

Langfristige Perspektiven für die Entwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen in der Münchner Schotterebene

Long-term perspectives for the development of newly established oligotrophic calcareous grasslands in the Munich gravel plain

Kathrin KIEHL

Zusammenfassung

Artenreiche Kalkmagerrasen sind in Mitteleuropa aufgrund von Nutzungsintensivierungen oder -aufgabe selten geworden. In der Münchner Schotterebene wurden die meisten der ehemals ausgedehnten Kalkmagerrasen während des 20. Jahrhunderts in Ackerland umgewandelt. Seit 1993 werden in der Umgebung des Naturschutzgebiets „Garching Heide“ Untersuchungen zum Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsverfahren (zum Beispiel Bodenabtrag, Mähgutübertragung) und Managementvarianten (zum Beispiel Mahd, Mulchen, Beweidung) auf die Wiederansiedlung von Kalkmagerrasen auf ehemaligen Äckern durchgeführt. Dauerflächenuntersuchungen von 1993 bis 2006 zeigen, dass die Übertragung samenhaltigen Mähguts eine erfolgreiche Methode für die Wiederherstellung von Kalkmagerrasen mit einem hohen Anteil lebensraumtypischer Pflanzenarten und Rote-Liste-Arten ist. Obwohl der Anteil der Zielarten auf Bodenabtragsflächen höher ist als auf Flächen ohne Bodenabtrag, wurde die Vegetation der Mähgutflächen ohne Bodenabtrag von Zielarten der Klasse *Festuco-Brometea* dominiert. Renaturierungsflächen ohne Mähgutauftrag und Bodenabtrag wiesen dagegen einen hohen Anteil an Arten des Wirtschaftsgrünlands (Klasse *Molinio-Arrhenatheretea*) auf. Der Vergleich verschiedener Managementvarianten zeigt, dass sich sowohl einschürige Mahd als auch Schafbeweidung für die langfristige Erhaltung neu angelegter Kalkmagerrasen eignen.

Summary

In Central Europe, species-rich calcareous grasslands have become rare due to land-use intensification or abandonment. In the Munich gravel plain most of the formerly extensive calcareous grasslands have been converted into arable fields during the 20th century. Since 1993, experiments on the effects of different restoration measures (e.g. topsoil removal, hay transfer) and management variants (e.g. mowing, mulching, grazing) on the establishment of calcareous grasslands on ex-arable fields have been carried out in the surroundings of the nature reserve Garching Heide. Permanent plot investigations from 1993 to 2006 indicate that the transfer of seed-containing hay is a successful method for the restoration of calcareous grasslands with a high proportion of habitat-specific plant species and Red-List-species. Although the proportion of target species was higher on topsoil-removal sites than on sites without topsoil removal, hay-transfer fields without topsoil removal were also dominated by target species of the class *Festuco-Brometea*. In contrast, vegetation of restoration fields without hay transfer and topsoil removal showed a high proportion of species of productive grasslands (class *Molinio-Arrhenatheretea*). The comparison of different management variants indicated that both sheep grazing and mowing once per year are suitable management variants for the long-term maintenance of newly established calcareous grasslands.

Einleitung

Mitteleuropäische Kalkmagerrasen, die sich durch einen besonders hohen Artenreichtum auszeichnen, sind durch jahrhundertelange extensive Nutzung auf trockenen nährstoffarmen Böden mit hohen CaCO_3 -Gehalten entstanden (WILLEMS 2001, POSCHLOD & WALLIS DeