss cushion is turned upside down, these mosses have to grow new shoots through the cushion or at its side in order to reach the light. Furthermore, pleurocarpous mosses were able to "connect" relatively fast to the ground by growing laterally and producing many branches, whereas the encountered

acrocarpous moss shoots usually grew parallel to each other. The resulting cushions were easily movable and needed a long time to fix to the ground. The loose cushions were also more exposed to drying out than the pleurocarpous mosses, which grew closer to the soil surface. This explains the faster recovery of the pleurocarpous mosses, and the late increase in acrocarpous moss cover only at the end of the experiment.

Cryptogam species composition depended mostly on the composition of the transferred cryptogam material. The weight percentages of the transferred material (Tab. 1) matched quite well with the cover percentages of the most abundant species on the receptor plots.

Species with an uneven distribution and very low cover and therefore populations with only few individuals had a low chance to establish successfully on the permanent plots of 1 m² used for vegetation analysis within the larger receptor plots. Some rare Red List lichen species present on the donor sites, *Catapyrenium squamulosum* (endangered) and *Psora decipiens* (critically endangered), were successfully transferred to and recorded on the receptor plots, but vanished from the 1 m² permanent plots in 2005 and 2006. In spring 2007, small clusters of thalli of both species were found in the 2.25 m² receptor plots showing newly grown lobes. As they were outside the 1 m² plots of the vegetation uptakes, they had not been recorded during the final vegetation analysis in November 2006. It is possible that the pieces of soil containing the thalli were removed from the 1 m²-plot and placed there by animals or wind. *Toninia sedifolia*, another endangered epigaeic lichen species that was neither found in the samples nor in the vegetation releves, was also found within the 2.25 m² receptor plots and was missing on plots without raking material. This shows that single individuals had a high rate of survival, so that even species with very few transferred individuals were able to establish on the receptor site. A grid-mapping of these species on the topsoil removal site in the nature reserve "Garching Heide", which served as donor site for our experiment, indicated that the growth and colonisation rate of these species is generally very slow as they had not reached all suitable habitats of the 330 m long former emergency airfield within 58 years (JESCHKE & KIEHL 2006b).

V.6.3. Applicability of the used method for cryptogam transfer

The species-transfer method used in our experiment worked remarkably well. Almost all target species were transferred and established successfully on the restoration fields. As the cryptogam species composition of the receptor plots depends on the quality of the collected cryptogam material, it is of great importance to know which cryptogams are to be transferred, and to select a suitable method for collection.

As the pleurocarpous mosses recovered faster than the acrocarpous mosses, it might be advisable to increase the proportion of the latter. This may be done by fractioning the cryptogam material, as the acrocarpous moss cushions, containing soil and small stones, are heavier and concentrate in the bottom layer of containers. The same could be done (even on a big scale with agricultural machinery) to sort out ruderal acrocarpous mosses if the pleurocarpous moss layer is targeted. The raking can also be done selectively in the field, collecting mainly mosses of one group.

In our study, raking as a method for cryptogam collection involved also the transfer of vascular plants probably both by seed and by rootable plant fragments. The transferred species were mainly low-growing species which could not be transferred successfully by hay transfer (KIEHL et al. 2006). Our results indicate that raking is also suitable to transfer low-growing vascular plants or vascular plant species that have no ripe seeds when the sites are mown for hay transfer (see also STROH et al. 2002).

A negative effect of raking on the donor plots was not discernible. The removal of plant material and soil can even be useful to slow down soil development, litter accumulation and spreading of dominant cryptogam species such as *Cladonia furcata* or *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum*. The maintenance of gaps is important for rare early-successional target species of calcareous grasslands both for cryptogams (DURING & TOOREN 1990, GÜNZL 2001, JESCHKE & KIEHL 2008) and vascular plants (RYSER 1993, GIGON & LEUTERT 1996, PAKEMAN & SMALL 2005).

In our experiment, the cryptogam material was deposited on the receptor plots in a dense layer. This was done to achieve a high cover of acrocarpous moss cushions in order to avoid overgrowing by the faster-growing pleurocarpous mosses. The second reason was to ensure a less extreme microclimate than isolated moss cushions on bare ground would experience (BOWKER 2007), and to decrease mortality due to desiccation. Another reason was to get the pleurocarpous mosses to grow between the acrocarpous moss cushions to fix them to the ground. The successful establishment of target species in our study and in the study of STROH et al. (2002) in sandy grasslands indicates that raking as a species transfer method is applicable in different types of low-productive grasslands. The method used is therefore recommended for restoring low-productive grassland vegetation. As three years is a short time period for species-transfer experiments, the receptor plots and the surrounding areas should be analyzed again in the future to document cryptogam colonization after a longer time period.

V.7.Implications for practice

The cryptogam transfer method used in our study is an inexpensive and applicable method which yields very promising results. For the successful restoration of cryptogam communities some prerequisites have to be met:

1. The donor plots must be carefully chosen concerning their species composition, proportion of target species and yield.
2. The receptor sites should have nutrient-poor soils without established vegetation; on ex-arable fields nutrient reduction can be achieved by topsoil removal, otherwise the xerophytic cryptogams will quickly be replaced by mesophytic pleurocarpous mosses.
3. The cryptogam material should be applied in a dense layer to avoid dominance of pleurocarpous mosses and to keep the mortality rate low.
4. Disturbance at the receptor site should be very low as the cryptogams need time to recover from transfer stress and to establish. Fencing was not done in our study but may be applicable during the first years to reduce disturbance by animals and humans.

Acknowledgements

We want to thank the Heideflaechenverein Muenchner Norden e.V. and Klaus Fruehschutz for the help in raking and transferring the cryptogam material. We also thank Sonja Jeschke for correcting the manuscript.

Literature

- ANDERSON, D. C., HARPER, K. T. & RUSHFORTH, S. R. (1982): Recovery of cryptogamic soil crusts from grazing in Utah winter ranges. - *J. Range Manage.* 35: 355-359.
- BAKKER, J. P., & BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. - *TREE* 14: 63-67.
- BELNAP, J. (1993): Recovery rates of cryptobiotic crusts: Inoculant use assessment methods. - *Gt. Basin Nat.* 53: 89-95.
- BEKKER, R. M., VERWEIJ, G. L., SMITH, R. E. N., REINE, R., BAKKER, J. O. & SCHNEIDER, S. (1997): Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? - *J. Appl. Ecol.* 34: 1293-1310.
- BENDER, O., BOEHMER, 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.
- BOWKER, M. A. (2007): Biological soil crust rehabilitation in theory and practice: An underexploited opportunity. - *Rest. Ecol.* 15: 13-23.
- DENGLER, J. (2005): Zwischen Estland und Portugal - Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Phytodiversitätsmuster europäischer Trockenrasen. - *Tuexenia* 25: 387-405.
- DURING, H. J., & TOOREN, B. F. VAN (1990): Bryophyte interaction with other plants. - *Bot. J. Linn. Soc.* 104: 79-98.
- 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.
- GRAHAM, D. J., & HUTCHINGS, M. J. (1988): A field investigation of germination from the seed bank of a chalk grassland ley on former arable land. - *J. Appl. Ecol.* 25: 253-263.
- GROENEVELD, E. V. G., MASSÉ, A., & ROCHEFORT, L. (2007): *Polytrichum strictum* as a nurse plant in peatland restoration. - *Restoration Ecology* 15:709-719.
- GUENZL, B. (2001): Die Bunte-Erdflechten.Gesellschaft (Toninio-Psoretum decipientis Stodiek 1937) in Nordhessen - aktuelle Erfassung und Gliederung. - *Tuexenia* 21: 179-191.
- HEPP, E., & POELT, J. (1970): Die Garchinger Haide - Alpenflor und Steppenblühen vor den Toren Muenchens. - *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 42: 5-14.
- HOELZEL, 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.
- JESCHKE, M., & KIEHL, K. (2006a): 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. (2006b): Vergleich der Kryptogamenvegetation alter und junger Kalkmagerrasen im Naturschutzgebiet "Garchinger Heide". - *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 76: 221-234.
- JESCHKE, M., & KIEHL, K. (2008): Effects of a dense moss layer on germination and establishment of vascular plants in newly created calcareous grasslands. - *FLORA*. (In press.)

- 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.
- KETNER-OOSTRA, PEIJL, R., M. J. VAN DER & SYKORA, K. V. (2006): Restoration of lichen diversity in grass-dominated vegetation of coastal dunes after wildfire. - *J. Veg. Sci.* 17: 147-156.
- KIEHL, K., & PFADENHAUER, J. (2007): Establishment and long-term persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. - *Plant Ecol.* 189: 31-48.
- KIEHL, K., & WAGNER, C. (2006): Effect of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. - *Rest. Ecol.* 14: 157-166.
- 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: 148-156.
- KIRMER, A. & MAHN, E.-G. (2001): Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. - *Appl. Veg. Sci.* 4: 19-27.
- KLEIJN, D. (2003): Can establishment characteristics explain the poor colonization success of late successional grassland species on ex-arable land? - *Rest. Ecol.* 11: 131-138.
- KOEHLER, B., GIGON, A., EDWARDS, P. J., KRUESE, B., LANGENAUER, R., LUESCHER, A. & RYSER, P. (2005): Changes in the species composition and conservation value of limestone grasslands in Northern Switzerland after 22 years of contrasting managements. - *Persp. 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.
- MCCUNE, B., & MEFFORD, M. J. (1999): Multivariate analysis of ecological data. - *MJM Software*.
- MEINUNGER, L., & NUSS, I. (1996): Rote Liste gefaehrderter Moose Bayerns. - *Schr.reihe Bayer. Landesamtes Umweltschutz* 137: 1-62.
- NEBEL, M., & PHILIPPI, G. (eds.) (2000): Die Moose Baden-Wuerttembergs. Bd. I. Allgemeiner Teil; Spezieller Teil (Bryophytina I, Andreales bis Funariales). - Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- NEBEL, M., & PHILIPPI, G. (eds.) (2001): Die Moose Baden-Wuerttembergs. Bd. II. Spezieller Teil (Bryophytina II, Schistostegales bis Hypnobryales). - Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- PAKEMAN, R. J., & SMALL, J. L. (2005): The role of seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap regeneration. - *J. Veg. Sci.* 16: 121-130.
- PFADENHAUER, J. (2001): Some remarks on the socio-cultural background of restoration ecology. - *Rest. Ecol.* 9: 220-229.
- PFADENHAUER, J., & LIEBERMANN, C. (1986): Eine geobotanische Dauerbeobachtungsflaeche im Naturschutzgebiet Garching Haide. - *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 57: 99-110.
- POSCHLOD, P., & WALLISDEVRIES, M. F. (2002): The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands - lessons from the distant and present past. - *Biol. Conserv.* 104: 361-376.

- PYWELL, R. F., BULLOCK, J. M., HOPKINS, A., WALKER, K. J., SPARKS, T. H., BURKE, M. J. W. & PEEL, S. (2002): Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. - *J. Appl. Ecol.* 39: 294-309.
- RILEY, J. D., CRAFT, I. W., RIMMER, D. L. & SMITH, R. S. (2004): Restoration of magnesian limestone grassland: optimizing the time for seed collection by vacuum harvesting. - *Rest. Ecol.* 12: 311-317.
- ROCHEFORT, L. (2000): Sphagnum - a keystone genus in habitat restoration. - *Bryologist* 103:503-508.
- RYSER, P. (1993): Influence of neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. - *J. Veg. Sci.* 4: 195-202.
- SCHAUER, T. (1969): Die Flechtenvegetation der Kiesflaeche auf der Garchinger Haide noerdlich von Muenchen. - *Herzogia* 1: 181-186.
- 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.
- 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.
- TURNBULL, L. A., CRAWLEY, M. J. & REES, M. (2000): Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. - *OIKOS* 88: 225-238.
- WALKER, K. J., STEVENS, P. A., STEVENS, D. P., MOUNTFORD, J. O., MANCHESTER, S. J. & PYWELL, R. F. (2004): The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. - *Biol. Conserv.* 19: 1-18.
- WALLISDEVRIES, M. F., POSCHLOD, P. & WILLEMS, J. H. (2002): Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. - *Biol. Conserv.* 104: 265-273.
- WILLEMS, J. H. (2001): Problems, approaches, and results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. - *Rest. Ecol.* 9: 147-154.
- WIRTH, V. (1995): *Die Flechten Baden-Wuerttembergs*. - Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- 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. - *Schr.reihe Veg.kd.* 28: 307-368.

VI.Langfristige Auswirkungen ehemaliger Bewirtschaftungsvarianten auf die Diversität von Blütenpflanzen, Moosen und Flechten eines Kalkmagerrasens fünf Jahre nach Umstellung auf einheitliches Management

(Autoren: Jeschke, M., Kiehl, K., Pfadenhauer, J. und Gigon, A.; eingereicht bei Botanica Helvetica)

keywords: Mahdregime, Brennen, Zielarten, Langzeitwirkung, Wiederbesiedlung

VI.1.Abstract

Five years after the cessation of a 22 years long management (1977-1999) with different mowing regimes, annual burning in late winter, and abandonment in a calcareous grassland near Schaffhausen (Switzerland), we studied after-effects of these treatments. From the year 2000 onwards, all plots were mown annually in autumn. Species richness and species composition of vascular plants, mosses and lichens were assessed in replicate plots with a nested relevé design, including relevé sizes from 0.01 m² to 16 m². Our study in 2004 showed lasting effects of the former managements. Formerly abandoned and burnt treatments showed significantly lower vascular plant species richness than regularly mown treatments, with larger differences in the small relevé sizes. The number of vascular plants, mosses and lichens characteristic for calcareous grasslands was also significantly higher in the mown treatments. Former burning had eliminated all mosses and lichens which showed only a slow re-colonization. Former abandonment had led to an increase in mesophytic mosses and a lasting decrease in xerophytic ones. Mowing every second year from 1977 to 1999 had also favoured mesophytic mosses and reduced the number of low-growing vascular plant species. Our data indicate that even after five years of similar management, i.e. annual mowing in autumn, the previous long term management had strong after-effects on species richness and species composition of calcareous grasslands.

Im ganzen folgenden Beitrag handelt es sich bei den Bewirtschaftungsmaßnahmen nicht um solche, die zum Aufnahmezeitpunkt in den Jahren 2004-05 durchgeführt wurden, sondern um solche die von 1977 bis 1999 auf den betreffenden Flächen im Einsatz waren: es sind also ehemalige Bewirtschaftungen bzw. Ex-Dauerbrache, Ex Julimahd usw. Vom Jahr 2000 an wurden alle Flächen gleich bewirtschaftet, nämlich jährlich im Herbst gemäht.

VI.2. Einleitung

Kalkmagerrasen gehören in Mitteleuropa zu den gefährdeten Lebensräumen (POSCHLOD & WALLISDEVRIES 2002, WALLISDEVRIES et al. 2002). Sie zeichnen sich durch hohe Blütenpflanzenartenzahlen, einen hohen Anteil offener Bodenstellen und eine meist artenreiche Moosschicht aus (PEET et al. 1983, GIGON & LEUTERT 1996, DENGLER 2005). Der überwiegende Teil dieser Standorte ist anthropogen geprägt und durch Beweidung und/oder Mahd entstanden (WILLEMS 2001, POSCHLOD & WALLISDEVRIES 2002). Da diese Standorte in der Regel baumfähig sind, muss die Vegetation durch regelmäßige Nutzung oder Bewirtschaftung offen gehalten werden (SCHLÄPFER et al. 1998, WALLISDEVRIES et al. 2002). In vielen Fällen ist ein Mahdmanagement die einzige Möglichkeit zur Flächenbewirtschaftung. Da aber jede Mahdvariante anders auf die Vegetation wirkt und unterschiedliche Magerrasengesellschaften auch unterschiedlich auf die Mahdvarianten reagieren, ist für eine optimale Erhaltung der Vegetationsstruktur und -zusammensetzung ein Vergleich verschiedener Mahdregime wichtig. Untersuchungen von 1977 bis 1999 auf der Merishausener Gräte bei Schaffhausen zeigten die Überlegenheit von Mahdregimes gegenüber Brennen und Brache, aber nur relativ geringe Auswirkungen verschiedener Mahdvarianten (KEEL 1995, LANGENAUER et al. 2000, KÖHLER et al. 2005).

Moose und Flechten spielen in Kalkmagerrasen sowohl hinsichtlich ihrer Artenzahlen und Deckungsgrade (DENGLER 2005) als auch ihrer Biomasse (JESCHKE & KIEHL 2006) eine wichtige Rolle. Da gerade die im Gebiet der Merishausener Gräte ebenfalls durchgeführte Maßnahme "Brennen" eine starke Auswirkung auf Moose und Flechten hat (KEEL 1995), die Artenzusammensetzung und Artenvielfalt der Moose und Flechten aber in die abschließenden Betrachtung der Versuche auf der Merishausener Gräte (LANGENAUER et al. 2000, KÖHLER et al. 2005) nicht einfließen, wurden im Jahr 2004 Blütenpflanzen, Moose und Flechten auf verschiedenen Flächengrößen aufgenommen. Dabei sollten die langfristigen Auswirkungen der mehr als 20 Jahre lang durchgeführten Managementvarianten nach Umstellung auf einheitliche Oktobermahd untersucht werden. Mit Hilfe von Artenzahl-Flächen-Kurven für alle drei Artengruppen sowie für Zielarten des Naturschutzes sollte ermittelt werden, in wieweit der Einfluss der Managementvarianten von der betrachteten Maßstabsebene abhängt. Artenzahl-Flächen-Kurven beschreiben den Bestand einer Fläche wesentlich besser als Aufnahmen einer Flächengröße, da sie unter anderem durch ihre Steigung z bei zweifach logarithmischer Darstellung den Vergleich von Diversitätsstrukturen innerhalb der untersuchten Bestandes ermöglichen (DENGLER 2005, JESCHKE & KIEHL 2006).

VI.3.Material und Methoden

VI.3.1.Untersuchungsgebiet und frühere Bewirtschaftung

Die Untersuchungen wurden im Naturschutzgebiet "Merishausener Gräte" bei Schaffhausen/Schweiz durchgeführt. Die Untersuchungsflächen befinden sich 700 bis 720 m ü. NN. auf einem Osthang mit ca. 16° Hangneigung (47°45'54" N und 8°37'08" O). Die 40 m x 25 m große Untersuchungsfläche ist an den Seiten und von unten von Flaumeichenwald eingerahmt. Sie wurde in 18 Teilflächen von 10 m x 5 m unterteilt, die von 1978 bis 1999 unterschiedlich bewirtschaftet wurden. Von den bei KÖHLER et al. (2005) ausführlich beschriebenen und untersuchten Bewirtschaftungsvarianten wurden folgende (ehemalige) Varianten für die Untersuchung im Jahr 2004 ausgewählt: jährliche Mahd im Juli, jährliche Mahd im Oktober, Julimahd in zweijährigem Turnus, kontrolliertes Brennen jährlich im Februar/März und keine Bewirtschaftung (Dauerbrache). Dabei wurden bei den Bewirtschaftungsmaßnahmen "Mahd im Oktober" und "Julimahd in zweijährigem Turnus" auf jeweils drei, bei den anderen genannten Maßnahmen zur Vermeidung von Randeffekten durch den umgebenden Wald auf jeweils nur zwei Flächen Untersuchungen durchgeführt. Ab dem Jahr 2000 wurden alle Flächen einheitlich einmal jährlich im Oktober gemäht (KÖHLER et al. 2005).

VI.3.2.Vegetationsaufnahmen

Im August 2004, also fünf Jahre nach dem Ende des Versuchs mit verschiedenen Bewirtschaftungsvarianten, wurde auf jeder der für die Untersuchung ausgewählten Teilflächen ein System aus Aufnahmeflächen verschiedener Flächengrößen (16 m² bis 0,01 m²) abgesteckt. Pro Teilfläche wurden die Blütenpflanzen, Moose und Flechten auf einer Fläche zu 16 m², drei Flächen zu 4 m² und je 4 m² drei Flächen (also insgesamt jeweils neun) zu 0,0625 m² und zu 0,01 m² erfasst (nested design). Die unterschiedlichen Flächengrößen ermöglichen die Darstellung von Artenzahl-Flächen-Kurven, die maßstabsbedingte Unterschiede in der Vegetationsstruktur aufzeigen können (DENGLER 2005). Schätzungen der Artmächtigkeiten sowie Gesamtdeckungsgrade und mittlere Höhe der Pflanzengruppen wurden nur auf den 4 m²- und den 0,01 m²-Flächen durchgeführt. Die Artmächtigkeitsschätzungen erfolgten in Prozent, mit einer feineren Aufteilung unterhalb 1% (0,5; 0,25; 0,1; 0,01%). Auf den anderen Flächengrößen wurden nur Präsenz/Absenz-Daten ermittelt. Da im Jahr 2004 der Aufnahmezeitpunkt Mitte August bis Anfang September relativ spät im Jahr war, wurden Ende April 2005 die Flächen erneut untersucht, wobei nur Frühlingsblüher bzw. vorher nicht gefundene Arten erfasst wurden.

VI.3.3.Nomenklatur

Die Nomenklatur der Blütenpflanzen folgt OBERDORFER (2001), die der Moose NEBEL & PHILIPPI (2000, 2001, 2005) und die der Flechten WIRTH (1996). Zur Bestimmung (Moose, Flechten, *Festuca* sp.) wurden ein Auflichtmikroskop Optech SZT (7-68 x) und ein Durchlichtmikroskop Hertel & Reuss Studio C (100-1000 x) verwendet. Zur Bestimmung der Flechten anhand ihrer Inhaltstoffe wurden außerdem chemische Reagenzien benutzt (nach WIRTH 1996). Zell- und Sporengrößen wurden mittels eines Messokulars gemessen.

VI.3.4.Datenauswertung

Auf Basis der Artmächtigkeiten der 4 m²- Flächen wurde mit Hilfe des Programms PcOrd 4.0 eine Detrended Correspondence Analysis (DCA) durchgeführt (MCCUNE & MEFFORD 1999). Der Anteil der erklärten Varianz der Achsen wurde mit Hilfe einer after-the-fact-evaluation berechnet (Distanzmaß: relative euklidische Distanz). Zum Erzielen einer übersichtlichen Darstellung wurden drei Arten, die nur in einzelnen Aufnahmen vorkamen und in der Darstellung als Ausreißer auftraten, ausgeschlossen (*Ophrys insectifera*, *Thymus pulegioides*, *Polygala amarella*). Des Weiteren wurden Spearman-Rangkorrelationen der Artenzahlen mit der Streudeckung, der Moos- und Flechtendeckung sowie der Höhe der Krautschicht errechnet. Aus den Vegetationsaufnahmen wurden zudem die Artenzahlen je Aufnahmefläche ermittelt und daraus Artenzahl-Flächen-Kurven erstellt. Aus den Artenzahlen der einzelnen Schachtelflächen (n=12) wurden mit Hilfe der Powerfunktion $S = c * A^z$ c- und z-Werte berechnet; diese sind spezifisch für Pflanzengesellschaften und Pflegevarianten (DENGLER 2007).

Um die Ergebnisse besser interpretieren zu können, wurden Zielarten definiert, für die ebenfalls Artenzahl-Flächengrößen-Kurven erstellt wurden. Als Zielarten der Blütenpflanzen wurden Arten der Festuco-Brometea Br.-Bl. & Tx. ex Klika & Hadac 1944 (nach BERG et al. 2004, KORNECK 1993) definiert. Für Moose wurden Arten des *Abietinellion* Giac. ex. Neum. 1971 verwendet. Von den wenigen, infolge der hohen Blütenpflanzendeckung selten auftretenden Flechten wurden alle Arten als Zielarten betrachtet. Zusätzlich wurden folgende Blütenpflanzenarten als Gruppe der "niedrigwüchsigen Arten" zusammengefasst: *Arabis hirsuta*, *Asperula cynanchica*, *Carex ornithopoda*, *Hieracium pilosella*, *H. piloselloides*, *Linum catharticum*, *Plantago media*, *Polygala amarella*, *P. comosa*, *Potentilla heptaphylla*, *Ranunculus bulbosus*, *Prunella grandiflora*, *Scabiosa columbaria*, *Thymus pulegioides*, *Viola hirta* (einige dieser Arten haben recht hohe Blütenprosse, aber eine grundständige Blattrosette, die unter Beschattung leiden kann).

Um zu zeigen, inwieweit sich die Artenzahlen dieser Gruppe bei verschiedenen Flächengrößen unterscheiden, wurden ebenfalls Artenzahl-Flächen-Kurven erstellt.

Der Einfluss der Bewirtschaftungsvarianten auf die mittleren Arten- und Zielartenzahlen der verschiedenen Flächentypen wurde schließlich mit Hilfe des Programms Statistica 6.1 auf Signifikanz geprüft. Waren die Werte normalverteilt und die Varianzen homogen, so wurde eine ANOVA mit post-hoc-Test (Tukey-Test) gerechnet. Waren diese Voraussetzungen nicht erfüllt, wurde ein nichtparametrischer Mann-Whitney U-Test durchgeführt. Die p-Werte wurden wegen des multiplen Vergleichs nach Benjamini und Hochberg (VERHOEVEN et al. 2005) korrigiert.

VI.4.Ergebnisse

VI.4.1.Gesamtdeckungen und Vegetationsstruktur

Die Gesamtdeckung der Blütenpflanzen ist mit ca. 80 Prozent Deckung auf den 4 m²-Flächen relativ hoch und unterscheidet sich nur unbedeutend zwischen den verschiedenen Varianten (siehe Anhang 1). Die etwas geringeren Deckungsgrade auf den ehemaligen Bracheflächen sind durch einen größeren Anteil freier Erdstellen durch die Aktivität von Mäusen zu erklären. Die ehemaligen Oktobermahdflächen weisen mit ca. 24 Prozent deutlich geringere Moosdeckungsgrade auf als die ehemals jährlich (38,3 %) bzw. alle zwei Jahre (41,3 %) gemähten Julimahdflächen; die Werte der ehemaligen Bracheflächen liegen noch wesentlich darunter (14 %). Die ehemals gebrannten Flächen sind nahezu moosfrei (< 1 %). Nur auf den Mahdflächen kommen Flechten in geringem Maße in der Mooschicht vor.

Die Streueschicht weist auf den bis vor fünf Jahren einschürig im Juli gemähten Flächen die geringsten Deckungsgrade auf (7,7 % auf 4 m² - Flächen: signifikant kleiner im Vergleich zu den einschürigen Oktobermahdflächen). Die Streuedeckung der Varianten ehemalige Oktobermahd und "Mahd alle zwei Jahre" liegt etwas höher (9,3 und 10 %), unterscheidet sich aber kaum zwischen diesen beiden Varianten (Anhang 1). Auf den früher gebrannten Flächen ist der Deckungsgrad der Streueschicht am höchsten (13,8 %). Der Anteil freier Erde ist, wohl vor allem durch Mausaktivität, auf den Bracheflächen am höchsten (5,7 %).

VI.4.2.Artenzusammensetzung der Flächen

Die DCA (detrended correspondence analysis) mit den Vegetationsaufnahmen der 4 m²-Flächen ergab für die erste Achse eine Gradientenlänge von 1,91 (Abb. 1). Diese Achse erklärt 65,3 % und die zweite weitere 9,5 % der Varianz im Datensatz (gesamt 74,8 %). Die erste Achse korreliert signifikant positiv mit dem Streuedeckungsgrad (Pearsons $r = 0,578$) und negativ mit der (Gesamt)Artenzahl ($r = -0,813$), der Artenzahl niedrigwüchsiger Blütenpflanzen ($r = -0,781$) und dem Moosdeckungsgrad ($r = -0,734$). Die ehemaligen Maßnahmen "Brache" und "Brennen" unterscheiden sich in der DCA deutlich von den ehemaligen Mahdregimes. Dabei unterscheiden

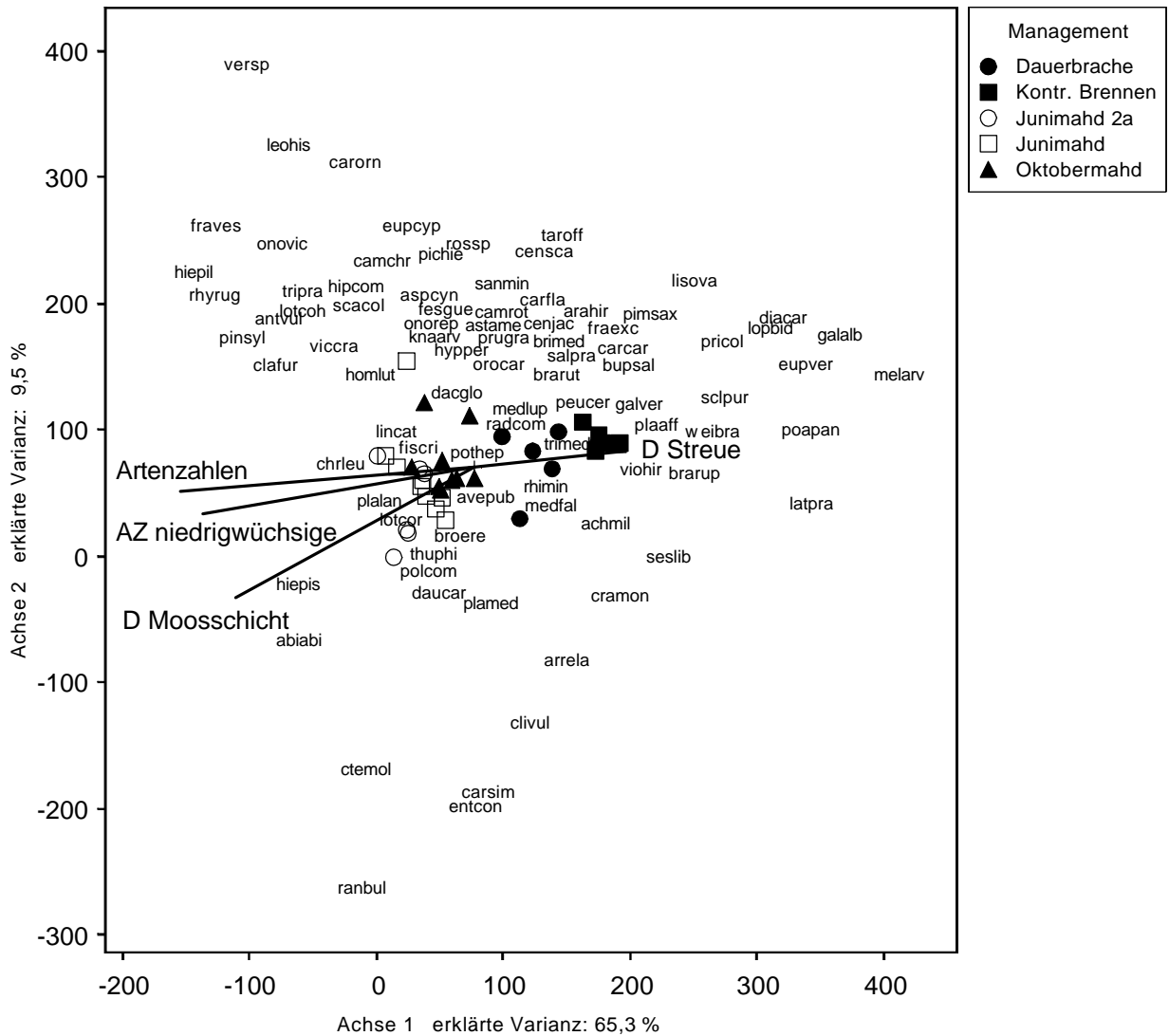


Abb 1: Detrended Correspondence Analysis (DCA) der Artmächtigkeiten von Blütenpflanzen, Moosen, und Flechten der 4 m²-Flächen. Dargestellt sind Pflanzenarten, die mindestens zweimal in den Flächen vorkamen. Die Symbole stehen für die Aufnahmeflächen mit unterschiedlichen Managementvarianten (D = Deckungsgrad, 2a = alle 2 Jahre, AZ = Artenzahl; Artenkürzel siehe Anhang 1, 2).

sich die Untersuchungsflächen der Variante "Brache" stärker untereinander als die der Variante "Brennen". Der summierte Deckungsgrad der Matrixgräser *Bromus erectus* und *Brachypodium rupestre* beträgt auf den 4 m²-Flächen zwischen 35 und 52 Prozent, wobei die ehemaligen Mahdflächen deutlich mehr *Bromus* als *Brachypodium* aufweisen, während bei Brache und vor allem bei der Variante Brennen *Brachypodium* dominiert (siehe Anhang 1). Dies zeigt sich auch in der Lage der Arten in der DCA, wo *Bromus* nahe bei den Ex-Mahdflächen und *Brachypodium* bei den Ex-Brache- und Brandflächen angeordnet ist. Viele niedrigwüchsige Blütenpflanzen und solche mit grundständiger Rosette wie *Hieracium spp.*, *Leontodon hispidus*, *Hippocrepis comosa* und *Scabiosa columbaria*, aber auch *Onobrychis viciifolia* kommen überwiegend in Ex-Mahdflächen vor, während nur wenige Arten wie *Primula columnae* und *Galium album* auf Ex-Brand- und Bracheflächen höhere Deckungsgrade oder Stetigkeiten erreichen.

Bei den Moosen und Flechten sind kalkmagerrasentypische Arten wie *Thuidium abietinum*, *Rhytidium rugosum* und *Cladonia furcata* auf den Ex-Mahdflächen vertreten (siehe Anhang 2). Mesophytische Arten wie *Homalothecium lutescens* und *Entodon concinnus*, die sowohl in diesen Flächen als auch in der Ex-Brache vorkommen, stehen in der DCA zwischen den Aufnahmeflächen von Mahd- und Bracheflächen. Schattenverträgliche, durch Trockenheit Schaden nehmende Arten wie *Plagiomnium affine* und *Scleropodium purum* erreichen auf den ehemaligen Bracheflächen relativ hohe Deckungsgrade.

VI.4.3.Artenzahlen

Insgesamt wurden 82 Blütenpflanzen, 17 Moos- und drei Flechtenarten gefunden. Infolge der geringen Flächenzahl (2 bzw. 3 Wiederholungen) sind keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den Artenzahlen der ehemals verschieden bewirtschafteten 16 m²-Flächen nachweisbar. Bei den drei anderen Flächengrößen weisen die Ex-Mahdflächen signifikant höhere Blütenpflanzenartenzahlen auf als die ehemaligen Brache bzw. die gebrannten Flächen (Tab. 1, Abb. 2). Vor allem bei kleinen Flächengrößen (0,01 m² und 0,0625 m²) weisen die Ex-Brand- und -Dauerbracheflächen deutlich weniger Blütenpflanzenarten auf als die Ex-Mahdflächen.

Tab 1: Mittlere Artenzahlen der bis 1999 unterschiedlich bewirtschafteten Versuchsflächen im Naturschutzgebiet "Merishausener Gräte" im Jahr 2004. Gleiche Buchstaben bedeuten statistisch nicht signifikante Unterschiede (spaltenweise zu lesen, für jede Flächengröße einzeln). (M1J = jährliche Julimahd; M1O = jährliche Oktobermahd; M2J = Julimahd alle zwei Jahre; Br = Brennen im Frühjahr; DB = Dauerbrache; Zielarten siehe Methodenteil u. Anhang 1/2)

		Alle Arten				Zielarten				
		n	Blüten- pflanzen	Moose	Moose + Flechten	Gesamt	Blüten- pflanzen	Moose	Moose + Flechten	Gesamt
16 m ²	M1J	2	48,5 a	8,5 a	9,0 a	57,5 a	36,0 a	7,5 a	8,0 a	44,0 a
	M1O	3	48,3 a	7,7 a	8,0 a	56,3 a	35,7 a	7,3 a	8,3 a	44,0 a
	M2J	3	44,7 a	7,7 a	8,7 a	53,3 a	33,3 a	7,0 a	8,0 a	41,3 a
	Br	2	43,0 a	6,5 a	6,5 a	49,5 a	32,5 a	5,5 a	5,5 a	38,0 a
	K	2	39,0 a	9,0 a	9,0 a	48,0 a	27,0 a	7,0 a	7,0 a	34,0 a
4 m ²	M1J	6	42,2 a	7,0 ab	8,0 ab	50,2 a	30,8 a	6,3 ab	7,3 a	38,2 a
	M1O	9	41,8 a	7,2 a	8,0 a	49,8 a	31,1 a	6,4 a	7,2 a	38,3 a
	M2J	9	39,3 a	7,4 a	8,0 a	47,3 a	29,8 ab	6,6 a	7,1 a	36,9 a
	Br	6	30,8 b	5,8 b	5,8 b	36,7 b	23,7 bc	5,0 b	5,0 b	28,7 b
	K	6	32,3 b	7,3 ab	7,3 ab	39,7 b	25,0 c	5,5 b	5,5 ab	30,5 b
0,0625 m ²	M1J	18	17,2 a	4,6 ab	4,8 a	21,9 a	13,1 a	4,3 a	4,5 a	17,6 a
	M1O	27	17,3 a	4,4 ab	4,5 a	21,8 a	13,7 a	4,1 a	4,3 a	18,0 a
	M2J	27	15,5 a	5,1 a	5,1 a	20,7 a	12,9 a	4,9 a	4,9 a	17,8 a
	Br	18	10,9 b	1,8 c	1,8 b	12,7 b	8,8 b	1,7 c	1,7 c	10,4 b
	K	18	10,3 b	4,1 b	4,1 a	14,4 b	8,2 b	2,9 b	2,9 b	11,2 b
0,01 m ²	M1J	18	8,7 a	3,6 a	3,6 a	12,3 a	7,2 a	3,5 a	3,6 a	10,8 a
	M1O	27	9,4 a	3,4 a	3,4 a	12,8 a	7,7 a	3,3 a	3,3 a	11,0 a
	M2J	27	8,1 a	3,4 a	3,5 a	11,6 a	6,9 a	3,4 a	3,4 a	10,3 a
	Br	18	5,9 b	1,2 b	1,2 b	7,1 b	4,7 b	1,1 c	1,1 c	5,7 b
	K	18	5,6 b	3,1 a	3,1 a	8,6 b	4,3 b	2,2 b	2,2 b	6,5 b

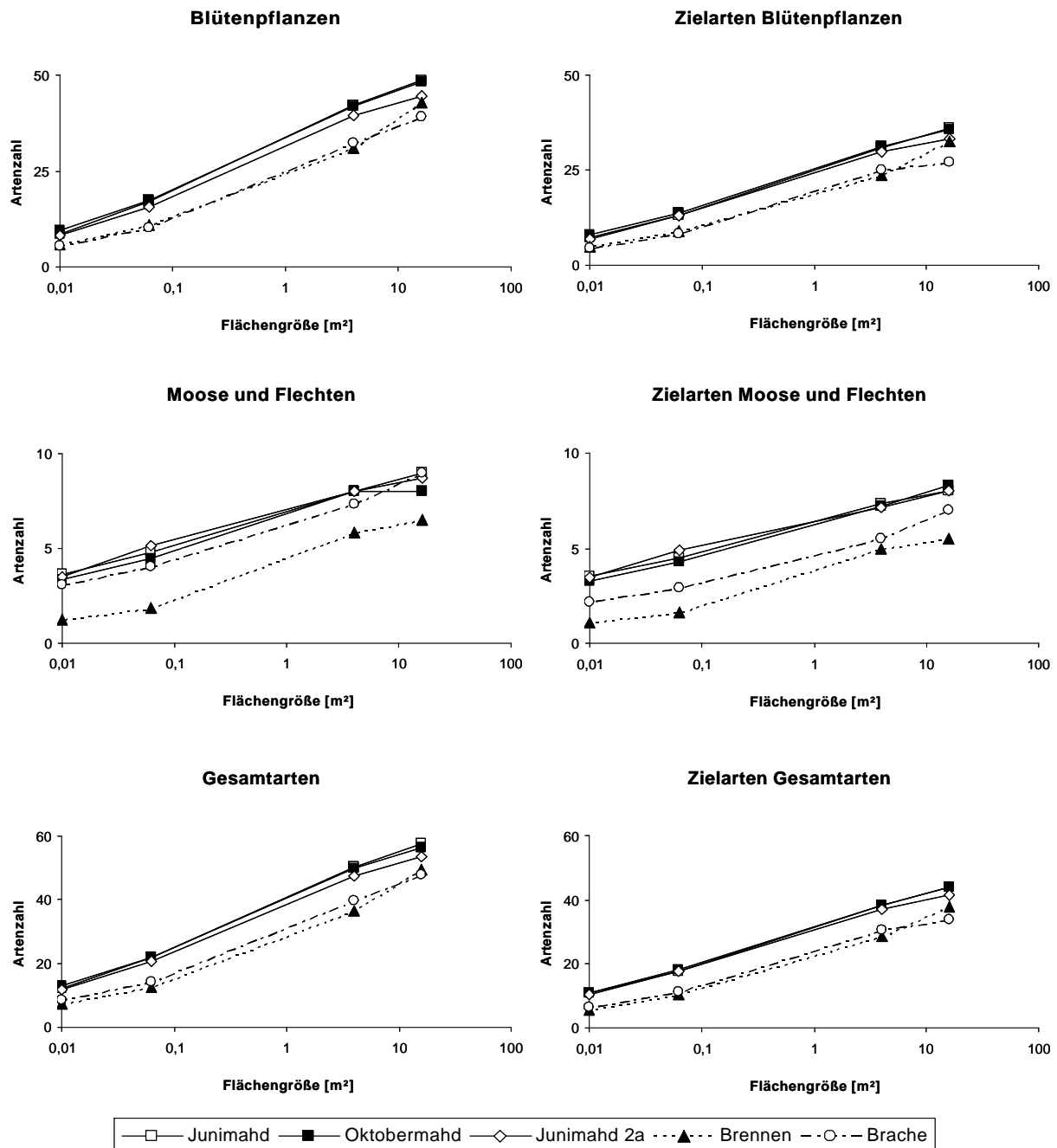


Abb. 2: Artenzahl-Flächen-Kurven der Untersuchungsflächen im NSG "Merishausener Gräte" (2a = Mahd alle 2 Jahre).

Die ehemaligen Brandflächen zeigen bei Flächengrößen unter 4 m² 30-40 % geringere Artenzahlen an Moosen und Flechten als die Ex-Mahd- und Bracheflächen (Abb. 2, Tab. 1). Im Gegensatz zu den Artenzahlen der Blütenpflanzen sind die Artenzahlen der Moose und Flechten auf den ehemaligen Dauerbracheflächen bei mittleren und kleinen Flächengrößen nur geringfügig (9-15 %) niedriger als auf den auch früher gemähten Flächen. Werden die Gesamtartenzahlen (Blütenpflanzen, Moose und Flechten) verglichen, so sind die Mahdflächen signifikant

artenreicher als die früheren Brand- und Bracheflächen (Abb. 2). Zwischen den ehemaligen Mahdregimes sind jedoch 2004 keine signifikanten Unterschiede feststellbar (Tab. 1).

Werden nur die Zielarten miteinander verglichen, so unterscheiden sich die Ergebnisse hinsichtlich der Artenzahl der *Festuco-Brometea*-Arten (Zielarten der Blütenpflanzen) nur bei den 4 m² Flächen von den Ergebnissen für alle Arten. Während sich die einschürigen Mahdvarianten signifikant von "Brennen" und Brache unterscheiden, weisen die Flächen mit ehemals zweijährigem Mahdrhythmus keine signifikanten Unterschiede mehr zur Brandfläche auf. Die Brand- und Bracheflächen weisen vor allem bei kleinen Flächengrößen signifikant weniger niedrigwüchsige Blütenpflanzen (siehe Methodenteil) auf als die Mahdflächen (Tab. 2).

Tabelle 2: Anzahl niedrigwüchsiger und Grundrosetten bildender Blütenpflanzen auf den Flächen der ehemaligen Bewirtschaftungsvarianten. Angegeben sind die Mittelwerte der Einzelflächen sowie die Summe der Arten auf allen Flächen der jeweiligen Variante (unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede zwischen den Varianten; Spaltenweise zu lesen).

Flächengröße Anzahl Flächen (n)	Mittelwert		Summe der Arten	
	4 m ²	0,01 m ²	4 m ²	0,01 m ²
Julimahd jährlich	13,5 a	2,1 a	15	12
Oktobermahd jährlich	11,3 a	1,6 a	13	11
Julimahd alle 2 Jahre	12,0 a	1,4 a	13	9
Brennen	8,5 b	0,4 b	11	4
Dauerbrache	9,0 b	0,3 b	13	2

Beim Vergleich der Zielartenzahlen der Moose und Flechten (ohne Wald- und Ruderalarten) auf Flächengrößen unterhalb von 4 m² unterscheiden sich die Bracheflächen signifikant von den artenreicheren Mahdflächen und den artenarmen Brandflächen. Die Artenzahlen aller Zielarten sind auf den gebrannten Flächen und der Brache bei allen Flächen unter 16 m² signifikant geringer als die der Mahdvarianten (Abb. 2).

Die c- und z-Werte der Artenzahl-Flächen-Kurven (Abb. 3) zeigen deutlich höhere c-Werte (errechnete Artenzahl auf 1 m²) für die ehemaligen Mahdvarianten als für ehemalige Brand- und Bracheflächen. Die Steigung z ist auf den Flächen, die von 1977 bis 1999 abgebrannt bzw. gar nicht bewirtschaftet wurden, höher als auf den ehemals gemähten Flächen. Von diesen zeigen die drei Flächen, die bis 1999 nur alle zwei Jahre gemäht wurden, die größte Streuung.

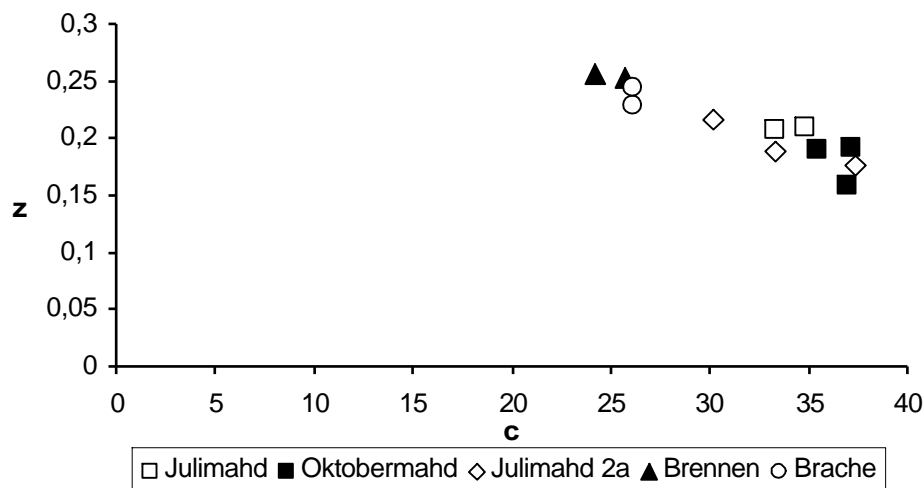


Abb. 3: Darstellung der c-Werte (durchschnittliche Artenzahl bei 1 m²) und z-Werte (durchschnittliche Steigung) der Artenzahl-Fläche-Kurven nach der Formel $S = c * A^z$ (Powerfunktion) für die 12 untersuchten "nested plots". (S = Artenzahl pro Fläche; A = Flächengröße in m²; 2a = alle 2 Jahre).

VI.4.4. Korrelationen der Artenzahlen mit biotischen und abiotischen Faktoren

Die Artenzahlen aller Arten, der Blütenpflanzen sowie der Zielarten der Blütenpflanzen sind bei den 4 m² Flächen ebenso wie bei den hier wegen der sehr ähnlichen Ergebnisse nicht dargestellten 0,01 m²-Flächen positiv mit dem Deckungsgrad der Moose und Flechten und negativ mit dem Streudeckungsgrad korreliert (Tab. 3). Die Artenzahlen der Moose und Flechten sind ebenfalls positiv mit dem Deckungsgrad dieser Gruppen korreliert; ein klarer Zusammenhang mit dem Streudeckungsgrad lässt sich aber nicht nachweisen. Korrelationen der Artenzahlen bzw. Zielartenzahlen mit dem Deckungsgrad offener Bodenstellen oder dem Gesamtdeckungsgrad der Blütenpflanzen wurden nicht festgestellt.

Tab. 3: Korrelationskoeffizienten (Spearman Rangkorrelation) für die Korrelationen der Artenzahlen mit den Deckungsgrade von Streue, Moosen und Flechten sowie der Höhe der Krautschicht auf den 4m²-Flächen. (n = 36; AZ = Artenzahl, ZAZ = Zielartenzahl, *=signifikant 0.05, ** = 0.01 *** = 0.001)

Deckungsgrad der	Streue- schicht	Moose + Flechten	Höhe Krautschicht
Artenzahl Blütenpflanzen	-0,55 ***	0,46 **	n.s.
Artenzahl Moose+Flechten	n.s.	0,46 **	n.s.
Gesamtartenzahl	-0,48 **	0,52 **	n.s.
Zielartenzahl Blütenpflanzen	-0,43 **	0,51 **	-0,49 **
Zielartenzahl Moose+Flechten	n.s.	0,46 **	-0,39 *
Zielartenzahl Gesamtarten	-0,42 **	0,56 ***	-0,53 **
Artenzahl niedrigwüchsige Blütenpflanzen	-0,48 **	0,59 ***	n.s.

VI.5.Diskussion

VI.5.1.Einflüsse des ehemaligen Mahdregimes

Die im Bereich der Merishausener Gräte vorkommenden Halbtrockenrasen gehören nach KEEL (1995) vorwiegend zum *Medicago falcatae*-Mesobrometum. Diese Flächen zeichnen sich im Vergleich mit anderen Trocken- und Halbtrockenrasen Europas (siehe DENGLER 2005) durch sehr hohe Artenzahlen aus, im Durchschnitt $49,9 \pm 2,8$ Arten auf 4 m^2 (Gefäßpflanzen, Flechten und Moose; Mittelwert der einschürigen Oktober/Julimahdflächen, $n = 15$). Bei den von DENGLER (2005) verglichenen Pflanzengesellschaften von Skandinavien bis Portugal wurden auf 4 m^2 mittlere Artenzahlen der oben genannten Pflanzengruppen von 14,5 bis 47,3 genannt, so dass die auf der Gräte erfassten Artenzahlen sogar über diesen Werten liegen.

KÖHLER et al. (2005) stellten für Blütenpflanzen fest, dass sich die von 1977 bis 1999 untersuchten Mahdvarianten positiv, Brache und Brennen dagegen negativ auf die Artenvielfalt und -zusammensetzung auswirkten. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen, dass dies nicht nur für die bei KÖHLER et al. (2005) betrachtete Maßstabsebene von 36 m^2 gilt, sondern auch für alle Flächengrößen von $0,01$ bis 16 m^2 . Bemerkenswert ist, dass sich der Einfluss der ehemaligen Bewirtschaftungsvarianten sogar fünf Jahre nach der Umstellung auf ein einheitliches Mahdregime noch nachweisen lässt. Ehemaliges Brennen und ehemalige Brache zeigen 2004 besonders bei kleinen Flächengrößen vergleichsweise geringe Artenzahlen, die die hohen Steigungswerte z dieser Flächen (siehe Abb. 3) bewirken.

Für Moose und Flechten, bei denen KÖHLER et al. (2005) einen negativen Einfluss des Brennens auf den Gesamtdeckungsgrad nachgewiesen hatten, wurde in der vorliegenden Untersuchung gezeigt, dass sich das von 1977 bis 1999 durchgeführte Brennen sehr negativ auf Artenzahl und Deckungsgrad auswirkte und dass dieser negative Einfluss durch Umstellung des Managements auf jährliche Herbstmahd noch nicht aufgehoben werden konnte. Ehemalige Brache führte ebenfalls zu einer dauerhaften Verminderung der Moos- und Flechtenartenzahl. Hier kam es zu einer Verschiebung hin zu mesophytischen Moos- und Flechtenarten, während trockenrasentypische Zielarten bisher kaum wieder einwandern konnten. VAN TOOREN et al. (1990) fanden dagegen bei Mahdversuchen in verbrachten Grasländern der Niederlande innerhalb von 10 Jahren eine deutliche Zunahme der Moosartenzahlen auch bei häufiger Mahd; dieser Befund wurde durch das Aufbrechen der dichten Streueschicht erklärt.

Signifikante Unterschiede zwischen den Artendiversitäten der verschiedenen ehemaligen Mahdvarianten konnten wie in der Untersuchung von KÖHLER et al. 2005 nicht festgestellt werden. Die in der Reihenfolge ehemalige jährliche Julimahd, zweijährige Julimahd und jährliche Oktobermahd abnehmenden Moosdeckungsgrade und -höhen bewirken im Gegensatz zur ehemaligen Brache eine geringere Beschattung und weniger Konkurrenz durch wuchsstarke

pleurokarpe Moose innerhalb der Moosschicht. Dies förderte trockenrasentypische Arten wie *Thuidium abietinum*, *Rhytidium rugosum*, *Campylium chrysophyllum*, *Fissidens cristatus*, *Ctenidium molluscum*, *Weissia brachycarpa* und *Cladonia sp.* Diese lichtbedürftigen Moose und Flechten können infolge der Entnahme der oberirdischen Phytomasse und der Streue durch die seit 2000 einheitliche Herbstmahd die Wuchszeit im Herbst und Frühjahr nutzen.

Die Anzahl niedrigwüchsiger Blütenpflanzenarten (siehe Tab. 2) ist auf den ehemaligen Oktobermahdflächen und den zweijährigen Mahdflächen geringer als auf den ehemals jährlich gemähten Julimahdflächen. Auch diese Arten, die aufgrund stärkerer Beschattung in den von 1977 bis 1999 spät bzw. selten gemähten Flächen verschwunden sind, konnten bisher nicht wieder einwandern. KÖHLER & GIGON (2001) fanden günstige Verhältnisse für niedrigwüchsige und immergrüne Arten auf den beiden einschürigen Flächen, aber ungünstige Bedingungen für Rosettenpflanzen auf den Oktobermahdflächen. Die Ergebnisse aus dem Jahr 2004 zeigen, dass die seit 2000 durchgeführte einheitliche Oktobermahd sich ebenfalls ungünstig auf diese Arten auswirkt.

Auffällig sind die im Vergleich zu den jährlich gemähten Flächen etwas höheren Moosartenzahlen (gesamt) auf den ehemals im zweijährigen Turnus gepflegten Flächen. Obwohl der Streuedeckungsgrad hier im Durchschnitt etwa 20 Prozent höher als auf den jährlich im Juli gemähten Flächen ist, profitiert die Moosartendiversität von der geringeren Störungsintensität. Vegetationsaufnahmen im Umfeld der Garchinger Heide zeigten diesem Befund entgegengesetzte Effekte (JESCHKE & KIEHL 2006), indem dort die erhöhte Störung die dichte Schicht pleurokarper Moose offenbar reduzierte. Allerdings sind auf den ehemals alle zwei Jahre gemähten Flächen der Gräte mesophytische Arten wie *Homalothecium lutescens* häufiger als auf den anderen Mahdflächen, d. h. Moose, die nach NEUMAYR (1971) die Entwicklung zu einer artenärmeren Moossynusie mit geringerem Lichtbedürfnis anzeigen. Das Vorkommen akrokarper Moose auf diesen Flächen ist auf die durch Feldmäuse geschaffenen Erdblößen zurückzuführen, die hier häufiger als bei den anderen Bewirtschaftungsmaßnahmen auftreten und für welche GIGON & LEUTERT (2003) einen positiven Einfluss auf die Artenvielfalt an Blütenpflanzen nachweisen konnten. Die etwas inhomogenere Zusammensetzung der bis 1999 nur alle zwei Jahre gemähten Flächen zeigt sich auch in den im Vergleich zu den anderen Pflegevarianten weiter gestreuten c-Werten der Aufnahmen (Abb. 3).

VI.5.2. Einflüsse des ehemaligen kontrollierten Brennens

Das ehemalige jährliche Brennen führte zu einer lang anhaltenden signifikanten Abnahme der Artendiversität und zwar nicht nur für Blütenpflanzen, sondern auch für Moose und Flechten. Obwohl das Management bereits fünf Jahre vor Durchführung der vorliegenden Untersuchung

auf einheitliche Herbstmahd umgestellt wurde, sind die Unterschiede zwischen Brandflächen und gemähten Flächen immer noch deutlich nachweisbar. Durch den frühen Brandtermin (Ende Februar/Anfang März) und das kontrollierte Abbrennen mit etwa 0,5 - 1,5 cm/s Fortschreiten der Brandfront lag die Zone der höchsten Temperatur (>640 °C) bei ca. 11 - 45 mm Höhe über dem Boden (KEEL 1995). Alle dort befindlichen oberirdischen Pflanzenteile wurden dadurch zerstört. Dies betraf vor allem Blütenpflanzen mit oberirdischen Speicherorganen, z. B. *Polygala* und *Hieracium*, deren Blätter häufig überwintern, sowie Moose und Flechten. Daher nahmen die Artenzahlen an Horst- und Rosettenpflanzen durch Brennen stark ab (vgl. auch KEEL 1995, KÖHLER et al. 2005). Zu Beginn der Versuche 1977 bestand wohl auf allen Flächen ein einheitliches Verhältnis zwischen den Matrixgräsern *Bromus erectus* und *Brachypodium rupestre*, das noch deutlich über dem im Jahre 2004 erhobenen Verhältnis auf den Mahdflächen von 2-3:1 lag (siehe KÖHLER 2001). Bis 2004 verschob sich dieses Verhältnis auf den Brache- und den Brandflächen zugunsten von *Brachypodium* auf 1:1,5 bzw. 1:7 (Werte der 4 m²-Flächen, Anhang 1). Während *Bromus* als Horstgras bei Mahd konkurrenzfähiger ist als *Brachypodium*, wird letzteres dank seiner unterirdischen Nährstoffspeicherung durch einen Brand während der Ruhephase kaum geschädigt. Durch die Zunahme von *Brachypodium* und die verschlechterten Lichtbedingungen durch Streue (vgl. KÖHLER 2001) und ungemähte Blütenpflanzen bzw. die negativen Einflüsse des Brennens veränderte sich die Vegetationsstruktur dahingehend, dass vor allem niedrigwüchsige bzw. Rosetten bildende Pflanzen aus den ehemaligen Brand- und Bracheflächen verschwanden. Dies zeigte sich in unserer Untersuchung vor allem bei den kleinen Aufnahmeflächen (Abb. 2). Die sehr hohen Steigungen (z) der Artenzahl-Fläche-Kurven auf den ehemaligen Brandflächen sind ebenfalls auf sehr geringe Artenzahlen bei kleinen Flächen zurückzuführen.

Da die Moose und Flechten auf den Flächen durchschnittlich 3,5 cm bzw. 4,5 cm Höhe erreichen, befanden sie sich in der heißesten Zone und wurden vollständig verbrannt oder doch zumindest stark geschädigt. Nach NEUMAYR (1971) und FRAHM (2001) können die vorkommenden Moose im Trockenzustand Temperaturen nur bis maximal 100 °C ertragen. Das jährliche Brennen mit viel höheren Temperaturen führt also zum völligen Verschwinden der Moos- und Flechtenvegetation. Die immer noch niedrigen Moosartenzahlen fünf Jahre nach Umstellung des Managements auf die eigentlich für Moose förderliche Oktobermahd (s. o.) zeigt, dass die Besiedlung z.B. mit Hilfe von Stengelbruchstücken regenerationsfreudiger pleurokarper Moose (*Thuidium abietinum*, *Homalothecium lutescens*, *Entodon concinnus*, *Thuidium philibertii*) und durch ruderales bzw. Pionierarten (*Brachythecium rutabulum*, *Weissia brachycarpa*), die sich durch Sporen ausbreiten, nur sehr langsam erfolgt. Bei den pleurokarpen Moosen, die den Hauptteil der Moosschicht bilden, treten im Gebiet kaum Sporogone auf, was bedeutet, dass sie weiter entfernte Standorte kaum erreichen können (TOOREN et al. 1990). All

dies erklärt die auch noch 5 Jahre nach Beendigung der Brandbewirtschaftung sehr geringen Moos-Deckungsgrade auf den Brandflächen und die besonders geringen Moos- und Flechtenartenzahlen bei kleinen Flächengrößen. Die seit fünf Jahren durchgeführte Mahd hat wohl durch die dabei erfolgte Verschleppung von Moos-Bruchstücken zur zwar spärlichen, aber zumindest bei größeren Flächen deutlichen Wiederbesiedlung der Brandflächen beigetragen.

VI.6.Schlußfolgerungen und Ausblick

Unsere Ergebnisse zeigen, dass Brennen und Brache für die Erhaltung artenreicher Kalkmagerrasen ungeeignet sind (vgl. KÖHLER et al. 2005) und zu einem dauerhaften Rückgang von Zielarten führen. Dieser kann innerhalb von fünf Jahren mit Herbstmahdbewirtschaftung nicht rückgängig gemacht werden. Die verschwundenen Arten schafften innerhalb von fünf Jahren nach Umstellung des Managements auf einschürige Oktobermahd noch nicht wieder neu einzuwandern, obwohl sie auf den direkt benachbarten Flächen der anderen Managementvarianten noch vorhanden waren. Damit zeigt sich, dass nicht nur die Fernausbreitung von Diasporen den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen limitiert (vgl. BAKKER & BERENDSE 1999), sondern dass sich Zielarten des Naturschutzes auch im Nahbereich oftmals nur sehr langsam ausbreiten, bzw. die Etablierung offenbar sehr schwierig ist.

Die jetzt durchgeführte Oktobermahd bewirkt zwar einen Rückgang der Rosettenpflanzen und niedrigwüchsigen Blütenpflanzen, ist aber zur Pflege der Moosschicht gut geeignet. Die auf den Flächen früher durchgeführte Julimahd fördert hingegen Rosettenpflanzen.

Daher ist die von LANGENAUER et al. (2000) und KÖHLER et al. (2005) vorgeschlagene Kombination verschiedener Mahdmethoden sicherlich eine geeignete Methode zur Erzielung einer möglichst großen Standorts- und damit Artendiversität in Halbtrockenrasen. Dabei sollten aber auch Moose und Flechten in die Planung miteinbezogen werden, denn sie machen z.B. in den Merishausener Flächen 20% der Artenvielfalt aus. Eine Mahd nur alle zwei Jahre ist aufgrund der Zunahme der häufigen, mesophytischen Moose langfristig nicht sinnvoll; denn dieses Management führt zur Verdrängung der selteneren kalkmagerrasentypischen Moosarten und zur Bildung artenarmer, homogener Moosbestände. Besonders wichtig für eine hohe Moos- und Flechtendiversität sind die Schaffung offener Bodenstellen, das Freilegen von unmittelbar anstehendem Gestein und die weitgehende Vermeidung der Entstehung einer dichten Streueschicht. Dies könnte beispielweise durch gelegentliches Rechen oder Eggen (nach der Mahd) erfolgen. Auch das Freistellen stärker geneigte Hangpartien, die noch einen höheren Anteil anstehenden Gesteins oder Gesteinsbruchstücke aufweisen, könnte für Moose und Flechten wertvolle Sonderstandorte liefern. Dies wäre für die in dieser Arbeit nicht untersuchten Flächen im "Grätental" (vgl. KÖHLER 2001) denkbar.

Literatur

- BAKKER, J. P. & BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. - *TREE* 14: 63-67.
- BERG, C., DENGLER, J., ABDANK, A. & ISERMANN, M. (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. - Weissdorn-Verlag, Jena.
- DENGLER, J. (2005): Zwischen Estland und Portugal - Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Phytodiversitätsmuster europäischer Trockenrasen. - *Tuexenia* 25: 387-405.
- DENGLER, J. (2007): Which function describes the species-area relationship best? - A review and empirical evaluation. - *Ecol. Letters*, in Druck.
- FRAHM, J. P. (2001): Die Biologie der Moose. - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- FRAHM & FREY, W. (1992): Moosflora. - Ulmer, Stuttgart.
- 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. & LEUTERT, A. (2003): Interaktionen zwischen der Feldmaus, *Microtus arvalis*, und 114 Pflanzenarten von Halbtrockenwiesen in der Nordschweiz. - *Berichte der Reinhold Tüxen-Gesellschaft* 15: 49-57.
- JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2006): Auswirkung von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artenzusammensetzung und Artendiversität von Blütenpflanzen und Kryptogamen in neu angelegten Kalkmagerrasen. - *Tuexenia* 26: 445-461.
- KEEL, A. (1995): Vegetationskundlich-ökologische Untersuchungen und Bewirtschaftungsexperimente in Halbtrockenwiesen (Mesobromion) auf dem Schaffhauser Randen. - Veröff. Geobot. Inst. ETH., Stiftung Rübel, Zürich. 124.
- KÖHLER, B. & GIGON, A. (2001): Role of particular plant traits determining vegetation changes in limestone grasslands differently managed for 21 Years. - In: KÖHLER, B. (2001): Mechanisms and extent of vegetation changes in differently managed limestone grasslands. - Diss. ETH. No. 14227: 43-68.
- 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., MÜLLER, T. & OBERDORFER, E. (1993): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil II: Sand- und Trockenrasen, Heide- und Borstgrasgesellschaften, alpine Magerrasen, Saum-Gesellschaften, Schlag- und Hochstaudenfluren. - Gustav Fischer Verlag, Jena.

- LANGENAUER, R., KÖHLER, B. & GIGON, A. (2000): Ergebnisse 20-jähriger Bewirtschaftungsversuche in Halbtrockenwiesen bei Merishausen. - Mitt. Nat.forsch. Ges. Schaffhausen 45: 37-47.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. (1999): Multivariate analysis of ecological data. - MjM Software, Oregon.
- NEBEL, M. & PHILIPPI, G. (Hrsg.) (2000): Die Moose Baden-Württembergs. Bd. I. Allgemeiner Teil; Spezieller Teil (Bryophytina I, Andreaeales bis Funariales). - Ulmer, Stuttgart.
- , - (Hrsg.) (2001): Die Moose Baden-Württembergs. Bd. II. Spezieller Teil (Bryophytina II, Schistostegales bis Hypnobryales). - Ulmer, Stuttgart.
- , - (Hrsg.) (2005): Die Moose Baden-Württembergs. Bd. III. Spezieller Teil (Bryophyta: Sphagnopsida, Marchantiophyta, Anthocerotophyta). - Ulmer, Stuttgart.
- NEUMAYR, L. (1971): Moosgesellschaften der südlichen Frankenalb und des Vorderen Bayerischen Waldes. - Hoppea 29: 1-364.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 8. Auflage. - Ulmer, Stuttgart.
- PEET, R. K., GLENN-LEWIN, D. C. & WOLF, J. W. (1983): Prediction of man's impact on plant species diversity. In: HOLZNER, W., WERGER, M. J. A. & IKUSIMA, I. (Eds.) (1983): Man's impact on vegetation. - Junk, The Hague, 41-54.
- POSCHLOD, P. & WALLISDEVRIES, M. F. (2002): The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands - lessons from the distant and present past. - Biol. Conserv. 104: 361-376.
- SCHLÄPFER, M., ZOLLER, H. & KÖRNER, C. (1998): Influence of mowing and grazing on plant species composition in calcareous grassland. - Botanica Helvetica 108: 57-67.
- 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.
- VERHOEVEN, K. J. F., SIMONSEN, K. L. & MCINTYRE, L. M. (2005): Implementing false discovery rate control: increasing your power. - Oikos 108: 643-647.
- WALLISDEVRIES, M. F., POSCHLOD, P. & WILLEMS, J. H. (2002): Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. - Biol. Conserv. 104: 265-273.
- WILLEMS, J. H. (2001): Problems, approaches, and results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. - Rest. Ecol. 9: 147-154.
- WIRTH, V. (1995): Die Flechten Baden-Württembergs. - Ulmer, Stuttgart.

Anhang 1: Einfluss der Bewirtschaftungsvarianten auf die Artenzusammensetzung der Blütenpflanzen. Angegeben sind Stetigkeiten und mittlere Deckungsgrade (%) auf den 4 m² Flächen (* = nur in 16 m² Flächen nachgewiesen). Zielarten sind fett gedruckt. Stetigkeitsklassen: V > 80 %, IV = 60-80 %, III = 40-60 %, II = 20-40 %, I < 20 %.

Artname	Kürzel	Mahd Juli	Mahd Oktober	Mahd Juli alle 2 Jahre	Brennen	Kontrolle (Dauerbrache)
Anzahl Aufnahmen	n	6	9	9	6	6
Deckungsgrad Streue	[%]	7,7 ± 2,0	10,0 ± 1,3	9,3 ± 2,2	13,8 ± 4,8	10,8 ± 1,8
Deckungsgrad Erde	[%]	2,8 ± 2,6	2,2 ± 1,0	3,6 ± 2,3	3,1 ± 1,5	5,7 ± 4,8
Deckungsgrad Blütenpflanzen	[%]	81,3 ± 1,6	80,6 ± 2,2	79,3 ± 2,8	81,0 ± 3,3	78,0 ± 2,2
Deckungsgrad Moose	[%]	38,3 ± 24,1	24,2 ± 13,2	41,3 ± 18,0	0,7 ± 0,7	14,0 ± 8,7
Deckungsgrad Flechten	[%]	0,1 ± 0,1	< 0,1	< 0,1	-	-
Nur bzw. mit höherem Deckungsgrad auf Mahdflächen						
Bromus erectus	broere	V (32,5)	V (24,0)	V (28,2)	V (6,7)	V (15,8)
Daucus carota	daucar	V (0,5)	V (0,3)	V (0,1)	II (< 0,1)	III (0,2)
Chrysanthemum leucanthemum	chrleu	V (1,1)	V (1,3)	V (0,5)	I (< 0,1)	III (0,1)
Lotus corniculatus	lotcor	V (0,5)	V (0,3)	V (0,4)	III (0,1)	I (0,1)
Scabiosa columbaria	scacol	V (0,4)	V (1,0)	V (0,7)	I (< 0,1)	II (< 0,1)
Plantago lanceolata	plalan	V (0,4)	IV (0,5)	V (0,3)	I (< 0,1)	I (< 0,1)
Carex ornithopoda	carorn	I (< 0,1)	V (0,2)	IV (0,1)	I (< 0,1)	I (< 0,1)
Dactylis glomerata	dacglo	IV (0,4)	IV (0,3)	IV (0,3)	II (0,2)	*
Leontodon hispidus	leohis	V (2,4)	V (3,1)	IV (3,4)		*
Polygala amarella	polama	III (< 0,1)	I (< 0,1)	II (< 0,1)		*
Hieracium pilosella	hiepil	IV (2,9)	III (0,1)	III (0,1)		
Onobrychis viciifolia	onovic	IV (1,0)	III (0,3)	II (0,6)		
Anthyllis vulneraria	antvul	V (0,7)	*	IV (0,7)		
Hieracium piloselloides	hiepis	III (0,1)		I (< 0,1)		
Pinus sylvestris	pinsyl	I (< 0,1)		I (< 0,1)		
Nur bzw. mit höherem Deckungsgrad auf jährlich gemähten Flächen						
Centaurea jacea	cenjac	IV (5,0)	IV (0,4)	III (0,2)	III (0,1)	I (0,2)
Asperula cynanchica	asp cyn	I (< 0,1)	III (< 0,1)			
Carlina simplex	carsim	V (1,0)		I (0,1)	I (< 0,1)	
Phyteuma sp.	physsp		I (< 0,1)			
Clinopodium vulgare	clivul		I (0,1)			
Fragaria vesca	fraves	III (0,3)				I (< 0,1)
Lathyrus heterophyllus	lathet	*	*			
Mit höherem Deckungsgrad auf Brand- und Brachefflächen						
Brachypodium rupestre	brarup	V (9,2)	V (11,6)	V (12,2)	V (45,2)	V (23,8)
Primula columnae	pricol	IV (0,3)	V (0,3)	IV (0,2)	V (1,8)	V (1,2)
Poa pratensis ssp. angustifolia	poapan	II (0,4)	III (0,1)	III (0,1)	V (3,9)	V (4,9)
Galium album	galalb	I (< 0,1)	I (< 0,1)		III (0,1)	IV (0,2)
Nur auf Brandflächen						
Melampyrum arvense	melarv				III (0,1)	
Silene vulgaris	silvul				I (< 0,1)	
(Fast) nur auf Brachefflächen						
Euphorbia verrucosa	eupver		*		*	III (0,8)
Orchis militaris	orc mil					I (< 0,1)
Dianthus carthusianorum	diacar			*		I (< 0,1)
Ligustrum vulgare	ligvul					I (4,7)
Viburnum opulus	vibopu					I (0,2)
Sorbus torminalis	sortor					*
Fehlend bzw. mit geringerer Deckung auf Brandflächen						
Sanguisorba minor	sanmin	V (1,3)	V (2,6)	V (0,9)	V (< 0,1)	V (1,4)
Linum catharticum	lincat	V (< 0,1)	V (< 0,1)	V (< 0,1)	I (< 0,1)	V (< 0,1)
Festuca rupicola	fesovi	V (1,0)	V (1,4)	V (1,1)	I (0,1)	III (1,1)
Hippocrepis comosa	hipcom	V (0,5)	III (0,2)	IV (0,4)	*	III (0,1)
Fehlend bzw. mit geringerer Deckung auf Brachefflächen						
Prunella grandiflora	prugra	V (2,7)	V (3,7)	V (2,4)	V (2,7)	V (1,2)
Carex flacca	carfla	V (2,0)	V (2,1)	V (2,1)	V (2,8)	V (0,9)
Ononis repens	onorep	V (4,2)	IV (2,8)	V (5,2)	V (1,9)	II (0,2)
Polygala comosa	polcom	III (< 0,1)	IV (0,1)	V (0,1)	IV (< 0,1)	I (< 0,1)
Plantago media	plamed	V (0,9)	V (1,0)	V (1,8)	V (1,0)	*
Arten, die in allen Managements ähnliche Stetigkeiten und Deckungsgrade aufweisen						
Aster amellus	astame	V (3,8)	V (3,9)	V (5,9)	V (2,8)	V (3,7)
Salvia pratensis	salpra	V (3,1)	V (3,2)	V (2,2)	V (3,3)	V (3,6)
Carex caryophylla	carcar	V (0,5)	V (0,8)	V (0,7)	V (0,9)	V (0,4)
Achillea millefolium	achmil	V (0,5)	V (0,4)	V (0,2)	V (0,6)	V (0,6)
Trifolium medium	trimed	IV (0,9)	V (5,1)	V (3,0)	V (3,2)	V (4,3)
Knautia arvensis	knaarv	V (0,6)	V (1,3)	V (0,6)	IV (0,3)	V (0,5)
Euphorbia cyparissias	eupcyp	V (0,3)	V (1,8)	IV (0,7)	V (0,2)	V (0,4)
Bupthalmum salicifolium	bupsal	IV (0,4)	V (0,9)	V (0,5)	IV (0,8)	V (1,1)
Medicago falcata	medfal	IV (0,3)	V (0,4)	V (0,7)	V (0,2)	IV (0,7)
Pimpinella saxifraga	pimsax	IV (0,1)	V (0,2)	IV (0,2)	V (0,2)	V (0,6)
Medicago lupulina	medlup	IV (0,1)	IV (0,1)	V (0,2)	V (0,2)	V (< 0,1)

Artname	Kürzel	Mahd Juli	Mahd Oktober	Mahd Juli alle 2 Jahre	Brennen	Kontrolle (Dauerbrache)
Campanula rotundifolia	camrot	IV (0,1)	V (0,1)	V (0,1)	V (<0,1)	IV (0,1)
Potentilla heptaphylla	pothep	V (0,2)	V (0,3)	V (0,2)	III (0,1)	IV (0,1)
Rhinanthus minor	rhimin	V (1,4)	V (1,2)	III (0,5)	III (0,4)	V (1,3)
Peucedanum cervaria	peucer	III (0,2)	IV (0,5)	V (0,6)	III (0,4)	III (1,3)
Briza media	brimed	V (0,2)	IV (0,1)	III (<0,1)	IV (0,1)	II (0,1)
Arrhenatherum elatius	arrela	III (0,3)	II (0,1)	III (0,5)	IV (0,2)	V (0,4)
Galium verum	galver	III (0,3)	IV (0,9)	III (0,4)	III (1,1)	III (0,3)
Hypericum perforatum	hypper	III (1,0)	IV (0,4)	II (<0,1)	II (<0,1)	IV (0,1)
Ranunculus bulbosus	ranbul	IV (0,1)	III (<0,1)	IV (<0,1)	I (<0,1)	II (<0,1)
Centaurea scabiosa	censca	II (0,2)	III (1,2)	I (0,2)	II (0,3)	IV (1,0)
Viola hirta	viohir	I (<0,1)	II (0,1)	II (<0,1)	IV (0,1)	III (0,2)
Sonstige Arten						
Picris hieracioides	pichie		IV (0,4)	II (<0,1)	III (0,1)	
Trifolium pratense	tripra	IV (0,3)	I (<0,1)	II (<0,1)		I (<0,1)
Seseli libanotis	seslib		II (0,1)	I (0,1)	II (0,1)	III (0,3)
Crataegus monogyna	cramon	I (<0,1)	II (<0,1)	I (<0,1)	I (<0,1)	I (<0,1)
Vicia cracca	viccra	III (0,1)		I (<0,1)	*	II (<0,1)
Thymus pulegioides	thypul	III (0,4)	*			II (<0,1)
Orobanche caryophyllacea	orocar		II (<0,1)	I (<0,1)	II (<0,1)	*
Listera ovata	lisova	I (<0,1)				II (0,1)
Avenula pubescens	avepub	I (0,1)			I (<0,1)	
Taraxacum officinale	taroff		I (<0,1)	I (<0,1)		I (<0,1)
Rosa sp.	rossp		II (0,6)		I (<0,1)	
Fraxinus excelsior	fraexc		I (<0,1)			I (0,1)
Arabis hirsuta	arahir		I (<0,1)	*	*	I (<0,1)
Ophrys insectifera	ophins			II (<0,1)		I (<0,1)
Lathyrus pratensis	latpra			I (<0,1)	II (<0,1)	
Rhamnus cathartica	rhasp			I (<0,1)		

Anhang 2: Einfluss der Bewirtschaftungsvarianten auf die Artenzusammensetzung von Moosen und Flechten. Angegeben sind Stetigkeiten und mittlere Deckungsgrad (%) auf den 4 m² Flächen (* = nur in 16 m² Flächen nachgewiesen). Zielarten sind fett gedruckt (Kürzel für Stetigkeiten siehe Anhang 1).

Artname	Kürzel	Mahd Juli	Mahd Oktober	Mahd Juli alle 2 Jahre	Brennen	Brache
Anzahl Aufnahmen	n	6	9	9	6	6
Nur bzw. mit höherem Deckungsgrad auf Mahdflächen						
Thuidium abietinum	thuabi	V (28,2)	V (11,7)	V (18,5)	V (<0,1)	II (<0,1)
Cladonia furcata	clafur	V (0,1)	IV (0,1)	II (0,1)		
Ctenidium molluscum	ctemol	II (0,4)	IV (0,6)	IV (0,8)		
Rhytidium rugosum	rhyrug	III (0,1)	III (0,1)	III (0,9)	*	
Radula complanata	radcom		II (<0,1)	I (<0,1)		
Nur bzw. mit höherem Deckungsgrad auf jährlich gemähten Flächen						
Cladonia pyxidata	clapyx		I (<0,1)			
Hylocomium splendens	hylspl	I (<0,1)				*
Nur bzw. mit höherem Deckungsgrad auf alle zwei Jahre gemähten Flächen						
Homalothecium rutescens	homlut	V (2,3)	V (3,4)	V (12,1)	IV (<0,1)	V (3,5)
Verrucaria sp.	versp			II (<0,1)		
Eurhynchium hians	eurhia			I (<0,1)		
Nur bzw. mit höherem Deckungsgrad auf Bracheflächen						
Scleropodium purum	sclpur	I (<0,1)		II (<0,1)		III (2,3)
Lophocolea bidentata	lopbid		*			II (<0,1)
Arten, die in allen Managements ähnliche Stetigkeitswerte und Deckungsgrade erreichen						
Fissidens cristatus	fistax	V (0,5)	V (0,2)	V (0,6)	V (0,2)	IV (0,3)
Weissia brachycarpa	weibra	II (0,1)	II (0,4)	II (<0,1)	V (0,5)	V (0,7)
Entodon concinnus	entcon	IV (2,2)	V (0,5)	V (0,4)	IV (<0,1)	V (2,3)
Thuidium philibertii	thuphi	V (7,7)	V (8,0)	V (7,2)	IV (<0,1)	V (4,7)
Sonstige Arten						
Plagiomnium affine	plaafl	I (<0,1)	III (<0,1)	IV (0,1)		V (0,5)
Brachythecium rutabulum	brarut	III (0,1)	I (<0,1)		V (<0,1)	III (0,1)
Bryum caespitium	brycae		I (<0,1)	I (<0,1)		*
Campyllum chrysophyllum	camchr		*	*		I (<0,1)

VII.Box 1: Vergleich der Altheideflächen mit angrenzenden Bodenabtragsflächen im Umfeld des NSG "Kissinger Heide"

Direkt angrenzend an die Altheideflächen (bezeichnet hier alte Magerrasen, die vermutlich während der letzten Jahrhunderte nie umgebrochen wurden) des Naturschutzgebietes "Kissinger Heide" im Süden von Augsburg wurden 1995 neue Kalkmagerrasenflächen angelegt. Dazu wurde der Oberboden bis auf den anstehenden Kalkschotter entfernt und Mähgut aus dem Naturschutzgebiet aufgebracht. Im Sommer 2005 wurden Probeflächen im Naturschutzgebiet und auf den neu angelegten Kalkmagerrasen untersucht, um die Effizienz der Maßnahmen zu beurteilen und die Vegetationsentwicklung darzulegen (siehe Kap. I. 7).

Die Bodenabtragsflächen im Umfeld des NSG "Kissinger Heide" wiesen nach 10 Jahren Entwicklung eine magerrasentypische Vegetation auf, die bei mittelgroßen und großen Flächengrößen (ab 1 m²) artenreicher (Gesamtartenzahl) war als die Altheideflächen innerhalb des NSG (siehe Abb. 4). Insgesamt konnten auf acht Flächen von 100 m² 190 Arten (133 Gefäßpflanzen, 29 Moose und 28 Flechtenarten) nachgewiesen werden. Als Maximalwert wurden auf einer 100 m²-Fläche mit Bodenabtrag 111 Arten (73 Gefäßpflanzen, 17 Moose und 21 Flechten) auf 100 m² gefunden.

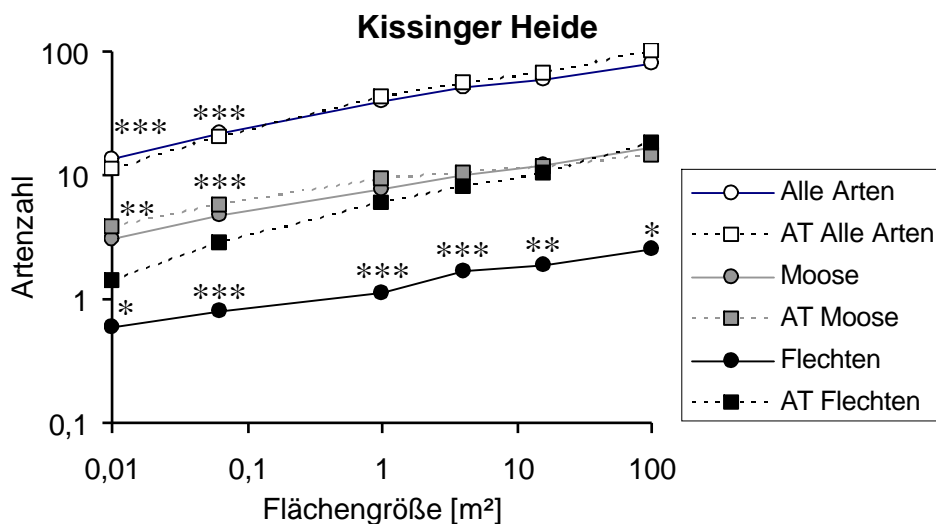


Abbildung 4: Mittlere Artenzahl-Flächengröße-Kurven der Gesamtarten, Moose und Flechten auf den Altheide- und Oberbodenabtragsflächen der Kissinger Heide. (AT = Oberbodenabtrag). Signifikante Unterschiede zwischen den Artenzahlen der jeweiligen Pflanzengruppe für Altheide und Abtrag sind dargestellt (* = p<0,05; ** = p<0,01; *** = p<0,001).

Bei kleinen Flächengrößen ($A < 1 \text{ m}^2$) weist die Abtragsfläche signifikant niedrigere Gesamtartenzahlen auf als die Altheidefläche, darüber höhere Werte als diese (Mittelwerte aus $n = 4$). Die Moosartenzahlen auf den Flächen verhalten sich reziprok zu den Gesamtarten.

Unterhalb von 16 m² sind die Abtragsflächen artenreicher (signifikant für $A < 1 \text{ m}^2$), ab 16 m² die Altheideflächen. Da die Altheidebestände deutlich weniger freie Stellen und fast keine freiliegende Steine aufweisen, sind die Abtragsflächen auf allen Flächengrößen signifikant artenreicher an Flechten als diese. Dies trägt ebenfalls zur höheren Gesamtartenzahl der Abtragsflächen bei größeren Probeflächen bei.

Die noch nicht gänzlich abgeschlossene Besiedlung auf den Abtragsflächen ist aus dem Kurvenverlauf ersichtlich: Die sich daraus ergebende höhere Steigung der Regressionsgraden (dargestellt in Kapitel VIII.2) weist auf eine noch ungleichmäßige Verteilung der Arten auf der Bodenabtragsfläche hin. Die kleinräumige Matrix der Altheiden konnte sich noch nicht einstellen, was zu einer geringeren Artenzahl der kleinen Flächen führt. Außerdem ist der Konkurrenzdruck durch die an Trockenheit angepassten Magerrasenarten noch nicht so hoch, dass mesophytische Arten oder Saumarten verdrängt worden sind, wodurch sich die höheren Artenzahlen bei größeren Flächengrößen erklären (siehe Kapitel III).

Auf den Altheideflächen dominieren die xerophytischen pleurokarpen Moose *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* und *Rhytidium rugosum*, während auf den Abtragsflächen hygisch anspruchsvollere Arten (v. a. *Entodon concinnus* und *Thuidium philibertii*) und *Thuidium abietinum* vorkommen. NEUMAYR (1971) bezeichnet die von den letztgenannten Arten dominierte Moosgesellschaft als hinsichtlich Licht und Trockenheit weniger extrem. Die typischen Trockenrasenarten sind hier ebenfalls mit geringen Mächtigkeiten vertreten, was zusammen mit den mesophytischen und ruderalen Moosarten zu den höheren Artenzahlen bei kleinen Flächengrößen führt. Die bei großen Aufnahmeflächen höheren Moosartenzahlen im Naturschutzgebiet sind durch die seltenen Offenstellen zu erklären, die in kleinen Aufnahmeflächen sehr selten, bei großen aber regelmäßig mit erfasst werden. Hier können sich Pionierarten ansiedeln, die dann zu höheren Artenzahlen führen.

Die durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen Bodenabtrag und Mahdgutauftrag haben zur Entwicklung eines Kalkmagerrasens geführt, der sich in seiner Zusammensetzung aber noch deutlich von der Zielvegetation im Naturschutzgebiet unterscheidet. Die Besiedlung geeigneter Bodenstellen ist noch nicht abgeschlossen, zudem wurden manche Arten nicht übertragen. Es ist aber anzunehmen, dass die Abtragsflächen im Laufe der Zeit den Heidebeständen immer ähnlicher werden. Auf den Abtragsflächen kann auch auf lange Sicht (50-100 Jahre) die Kryptogamenschicht artenreicher und mit stärkerer Deckung vertreten sein als auf den Flächen des Naturschutzgebietes, wie die Entwicklung auf ähnlichen Flächen (Rollfeld der Garchinger Heide) gezeigt hat (siehe Kap. II und KIEHL & JESCHKE 2005).

VIII. Box 2: Vergleich der untersuchten Kalkmagerrasen

In diesem Kapitel werden die in den Kapiteln II, III, VI und VII einzeln dargestellten Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen an den drei Standorten Garchinger Heide, Kissinger Heide und Merishausener Gräte miteinander verglichen. Da aus den Beobachtungen in einem örtlich eng begrenzten Gebiet nur bedingt großräumig gültige Aussagen gezogen werden können, kann der folgende Vergleich mehrerer Gebiete weniger detaillierte, aber zumindest für Kalkmagerrasen des süddeutschen Raumes aussagekräftigere Ergebnisse liefern.

VIII.1. Vergleich der Naturschutzgebiete ("Altheiden")

Aufgrund des angestrebten Vergleiches der Vegetation von Altheide und Rollfeld im Naturschutzgebiet "Garchinger Heide" wurden drei von vier Aufnahmeflächen innerhalb der "Altheide" (100 m² und Subflächen) in unmittelbarer Nähe (ca. 5-10 m) des Rollfeldes angelegt. Dadurch wurden in zwei Flächen artenärmere, streureiche Bestände erfasst, die in ihren Artenzahlen deutlich hinter anderen Flächen des NSG "Garchinger Heide" zurückblieben. Zudem wurden die Aufnahmen in der Garchinger Heide ("Altheide") Ende August/Anfang September 2003 durchgeführt, so dass evtl. einige Arten schon verschwunden waren bzw. in diesem sehr trockenen Jahr gar nicht oberirdisch auftraten. Zur Kompensation dieser Einflüsse wurden im Frühjahr 2004 alle Flächen nachgeprüft und evtl. übersehene Arten erhoben. Diese Nachkontrolle im Frühjahr fand auf allen erhobenen Flächen statt. Allerdings treffen die im Folgenden gezeigten Ergebnisse auch auf die in artenreichen Bereichen der Garchinger Heide gemachten Untersuchungen zu, so dass zwar die Unterschiede zwischen den Heiden etwas geringer ausfallen würden, die Kernaussagen aber die selben wären.

Die Altheidestandorte innerhalb der Naturschutzgebiete unterscheiden sich bezüglich ihrer Artenzahlen deutlich voneinander (siehe Abb. 5). Werden alle Arten betrachtet, so sind sowohl die Altheideflächen der Kissinger Heide als auch die einschürigen Flächen der Merishausener Gräte bei allen Flächengrößen signifikant artenreicher als die Altheideflächen der Garchinger Heide (siehe Tab. 1). Selbst das Rollfeld ist bei allen Flächengrößen signifikant artenärmer als die Kissinger Heide und meist auch als die Merishausener Gräte (hochsignifikant bei allen gemeinsamen Flächengrößen außer 16 m²). 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. Durch den hohen Anteil an offenen Bodenstellen ist das Rollfeld bei allen Flächengrößen signifikant reicher an Flechtenarten als die anderen

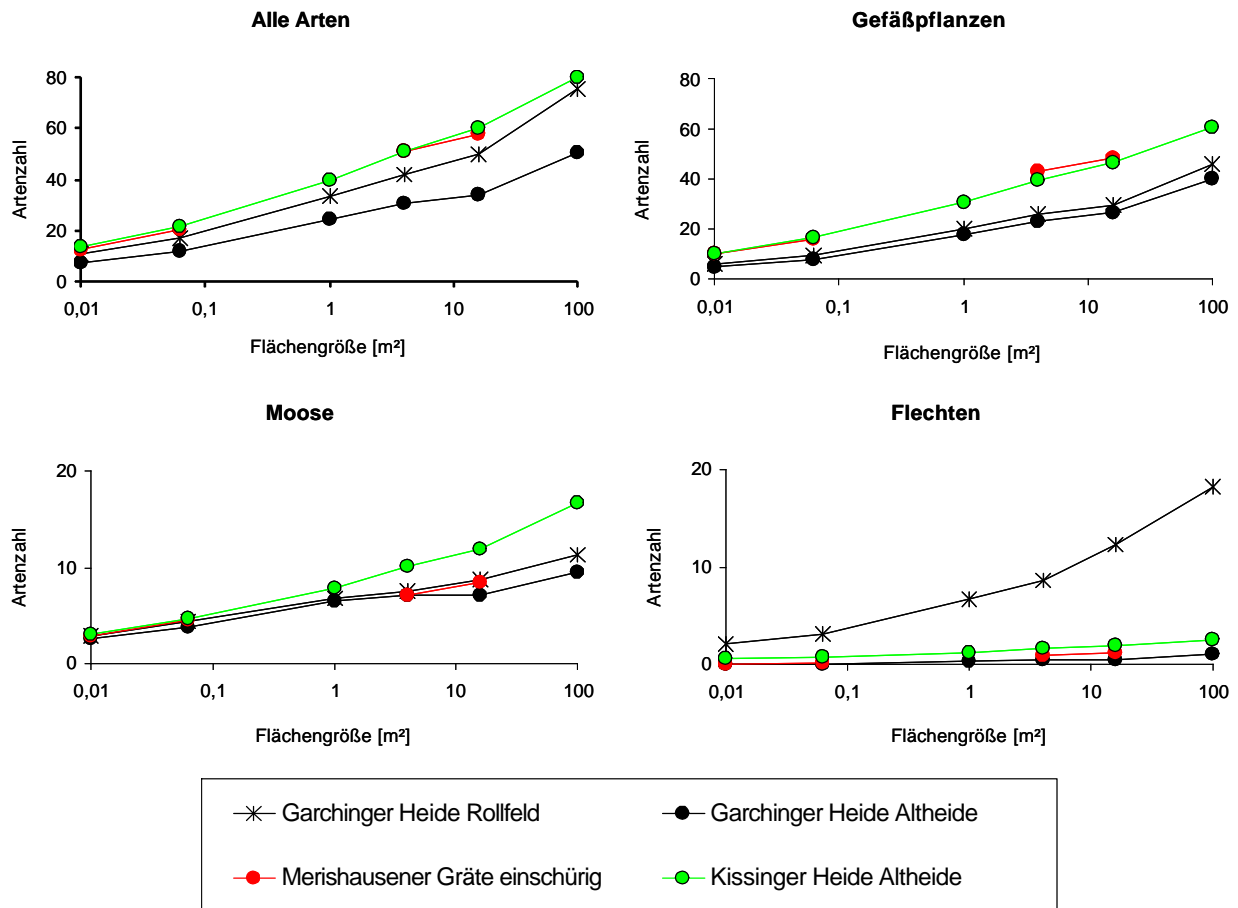


Abbildung 5: Vergleich der untersuchten Naturschutzgebiete ("Altheiden") und des Rollfeldes auf der Garching Heide. Dargestellt sind Artenzahl - Flächengröße - Kurven von Gesamtarten, Moosen und Flechten in halblogarithmischer Form. In der Merishausener Gräte wurden keine Flächen von 1 m² bzw. 100 m² erfasst.

Standorte. Die Kissinger Heide weist bei allen Flächengrößen unter 100 m² signifikant höhere Flechtenartenzahlen auf als die Garching Heide und bei allen Flächen unter 16 m² signifikant höhere als die Flächen der Merishausener Gräte.

Die Kryptogamen haben in allen Untersuchungsgebieten einen hohen Anteil an der Artenvielfalt der Standorte (Tab. 2). Während die Anteile der Moosarten am Gesamtartenspektrum mit der Flächengröße abnehmen, nimmt der Anteil der Flechtenarten zu. Eine Ausnahme bildet hier die Kissinger Heide, bei der die wenigen vorkommenden Flechtenarten durch die niedrige Bestandshöhe überall im Bestand vorkommen und daher auch in den kleinen Aufnahmen mit hohen Stetigkeiten vertreten sind. Da bei größeren Flächen kaum neue Flechtenarten hinzutreten, nimmt der Anteil der Flechtenarten an der Gesamtartenzahl hier ab. Obwohl die Moosartenzahlen in der Garching Heide unter denen der beiden anderen Magerrasen liegt, sind durch die niedrigen Gefäßpflanzenartenzahlen die Moosanteile an der Gesamtartenzahl deutlich höher. Der Anteil der Kryptogamen am Gesamtartenspektrum liegt auf dem Rollfeld je nach Flächengröße zwischen 39 und 46 Prozent und macht damit fast die Hälfte der Arten aus.

Tab. 1: Signifikanzniveaus der Unterschiede zwischen den untersuchten Naturschutzgebieten und des Rollfeldes der Garchinger Heide, aufgeschlüsselt nach Pflanzengruppen (GH = "Altheide" im NSG "Garchinger Heide, KH = NSG "Kissinger Heide", MG = NSG "Merishausener Gräte", RF = "Rollfeld" im NSG "Garchinger Heide"; * : p<0,05; ** : p<0,01; *** : p<0,001)

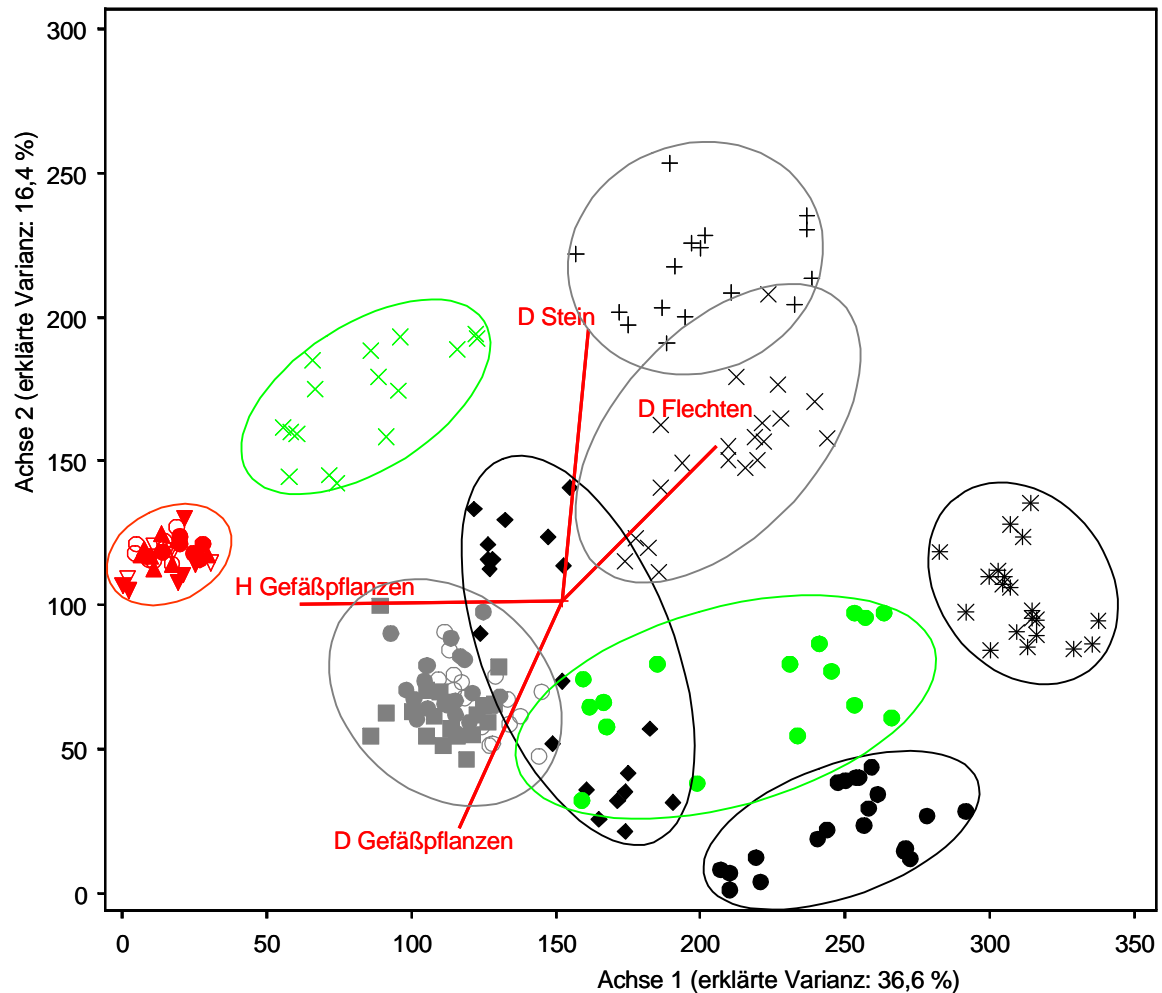
		Alle Arten			Gefäßpflanzen			Moose			Flechten		
		GH	KH	MG	GH	KH	MG	GH	KH	MG	GH	KH	MG
100 m ²	RF	*	ns	-	ns	**	-	ns	**		*	*	
	GH		*			***	-		***			ns	
16 m ²	RF	***	**	ns	ns	***	**	ns	**	ns	***	***	**
	GH		***	***		***	***		***	ns		*	ns
	KH			ns			ns			**			ns
4 m ²	RF	***	***	***	ns	***	***	ns	**	ns	***	***	***
	GH		***	***		***	***		**	ns		***	ns
	KH			ns			ns			**			**
1 m ²	RF	***	***		ns	***		ns	ns		***	***	
	GH		***			***			ns			**	
0,0625 m ²	RF	***	***	***	**	***	***	*	ns	ns	***	***	***
	GH		***	***		***	***		**	*		***	ns
	KH			ns			ns			ns			***
0,01 m ²	RF	***	***	***	***	***	***	ns	ns	***	***	***	***
	GH		***	***		***	***		*	***		***	ns
	KH			ns			ns			**			***

Tabelle 2: Anteil der Moosarten (fett) und Flechtenarten (in Klammern) an der Gesamtarten-zahl in den Altheidebeständen und auf dem Rollfeld der Garchinger Heide

Flächengröße (m ²)	0,01	0,0625	1	4	16	100
Garchinger Heide Rollfeld	26,5 (19,1)	25,9 (18,4)	20,1 (19,7)	18,1 (20,7)	17,5 (24,4)	15,0 (24,2)
Garchinger Heide Altheide	35,1 (0,0)	32,3 (0,6)	26,5 (1,5)	23,2 (1,6)	20,9 (1,5)	18,7 (2,0)
Merishausener Gräte einschürig	22,7 (0,2)	21,9 (0,8)		14,0 (1,7)	14,6 (2,1)	
Kissinger Heide Altheide	22,2 (4,4)	21,6 (3,6)	19,7 (2,8)	19,8 (3,3)	19,7 (3,1)	20,9 (3,1)

VIII.2. Vergleich aller aufgenommenen Flächen

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. Die ersten beiden Achsen der DCA erklären 53 % der Varianz des Datensatzes (1. Achse: 36,6 %, 2. Achse: 16,4 %). Mit der ersten Achse korreliert positiv die Flechtendeckung (Pearsons r = 0,55) und negativ die maximale Höhe der Gefäßpflanzen (r = -0,72) und ebenfalls die Flechtendeckung (r = 0,56), mit der zweiten Achse positiv die Deckung der Steine (r = 0,74) und negativ die Gefäßpflanzendeckung (r = -0,67). Die



	ohne Abtrag		mit Abtrag
NSG „Garchinger Heide“	● Altheide	◆ Alter Acker	* Rollfeld
Renaturierungsflächen	● Mahd 1/a	○ Mahd 2/a	× Abtrag 1993
Garchinger Heide	■ Beweidung		+ Abtrag 1991 (NWS)
Kissinger Heide	● Altheide		× Abtrag 1995
Merishausener Gräte	● Julimahd 1/a	○ Oktobermahd 1/a	
	▲ Julimahd 2a	▼ Brennen	▽ Brache

Abb. 6: Detrended Correspondence Analysis (DCA) der 4 m² - Flächen aller Varianten und Gebiete (GH = Garchinger Heide (schwarz und blau), KH = Kissinger Heide (grün), MG = Merishausener Gräte (rot))

Flächen der Merishausener Gräte stehen deutlich abgesetzt und eng begrenzt am linken Abbildungsrand. Deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Pflegemaßnahmen sind in dieser Darstellung nicht auszumachen, wurden aber in Kapitel VI abgehandelt. Die Altheideflächen von Kissinger und Garchinger Heide stehen im unteren Bereich der Abbildung, die Abtragsflächen im oberen Bereich. Die Renaturierungsflächen der Garchinger Heide ohne Bodenabtrag finden sich eng begrenzt im unteren linken Bildbereich und zeigen floristische Ähnlichkeit mit den Halbtrockenrasen der Merishausener Gräte. Die Flächen des Rollfeldes der Garchinger Heide liegen in der Nähe der Altheideflächen am rechten Abbildungsrand. Dabei gleichen sich die Auswirkungen von Bodenabtrag und Mahdgutaufbringung bei Kissinger und Garchinger Heide.

Die artenreichsten Flächen bei größeren Flächengrößen waren die Abtragsflächen der Kissinger Heide (im Durchschnitt Gesamtarten/Gefäßpflanzenarten 100 m²: 100/67 Arten; 16 m²: 66/44 Arten; 4 m²: 56/37 Arten; 1 m²: 43/28 Arten), gefolgt von den Abtragsflächen des Nordwestsammlers nahe der Garchinger Heide (100 m²: 90/56 Arten; 16 m²: 61/34 Arten; 4 m²: 47/25 Arten; 1 m²: 34/18 Arten). Bei kleinen Flächengrößen waren aber die Altheideflächen am artenreichsten, allen voran die Oktobermahdflächen der Merishausener Gräte (Gesamtarten/Gefäßpflanzenarten 0,0625 m²: 22/18; 0,01 m²: 14/11) und die Flächen im NSG "Kissinger Heide" (1 m²: 40/31; 0,0625 m²: 22/16; 0,01 m²: 14/10).

Vergleicht man die c- und z-Werte der Regressionsgeraden der Gesamtartenzahlen (Powerfunktion: $S = c \cdot A^z$ mit $S = \text{Artenzahl}$ und $A = \text{Flächengröße}$), so ist c (Artenzahl auf 1 m²) bei den Altheideflächen und den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag im Gebiet der Garchinger Heide am niedrigsten (Abb. 7). Nur die Brennen- und Bracheflächen der Merishausener Gräte erreichen ähnlich niedrige Werte. Vermutlich wären die Altheideflächen der Garchinger Heide aber weiter rechts in der Grafik angeordnet, da bei den Aufnahmen sehr artenarme Bestände erfasst wurden (siehe Beschreibung am Anfang von Kap. VIII.1). Hohe c-Werte zeigen einen hohen Artenreichtum bei mittleren Flächengrößen auf, was für die Abtragsflächen der Garchinger

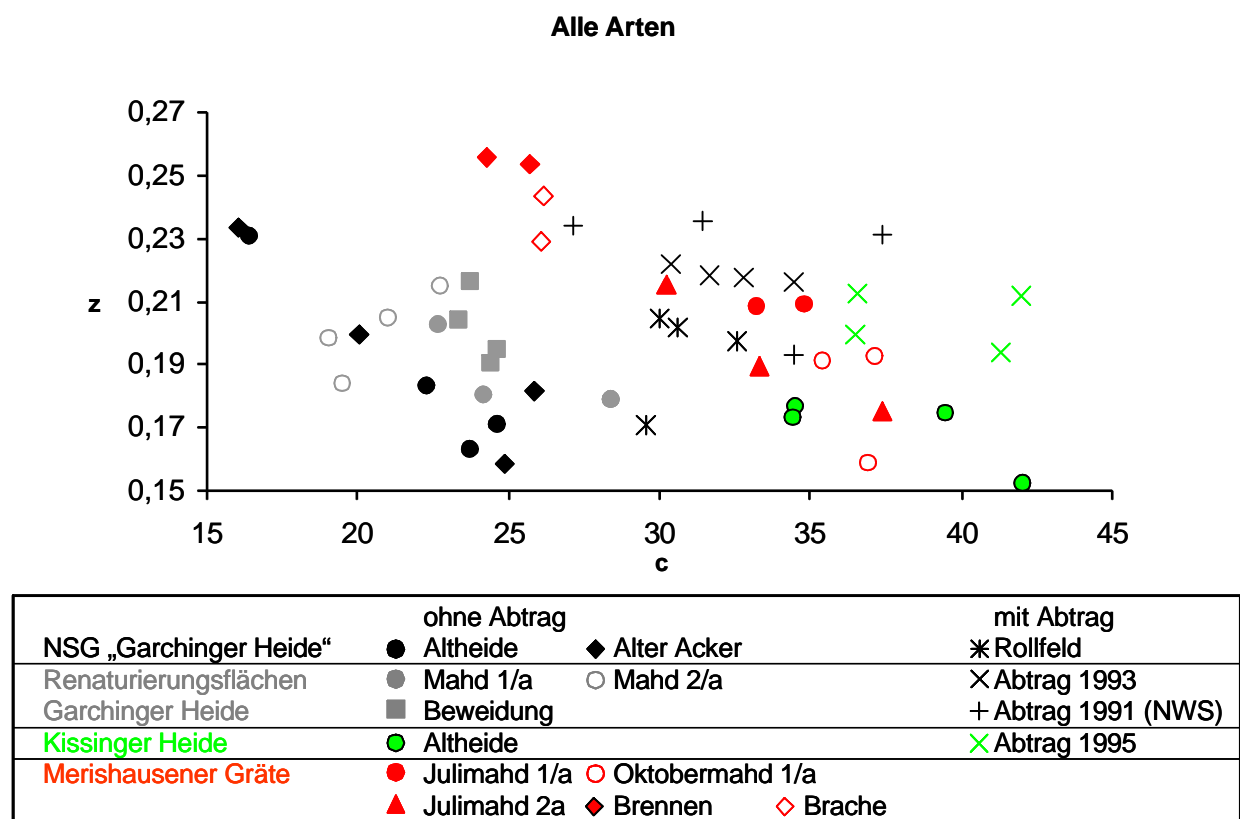


Abbildung 7: c - und z - Werte der Regressionsgeraden (Powerfunktion $S = c \cdot A^z$ mit $S = \text{Artenzahl}$ und $A = \text{Flächengröße}$) für alle Artengruppen. Jeder Punkt stellt ein nested plot von 0,01 m² bis 100 m² (Gräte nur 16 m²) dar.

Heide (einschließlich Rollfeld), die Mahdflächen der Merishausener Gräte, und vor allem die Flächen der Kissinger Heide zutrifft. Höhere Werte der Steigung z sprechen für entweder niedrige Artenzahlen bei kleinen Flächengrößen oder sehr hohe Artenzahlen bei hohen Flächengrößen bzw. einer Kombination dieser Punkte. Daher weisen die Abtragsflächen höhere Steigungen auf als die Altheidefläche und zwar aufgrund der vorher genannten Kombination beider Punkte. Die hohen z -Werte auf den Brennen- und Bracheflächen der Merishausener Gräte sind dagegen ausschließlich auf die Artenarmut bei kleinen Flächengrößen zurückzuführen. Die relativ niedrigen z -Werte der Altheidebestände der Kissinger Heide kommen durch hohe Artenzahlen auf kleinen Flächengrößen zustande. Die beiden Flächen der Garchinger Heide mit sehr niedrigem c - und recht hohem z -Wert stellen "verfilzte" Bestände mit sehr geringen Artenzahlen auf kleinen bis mittleren Flächengrößen dar, in denen sich aufgrund der bis 2003 durchgeführten Streifenmahd (Mahd jedes Streifens alle zwei Jahre) Streu akkumuliert hatte.

IX. Abschlussdiskussion

IX.1. Artenreichtum in den untersuchten Kalkmagerrasen

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 auftretender - Lücken begründet (GIGON & LEUTERT 1996, GIGON & RYSER 2000, DENGLER 2005). Die untersuchten Kalkmagerrasen sind auch deshalb artenreicher als z. B. Kalkmagerrasen in Norddeutschland (siehe DENGLER et al. 2005), da der Artenpool in Süddeutschland durch das Vorhandensein submediterraner, dealpiner und pontischer (Garching Heide (siehe LIPPERT 1989, RÖDER et al. 2006), Kissinger Heide) bzw. westlicher Arten (Merishausener Gräte) deutlich größer ist.

Die Garching Heide wies die geringsten Artenzahlen der drei untersuchten Altheidebestände auf. Mögliche Einflüsse eines späten Aufnahmezeitpunktes im trockenen Sommer 2003 wurden bereits in Kapitel VIII erläutert. In der Garching Heide wurde bis vor wenigen Jahren eine Streifenmahd angewendet, die jedes Jahr nur die Hälfte aller Streifen mähte. Dies entsprach einer Mahd alle zwei Jahre, die zur Bildung einer dichten Streuschicht und zur Abnahme niedrigwüchsiger Arten führen kann (siehe Kap. III sowie 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.

In der Kissinger Heide können durch das Vorkommen von Feuchtwiesen auch einige Feuchtwiesenarten mit geringerem Feuchtebedürfnis in die Kalkmagerrasen übergehen, die auch zur Artenfülle dieser Standorte beitragen, z.B. *Cirsium tuberosum*, *Gymnadenia conopsea* und *Molinia arundinacea*. Außerdem kommen hier Arten mit hoher Stetigkeit in Aufnahmen vor, die in der Garching Heide nur noch sehr vereinzelt auftreten, z. B. *Selaginella helvetica* und *Gentianella germanica*. Die erstgenannte Art kann als dealpine Art entlang von Flüssen die Heiden erreicht haben (vgl. SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990), wobei die Kissinger Heide noch lange nach dem Abschmelzen der Gletscher direkten Kontakt mit dem Lech hatte, wie verlandete Altwasserarme im Naturschutzgebiet zeigen.

Die hohen Artenzahlen der Bodenabtragsflächen ergeben sich dadurch, dass auf den anfangs nicht gemähten Bodenabtragsflächen neben den charakteristischen Arten der Kalkmagerrasen auch mesophytische Arten, Ruderalarten und Arten thermophiler Säume vorkommen (siehe Kap. III). Das Auftreten dieser Arten zusammen mit dem sehr spärlich auf den Flächen verteilten Gebüsch- und Baumaufwuchs führt bei mittleren und großen Flächengrößen (1-100 m²) zu den hohen Gefäßpflanzenartenzahlen. In der späteren Sukzession würden aber nicht an die Standortbedingungen bzw. die spätere jährliche Pflegemahd angepasste Arten verschwinden.

Zusätzlich zu den hohen Gefäßpflanzenartenzahlen kommen auf dem anstehenden Kies viele saxicole Krustenflechten vor, die ebenfalls zur hohen Artenzahl dieser Standorte beitragen (siehe Kap. II und III). Diese Arte verschwinden, sobald der anstehende Kies von Rohboden bzw. Streu und Vegetation überdeckt wird, wie es auf großen Teilen des Rollfeldes bereits geschehen ist.

IX.2.Die Bedeutung der Kryptogamen in Kalkmagerrasen

Kryptogamen zeigen deutliche Interaktionen mit Phanerogamen, wobei beide Gruppen von der jeweils anderen beeinflusst werden können (TOPHAM 1977, TOOREN et al. 1990, ZAMFIR et al. 1999). Da die Anteile gefährdeter Arten bei den einheimischen Moos- und Flechtenarten deutlich höher sind als bei den Gefäßpflanzen (siehe Kap. V), sollten gerade Kryptogamen vermehrte Aufmerksamkeit bei der Planung und Durchführung von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen entgegengebracht werden, zumal sie sich in ihren Reaktionen auf Umwelteinflüsse und Pflegemaßnahmen oft deutlich von den Gefäßpflanzen unterscheiden (HERBEN 1987, TOOREN et al. 1990, TOPHAM 1977). Beispielsweise waren die einschürigen Mahdflächen im Umfeld der Garchinger Heide artenreicher als die zweischürigen, wiesen aber so hohe Moostrockenmassen auf (Kap. III), dass schwachwüchsige akrokarpe Moosarten und Flechten aufgrund der dichten und geschlossenen pleurokarpen Moosschicht keine Existenzmöglichkeit mehr besaßen.

Ein Vergleich der Kalkmagerrasen zeigt die hohen Anteile der Kryptogamen an der Artenvielfalt auf den untersuchten Flächen (siehe Kap. VII, Tab. 2). Dabei wurden auf dem Rollfeld der Garchinger Heide Anteile der Kryptogamenvegetation bis zu 46 Prozent erreicht (Tab. 2). Selbst in stark gefäßpflanzendominierten Halbtrockenrasen (vgl. Kap. VI, Merishausener Gräte) machen zumindest bei kleinen Flächengrößen die Moose immer noch fast ein Viertel des Artenbestandes aus (Tab. 2). Eine Nichtbeachtung dieser ökologisch wichtigen Artengruppen (DENGLER 2005) kann daher sowohl in wissenschaftlichen Vegetationsstudien als auch in naturschutzfachlichen Analysen zu verzerrten oder falschen Aussagen führen.

Aus Kapitel IV geht hervor, dass eine geschlossene Moosschicht negative Auswirkungen auf die Keimung und Etablierung von Gefäßpflanzen hat, bei Frost aber auch Schutz bieten kann. Da im gemäßigten Klima Mitteleuropas nicht mit einer starken Wasser- oder Nährstoffkonkurrenz zwischen erwachsenen Gefäßpflanzen und Kryptogamen zu rechnen ist, spielt hier eher der Kampf um freie Bodenstellen eine Rolle (FRAHM 2001). Dabei können die Kryptogamen vor allem in der Keimungs- und Etablierungsphase (siehe Kap. IV; vgl. auch DURING & TOOREN 1990, TOOREN 1990, ZAMFIR 2000) oder durch allelopathische Stoffe auf die Gefäßpflanzen einwirken (TOOREN 1990). Nach FRAHM (2001) ist auch eine negative Einwirkung allelopathischer Stoffe auf die Mykorrhizapilze wahrscheinlich, mit denen die meisten

Kalkmagerrasen eine VA-Mykorrhiza ausbilden (HELPER 2000). Da unter Konkurrenzbedingungen starkwüchsige Arten auf Kosten der schwachwüchsigen Arten durch die VA-Mykorrhiza gefördert werden (HELPER 2000), können konkurrenzschwache Arten möglicherweise von der Einschränkung der Versorgung durch die Mykorrhiza profitieren. Demnach könnten Moose und Flechten durch allelopathische Stoffe konkurrenzschwache Kalkmagerrasenarten indirekt fördern. Dies gibt einen Einblick in die komplizierten Wechselwirkungen zwischen den Pflanzengruppen, die noch nicht völlig geklärt sind. Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Experimente stellen nur Bausteine in diesem Themenkomplex dar.

Die meisten kalkmagerrasentypischen Moose bildeten auf den untersuchten Flächen keine Sporogone aus. An *Ditrichum flexicaule* wurden vom Autor in der Garchingener Heide nie, an *Tortella tortuosa* nur einmal Sporogone festgestellt. *Tortella inclinata* bildete jedes Jahr Sporogone aus und kam auch verbreitet auf den Abtragsflächen vor, während *T. tortuosa* selten und *Ditrichum* überhaupt nicht auf den neuen Flächen nachgewiesen werden konnten. Die beiden letztgenannten Arten, die einen Großteil der akrokarpen Moosdeckung ausmachen, sind also auf sehr selten gebildete Sporen bzw. auf die Übertragung von Polstern durch Tritt etc. angewiesen und haben daher große Schwierigkeiten, nicht direkt angrenzende Gebiete zu erreichen. Dasselbe trifft auf viele epigäische Flechten zu, die zwar regelmäßig Fruchtkörper ausbilden, aber auf den neuen Flächen trotzdem bisher nicht in Erscheinung treten. Über die Probleme in der Ausbreitung vieler Kryptogamen berichten auch andere Autoren (TOPHAM 1977, TOOREN et al. 1990, JÜRIADO et al. 2006). Die xerophytischen pleurokarpen Moose haben mit denselben Ausbreitungsproblemen zu kämpfen (TOOREN et al. 1990), werden aber bei der Mähgutübertragung mit erfasst und sehr erfolgreich auf neue Flächen übertragen. Die in Kapitel V dargestellte Übertragung akrokarper Moose und epigäischer Flechten kann in Verbindung mit anderen Renaturierungsmaßnahmen sicherlich dazu beitragen, die matrixgebenden akrokarpen Moosarten und die gefährdeten epigäischen Flechtenarten auf neue Standorte zu übertragen und sie durch das Schaffen von Lücken auf den Spenderflächen auch auf diesen langfristig zu erhalten (siehe auch Kap. IX.3.2.).

IX.3. Auswirkungen von Renaturierungsverfahren auf Artendiversität und Artenzusammensetzung

IX.3.1. Bodenabtrag mit Mähgutaufbringung

Der Oberbodenabtrag mit nachfolgendem Auftrag von diasporenhaltigem Mähgut führte in beiden untersuchten Heiden zu nahezu identischen Ergebnissen. Die Vegetation auf diesen Abtragsflächen unterscheidet sich deutlich von Restitutionsflächen ohne Bodenabtrag (siehe

Kap. III). Die Abtragsflächen bieten mit ihrem hohen Anteil an freiem Boden und blanken Kies vielen lichtbedürftigen Moos- und Flechtenarten ein geeignetes Habitat, während Flächen ohne Bodenabtrag nur pleurokarpe Moos- und wenigen Flechtenarten aufweisen können. Zudem konnten durch die geringe Deckung der Gefäßpflanzen auf den Abtragsflächen Bestände entstehen, die durch einen hohen Anteil niedrigwüchsiger, konkurrenzwacher Arten dem Xerobromion nahestehen (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 Kap. III sowie 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 bzw. Absterben der meisten mesophytischen und ruderalen Arten führte (eigene Beobachtung).

Der Oberbodenabtrag erzeugt im Sinne des Schutzes der Kalkmagerrasenvegetation wertvollere Flächen, die signifikant höhere Artenzahlen aufweisen. Ähnliche Ergebnisse wurden auch in anderen Lebensräumen festgestellt (PATZELT et al. 2001, HÖLZEL & OTTE 2003). Die saxicole 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 der Erhalt 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 der Rechgutübertragung sind aber für den Erhalt xerophytischer 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.

IX.3.2. Diasporenübertragung durch Mähgut und Rechgut

Mit der gängigen Mahdgutübertragung werden mit den geschnittenen Gefäßpflanzen auch Moose und Flechten auf neue Flächen verfrachtet (siehe Kap. III, V). Durch den nicht ganz ebenen Boden wird mit den gängigen Mahdwerkzeugen teilweise auch der Boden angeschnitten, so dass auch ganze Moospolster mit erfasst werden. Zudem werden Moose oft eher ausgerissen als abgeschnitten (eigene Beobachtung). Die durch den Mähgutauftrag aufgebrauchten pleurokarpen Moose können neugeschaffene 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 sicher 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 Kap. V). Wäre 1945 Mähgut auf das Rollfeld aufgebracht worden, wäre die Entwicklung auf diesem sicher schneller verlaufen und der Anteil der von akrokarpen Moosen und Erdflechten dominierten Kleinstandorte wesentlich geringer. 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 Rechgutübertragung ähnliche Übertragungsraten. Die für die Rechgutgewinnung geeigneten Kalkmagerrasen weisen meist nur eine geringe Gefäßpflanzendeckung auf, so dass die Übertragung keimfähiger Diasporen der vielen hier verstreut vorkommender Arten unsicher ist. Daher sollten bei der Neuanlage von größeren Kalkmagerrasenflächen das Verfahren mit Mähgutübertragung auf Teilflächen kombiniert werden.

Auf den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag im Umfeld der Garchingener Heide konnten sich ebenfalls sehr viele kalkmagerrasentypische Arten etablieren (siehe Kap. III bzw. KIEHL & JESCHKE 2005, KIEHL 2005). Im Rahmen dieser Arbeit wurden keine Renaturierungsflächen ohne Mähgutaufbringung untersucht, aber von anderen Autoren durchgeführte Untersuchungen zeigen deutlich höhere Zielartenzahlen (kalkmagerrasentypische Arten) auf Flächen mit Mähgutauftrag (KIEHL et al. 2002, KIEHL 2005).

IX.3.3. Weitere Methoden zum Diasporentansfer

In anderen Trockenlebensräumen wird zur Renaturierung außer dem Mähgutauftrag auch oft die Sodenverpflanzung angewandt (BANK et al. 2002, STROH et al. 2002, STROH 2006). Diese Methode liefert für Sandmagerrasen relativ gute Ergebnisse, stellt aber im Vergleich zur Mähgutübertragung eine teure und destruktive Maßnahme dar. Versuche in Kalkmagerrasen zeigten eine Abnahme der Arten auf den verpflanzten Soden, daher ist diese Maßnahme nur sehr bedingt zu empfehlen (MÜLLER 1990). Außerdem kann eine Sodenverpflanzung nur erfolgen, wenn der Oberboden gestochen werden kann, was z. B. auf dem Rollfeld der Garchinger Heide nicht möglich ist. Hier erscheinen andere Methoden wie das Gewinnen von Diasporen durch Absaugen oder das Abrechen der Kryptogamenschicht sinnvoll. Sowohl das Absaugen (THORMANN et al. 2003) als auch die Übertragung von Rechgut (siehe Kap. V) erfassten Arten, die mit dem normalen Mähgut nicht übertragen worden waren. Während aber das Absaugen nur Gefäßpflanzensamen lieferte, sollten mit dem Rechgut 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 (siehe Kap. VI). 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).

IX.4. Bewertung des Erfolgs von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen

IX.4.1. Aufnahmeflächendesign und Artenzahl-Arealkurven

Eine Methode, mehr Informationen über die Struktur und die Artenkomposition eines Bestandes zu erhalten, ist die Erfassung verschiedener Flächengrößen, die ineinander verschachtelt sind (nested plots). Hierbei wird von verschiedenen Autoren je Kompositfläche jeweils nur eine Vegetationsaufnahme jeder Flächengröße durchgeführt (DOLNIK 2003). Bei den im Rahmen dieser Arbeit aufgenommenen Flächen wurde die Anzahl der Teilflächen bei abnehmender Flächengröße vermehrt. Bei Flächen unter 1 m² wurden die Werte gemittelt, da die Flächen als Pseudoreplikationen aufgefasst werden können. Dabei ergaben sich Abweichungen der Einzelflächen vom Mittelwert der Artenzahlen, die bei den kleinsten Flächen bis zu 200 Prozent erreichen konnten. Obwohl zeitaufwändiger, ist das Verfahren mit multiplen kleinen Flächen wesentlich genauer als ein reines nested-plot-Schema, da Ausreißer ausgeglichen werden können. Um nicht durch vorhergehende Aufnahmen gestörte Flächen erfassen zu müssen,

überschnitten sich 0,0625 m² und 0,01 m²-Flächen nicht. Dies brachte in Einzelfällen das Problem mit sich, dass 0,01 m²-Flächen artenreicher waren als die zugehörigen 0,0625 m²-Flächen. Durch die Verwendung von Mittelwerten wurden diese Effekte aber ausgeglichen.

Artenzahl-Areal-Kurven gestatten die übersichtliche Darstellung nicht nur der Artenzahlen, sondern auch der Homogenität des Bestandes (DOLNIK 2003). Diese wird in der Steigung der Regressionsgraden z (bei doppeltlogarithmischer Darstellung) ausgedrückt (siehe Kap. VIII.2). Nur durch die Darstellung der Artenzahl-Arealkurven lässt sich z.B. klar erkennen, ob ein hoher z -Wert aufgrund von hohen Artenzahlen bei großen Flächen oder aufgrund von niedrigen Artenzahlen bei kleinen Flächengrößen vorliegt. So konnte unter anderem aus den niedrigen Artenzahlen bei kleinen Flächengrößen auf den Bodenabtragsflächen auf eine noch nicht abgeschlossene Besiedlung geschlossen werden. Die Verwendung verschiedener Flächengrößen zur Bildung von Artenzahl-Arealkurven und zur Errechnung von z -Werten gestattet daher Aussagen, die weit über den Informationsgehalt von Vegetationsaufnahmen einer Flächengröße hinausgehen (CHRISTENSEN 2007). Darin liegt auch der Wert dieser Methode in der Betrachtung vegetationsökologischer Fragestellungen.

IX.4.2.Zielarten

Höhere Artenzahlen sind nicht gleichbedeutend mit wertvolleren Beständen (MORTIMER et al. 1998, DIERSSEN & KIEHL 2001). Für die vom Autor durchgeführten Untersuchungen erwiesen sich die Definition von Zielarten und ihre Anwendung in der Auswertung als notwendig für die Darstellung der Sachverhalte (siehe auch KIEHL & JESCHKE 2005, KIEHL 2005). Der Vergleich der Zielarten war auf den Schotterheiden nötig, um ruderale und mesophytische Sippen auszufiltern, die gerade auf den Bodenabtragsflächen zu höheren Artenzahlen als auf den Zielflächen (Altheide, Rollfeld) führten (siehe Kap. III, IV). Auf den Halbtrockenrasen der Merishausener Gräte war die Heranziehung von Zielarten zur Ausgrenzung von mesophytischen Arten wenig wirkungsvoll (siehe Kap. VI). Hier war die Betrachtung "niedrigwüchsiger Arten" (als Gruppe innerhalb der Zielarten) zur Darlegung der Unterschiede zwischen den Flächen sinnvoller. Die Anwendung von Zielarten muss also dem Standort und der Fragestellung angepasst sein (ROSENTHAL 2003).

IX.5.Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf Artendiversität und Artenzusammensetzung

IX.5.1.Beweidung

Aufgrund der Unterschiede zwischen den untersuchten mitteleuropäischen Trocken- und Halbtrockenrasen lassen sich nur schwer allgemeingültige Aussagen zur besten Pflegemethode

machen. Verschiedene Mahd- und unterschiedliche Beweidungsregimes können je nach Verfügbarkeit und Zielsetzung zu unterschiedlich aufgebauten Beständen führen (BOBBINK & WILLEMS 1988, KAHMEN et al. 2002). 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 in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen zeigen, sind Lücken im Bestand und offene Stellen entscheidend für die Erlangung einer hohen Artendiversität in den Beständen, vor allem hinsichtlich der Kryptogamen (siehe Kap. II, III, V). Schafbeweidung wurde in vielen süddeutsche Kalkmagerrasen traditionell durchgeführt (POSCHLOD et al. 2005) und ist im Gebiet auch gut durchführbar, da geeignete Herden vorhanden sind (WIESINGER 2000) Da in Kalkmagerrasen durch tierische Ausscheidungen stark gedüngte Stellen unerwünscht sind, sollten die Weidetiere nachts gekoppelt werden (PFADENHAUER et al. 2000), was einen höheren Arbeitsaufwand für den Schäfer bedeutet als eine Standweide (DOLEK & GEYER 2002). Andererseits werden viele Diasporen endozoochor ausgebreitet und können so von Fläche zu Fläche verbracht werden (FISCHER et al. 1995, FISCHER et al. 1996, BAKKER & OLFF 2003, COSYNS et al. 2005). Man muss sich daher entscheiden, ob die endozoochore Übertragung von Diasporen wichtiger ist als mögliche Flecken nitrophytischer Vegetation auf den Standorten. Der sehr effiziente (FISCHER et al. 1996) epizoochore Diasporenttransfer ist aber auch bei Beweidung mit Nachtpferchung gegeben. Die genetische Verarmung der Populationen kleiner Restflächen wird dadurch vermieden und für die Ansiedlung trockenrasentypischer Arten, die die Ausbreitungsbarrieren zwischen den Standorten sonst nicht überwinden könnten, gesorgt (FISCHER et al. 1995, WILLERDING & POSCHLOD 2002). Um den Austausch wertvoller Arten zu ermöglichen, sollten artenreiche Habitats ebenfalls beweidet werden. Probestbeweidungen im NSG "Garchinger Heide" (siehe RÖDER et al. 2006) sollten daher durchgeführt und die Tiere auf dem Weg zu anderen Flächen über alle naheliegenden Erweiterungsflächen getrieben werden. Da viele Diasporen zur Keimung auf Vegetationslücken angewiesen sind (RYSER 1990, TURNBULL et al. 2000, PFADENHAUER et al. 2003) sollten hier besonders Abtragsflächen einbezogen werden, da diese einen sehr hohen Anteil freien Bodens aufweisen (siehe Kap. III). Durch das unterschiedliche Fraßverhalten verschiedener Weidetierarten (DOLEK & GEYER 2002, STROH et al. 2002, BAKKER & OLFF 2003) und die Nutzung alter, anspruchsloser Nutzviehrassen kann eine Lenkung des Fraßdrucks erreicht werden. So können sowohl seltene Arten geschont als auch problematische Arten, die auf den Flächen bei suboptimaler Bewirtschaftung dominant werden können (KÖHLER 2001), zurückgedrängt werden (z. B. *Brachypodium rupestre*, vgl. Kap. VI). Allerdings bringt die Beweidung der nährstoffarmen Bestände Probleme für die

Mutterschafe mit sich, so dass eine Zufütterung bzw. zusätzliches Weidenlassen auf nährstoffreicheren Wiesen nötig ist (WIESINGER 2000). Dies kann außer zu erhöhten Kosten auch zum Eintrag von Grünlandarten führen.

Kaninchen (*Oryctolagus cuniculus*) kommen am Rand der Garchinger Heide verbreitet vor und sind für den Naturschutz von Magerrasen nützlichere Weidegänger als viele Großherbivoren wie etwa Schafe und Rinder, da sie einheitlicher beweiden und artenreichere Bestände hervorbringen (DOLMAN & SUTHERLAND 1992, EDWARDS & CRAWLEY 1999, BAKKER & OLFF 2003, COSYNS et al. 2005). Ähnliches trifft wohl auch für den Feldhasen (*Lepus europaeus*) zu. Diese Weidegänger sollten, soweit sie im Gebiet vertreten sind, zumindest bezüglich ihrer Bestandskontrollmaßnahmen auch in Pflegekonzepten aufgenommen werden. Die Kaninchenbestände im Umfeld der Garchinger Heide werden z. B. durch Beizjagd kontrolliert (eigene Beobachtung).

IX.5.2. Mahd

Die Mahd hat den Vorteil, als Pflegemaßnahme auf vielen Flächen leicht einsetzbar zu sein. Im Gegensatz zu Schafherden ist geeignetes Mähgerät fast überall vorhanden. Außerdem ist eine Mahd auch in Wasserschutzgebieten (z.B. NSG "Kissinger Heide") möglich, in denen eine Beweidung aus Gründen des Trinkwasserschutzes nicht gestattet ist. Die Mahd kann auf einen günstigen Zeitpunkt gelegt werden, was bei Beweidung nicht immer möglich ist, da der Schäfer verschiedene Standorte nacheinander für einen gewissen Zeitraum beweiden muss. Die gezielte Lenkbarkeit durch Mahd ist für den Erhalt 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, d. h. das Fehlen von Sonderstandorten wie Trittstellen und Lagerstellen. Dieser kann aber durch die ausgeprägten Blühaspekte auf Besucher eines Naturschutzgebietes auch positiv wirken, während beweidete Flächen für diese manchmal "unordentlich" wirken können. Aus der Sicht des angewandten Naturschutzes kann die Mahd zu einem Landschaftsbild führen, das Spaziergänger und Heidebesucher stärker anspricht als Weideflächen. Andererseits wirken die Weidetiere selbst gerade für Kinder sehr anziehend.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden an zwei Standorten vier verschiedene Mahdregime miteinander verglichen. Die Unterschiede zwischen ehemals unterschiedlich gepflegten Flächen mit

verschiedenen Mahdzeitpunkten auf der Merishausener Gräte waren nur sehr gering, während sich Varianten mit ehemals unterschiedlichen Mahdintervallen z. T. deutlich voneinander unterschieden (Kap. III, VI). Ein früher Mahdzeitpunkt (Juni) kann zum Abnehmen bzw. Verschwinden spät blühender Arten führen (QUINGER 2002), so dass eine Mahd Ende August/Anfang September vorzuziehen ist. Allerdings ist dann der Aushagerungseffekt geringer, da viele Nährstoffe schon in unterirdische oder knapp über dem Boden liegende Speicherorgane zurückgezogen sind (KEEL 1995, KÖHLER 2001). Ein sehr später Mahdtermin (z. B. die Oktobermahd auf der Merishausener Gräte) führt zu geringer Heuqualität, so dass das Heu dann nur noch als Einstreu verwendbar ist. Von den untersuchten Mahdintervallen zeigten nach fünf Jahren gleicher Pflege die ehemals einschürigen Varianten die höchsten Artenzahlen bzw. den höchsten Anteil kleinwüchsiger Arten und Rosettenpflanzen (siehe Kap. VI), während KÖHLER (2001) bis 1999 noch die höchsten Artenzahlen auf den jährlich im Juli gemähten Flächen, dicht gefolgt von Oktobermahdflächen und Flächen mit Julimahd alle zwei Jahre feststellte. Dabei zeigten die Julimahdflächen höhere Artenzahlen an Rosettenpflanzen und wesentlich höhere Rosettenpflanzendeckungen als Flächen mit Oktobermahd oder zweijähriger Julimahd (KÖHLER 2001). Eine ehemalige Mahd alle zwei Jahre führte auf der Merishausener Gräte zur Dominanz mesophytischer Moose und ebenfalls einem geringeren Anteil an niederwüchsigen Arten im Vergleich zur jährlichen Mahd (siehe Kap. VI). Die bis vor wenigen Jahren nur alle zwei Jahre gemähten Altheidebestände der Garchinger Heide zeigten auch deutlich geringere Artenzahlen als die durchaus vergleichbaren, jährlich gemähten Flächen der Kissinger Heide, wobei allerdings in der Garchinger Heide z. T. sehr artenarme und verfilzte Bestände erfasst wurden. Zweischürige Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag in der Garchinger Heide wiesen deutlich geringere Artenzahlen auf als einschürigen Flächen (siehe Kap. III und c-Werte in Abb. 7). Nach einer relativ ähnlichen Entwicklung der ein- und zweischürigen Renaturierungsflächen kam es ab 2002 zu einem Abfall der Zielartenzahlen der zweischürigen Flächen (KIEHL 2005), wofür der genaue Grund aber noch unbekannt ist. Untersuchungen von QUINGER (2002) belegen die Schädigung von Kalkmagerrasenarten auf Renaturierungsflächen durch zweischürige Mahd, heben aber auch den vermehrten Nährstoffentzug im Vergleich zu einschürigen Mahdvarianten hervor. Untersuchungen auf den Renaturierungsflächen der Garchinger Heide bestätigen die Eignung zur Aushagerung von nährstoffreichen Flächen, weisen aber auch auf die Schädigung von Kalkmagerrasenarten durch den frühen ersten Schnitt hin (KIEHL et al. 2003). Eine einschürige Mahd ist daher die optimale Mahdvariante zur Pflege bestehender oder neu angelegter Flächen, wobei zum Schutz der Fauna (Heuschrecken, Schmetterlinge) kleinere Teile der Fläche (Streifen) ungemäht bleiben sollten (PFADENHAUER et al. 2003). Allerdings sollte hierbei regelmäßig im Spätherbst/Winter geeeggt werden, um die sehr hohe Moosschicht zu

reduzieren und so auch schwachwüchsigeren Kryptogamen- und Gefäßpflanzenarten mehr offene Bodenstellen zu bieten.

Im Vergleich zu gemähten Flächen kann sich auf beweideten Flächen durch die Schaffung offener Bodenstellen und die uneinheitliche Nutzung oft ein höherer Reichtum an Kryptogamen (siehe Kap. III) und Rosettenpflanzen einstellen (KAHMEN et al. 2002). Die beweideten Erweiterungsflächen nahe der Garchinger Heide wären sicher noch deutlich artenreicher, wenn die Schafe in kryptogamenreichen Beständen weiden könnten. Dafür kämen vor allem die Abtragsflächen in Frage. Diese weisen aber bisher kaum Vertreter der xerophytischen Flechtenvegetation auf, was sich aber durch die in Kap. V dargestellten Kryptogamenübertragung hoffentlich in mittleren Zeiträumen ändern wird.

IX.5.3. Brennen und Mulchen

Weitere Pflegemaßnahmen in Kalkmagerrasen sind Mulchen, Brennen und Mahd im Abstand von mehr als zwei Jahren, die alle grundsätzliche Nachteile mit sich bringen. Mulchen verringert den Nährstoffaustrag aus den Flächen und fördert die Bildung einer dicken Streuschicht, die zum Verschwinden kleinwüchsiger Arten führt (BRIEMLE 1999, THORMANN et al. 2003). Brennen hatte sowohl auf die Gefäßpflanzen- als auch auf die Kryptogamenartendiversität einen stark negativen Einfluss (siehe Kap. VI). Die Ergebnisse anderer Autoren im selben Gebiet belegen die negativen Einflüsse auf Gefäßpflanzen (KEEL 1995, KÖHLER 2001). Mahd im Abstand von mehr als zwei Jahren bzw. Brache bewirken eine Abnahme der kalkmagerrasentypischen Artenzahlen und Anreicherung von Streu (KEEL 1995, KÖHLER 2001, THORMANN et al. 2003) sowie eine Entwicklung der Moosschicht hin zu mesophytischen Arten (eigene Beobachtung). Aus den genannten Gründen kann für die Pflege artenreicher Bestände keine der in diesem Absatz genannten Maßnahmen empfohlen werden.

IX.6. Langzeitwirkung von Pflegemaßnahmen

Eine in der Renaturierungsökologie bisher wenig beachtete Feststellung ist der starke Langzeiteinfluss von verschiedenen Pflegeregimes. Die von 1977 bis 1999 verschieden gepflegten Flächen auf der Merishausener Gräte unterschieden sich am Ende des Experiments deutlich (KÖHLER 2001) voneinander. Im Jahre 2005 wurden ebenfalls noch deutliche Unterschiede festgestellt (siehe Kap. VI), obwohl die Flächen seit 1999 wieder einheitlich jährlich im Oktober gemäht wurden. Eine Angleichung der Flächen innerhalb dieser Zeit war nur in geringem Maße feststellbar. Es kann also davon ausgegangen werden, dass sich gerade ungeeignetes Management langfristig negativ auf die Flächen auswirkt. Hierbei werden Arten

aus dem Bestand verdrängt, die in die geschlossene Vegetation von außen nur noch schwer bzw. sehr langsam eindringen können. Diese Einflüsse wirken noch lange nach (siehe Kap. VI). Nach Wissen des Autors sind solche Nachwirkungen nur für Düngung belegt (z. B. SMITS et al. 2008).

Literatur (für Kap. VII-IX)

- BAKKER, E. S. & OLFF, H. (2003): Impact of different-sized herbivores on recruitment opportunities for subordinate herbs in grassland. - *J. Veg. Sci.* 14: 465-474.
- BANK, P., BEMMERLEIN-LUX, F. & BÖHMER, H. J. (2002): Übertragung von Sandmagerrasen durch Soden, Diasporenbank oder Heuauftrag? - *Nat.schutz Landsch.plan.* 34: 60-66.
- 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. (edts.): *Diversity and pattern in plant communities*: 183-193.
- BRIEMLE, G. (1999): Auswirkungen zehnjähriger Grünlandausmagerung. - *Nat.schutz Landsch.plan.* 31: 229-237.
- CHRISTENSEN, E. (2007): Eine Theorie zur Beziehung zwischen Artenzahl und Flächengröße. - *Mitt. Arb.gem. Geobot. in Schlesw.-Hols. Hambg.* 64: 296 S.
- COSYNS, E., DELPORTE, A., LENS, L. & HOFFMANN, M. (2005): Germination success of temperate grassland species after passage through ungulate and rabbit guts. - *J. Ecol.* 93: 353-361.
- DENGLER, J. (2005): Zwischen Estland und Portugal - Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Phytodiversitätsmuster europäischer Trockenrasen. - *Tuexenia* 25: 387-405.
- DIERSSEN, K. & KIEHL, K. (2001): Theoretische Grundlagen zur Definition, Messung und Bedeutung von Diversität. - *Schr.reihe Veg.kde.* 32: 7-21.
- DOLEK, M. & GEYER, A. (2002): Conserving biodiversity on calcareous grasslands in the Franconian Jura by grazing: a comprehensive approach. - *Biol. Conserv.* 104: 351-360.
- DOLMAN, P. M. & SUTHERLAND, W. J. (1992): The ecological changes of Breckland heaths and the consequences of management. - *J. Appl. Ecol.* 29: 402-413.
- DOLNIK, C. (2003): Artenzahl-Areal-Beziehungen von Wald- und Offenlandgesellschaften. - *Mitt. Arb.gem. Geobot. in Schlesw.-Hols. Hambg.* 62: 183 S.
- DREHWALD, U. (1993): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsen - 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.
- EDWARDS, G. R. & CRAWLEY, M. J. (1999): Effects of disturbance and rabbit grazing on seedling recruitment of six mesic grassland species. - *Seed Sci. Res.* 9: 145-156.
- FISCHER, S. F., POSCHLOD, P. & BEINLICH, B. (1995): Die Bedeutung der Wanderschäferei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften. - *Beih. Veröff. Nat.schutz Landsch.pfl. Bad.-Württ.* 83: 229-256.
- FISCHER, S. F., POSCHLOD, P. & BEINLICH, B. (1996): Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. - *J. Appl. Ecol.* 33: 1206-1222.
- 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.
- HELFER, W. (2000): Die VA-Mykorrhiza und ihre Bedeutung für die Entwicklung der Heidevegetation. - 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: 255-280.
- HERBEN, T. (1987): Bryophytes in grassland vegetation sample plots: What is their Correlation with vascular plants? - *Fol. Geobot. Phytotaxon.* 22: 35-41.
- 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.
- 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.
- 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.
- JÜRIADO, I., SUJJA, A. & LIIRA, J. (2006): Biogeographical determinants of lichen species diversity in islets in the West-Estonian Archipelago. - *J. Veg. Sci* 17: 125-134.
- 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.
- KIEHL, K., THORMANN, A. & PFADENHAUER, J. (2002): Neuschaffung von Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerflächen. - In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Wiederherstellung von Magerrasen. - *Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz* 167: 23-32.
- KIEHL, K., THORMANN, A. & PFADENHAUER, J. (2003): Nährstoffdynamik und Phytomasseproduktion in neu angelegten Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerflächen. - In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierung von Kalkmagerrasen. - *Angew. Landsch.ökol.* 55: 39-72.
- KIEHL, K. (2005): Einfluss von Reanturierungsmaßnahmen auf die Phytodiversität von Grasländern. *Habilitationsschrift, TU München, München:* 247 S.
- 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: 148-156.
- KÖHLER, B. (2001): Mechanisms and extent of vegetation changes in differently managed limestone grasslands. - *Diss. ETH No. 14227:* 89 S.
- 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.
- MORTIMER, S. R., HOLLIER, J. A., & BROWN, V. K. (1998): Interactions between plant and insect diversity in the restoration of lowland calcareous grasslands in southern Britain. - *Appl. Veg. Sci.* 1: 101-114.
- MÜLLER, N. (1990): Die Entwicklung eines verpflanzten Kalkmagerrasens. Erste Ergebnisse von Dauerflächenbeobachtungen in einer Lechfeldhaide. - *Nat. Landsch.* 65: 21-27.

- NEUMAYR, L. (1971): Moosgesellschaften der südlichen Frankenalb und des Vorderen Bayerischen Waldes. - *Hoppea* 29/1: 364 S.
- PATZELT, A., WILD, U. & PFADENHAUER, J. (2001): Restoration of wet fen meadows by topsoil removal: vegetation development and germination biology of fen species. - *Rest. Ecol.* 9: 127-136.
- 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., LÖSCH, R. & JOAS, C. (2000): Ziele, Organisation und Durchführung des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens. - 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: 19-35.
- PFADENHAUER, J., KIEHL, K., FISCHER, F. P., SCHMID, H., THORMANN, A., WAGNER, C. & WIESINGER, K. (2003): Empfehlungen zur Neuschaffung und Wiederherstellung von Kalkmagerrasen. - In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierung von Kalkmagerrasen. - *Angew. Landsch.ökol.* 55: 253-260.
- POSCHLOD, B., BAKKER, J. & KAHMEN, S. (2005): Changing land use and its impact on biodiversity. - *Basic Appl. Ecol.* 6: 93-98.
- 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 des Naturschutzgebiets "Garching Heide" im Norden von München. - *Forum Geobot.* 2: 24-44.
- ROSENTHAL, G. (2003): Selecting target species to evaluate the success of wet grassland restoration. - *Agric., Ecosyst. Environ.* 98: 227-246.
- RYSER, P. (1990): Influence of gaps and neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. - *Veröff. Geobot. Inst. Eidgenöss. Techn. Hochsch., Stift. Rübel Zür.* 104: 71 S.
- SCHÖNFELDER, P. & BRESINZSKY, A. (Hrsg.) (1990): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Bayerns. - Ulmer, Stuttgart: 752 S.
- SMITS, N. A. C., WILLEMS, J. H. & BOBBINK, R. (2008): Long-term after-effects of fertilization on the restoration of calcareous grasslands. - *Appl. Veg. Sci.* 11: 279-286.
- STROH, M., STORM, C., ZEHEM, 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.
- TOPHAM, P. B. (1977): Colonization, Growth, Succession and Competition. - In: SEAWARD, M. R. D. (edt.): *Lichen Ecology*. Academic Press: p. 31-68.

- 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.
- TURNBULL, L. A., CRAWLEY, M. J. & REES, M. (2000): Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. - *Oikos* 88: 225-238.
- WIESINGER, K. (2000): Integration landwirtschaftlicher Betriebe. - 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: 281-294.
- WILLERDING, C. & POSCHLOD, P. (2002): Does seed dispersal by sheep affect the population genetic structure of the calcareous grassland species *Bromus erectus*? - *Biol. Conserv.* 4: 329-337.
- ZAMFIR, M., DAI, X., VAN DER MAAREL, E. (1999): Bryophytes, lichens and phanerogams in an alvar grassland: relationships at different scales and contributions to plant community pattern. - *Ecography* 22: 40-52.
- ZAMFIR, M. (2000): Effects of bryophytes and lichens on seedling emergence of alvar plants: evidence from greenhouse experiments. - *Oikos* 88: 603-611.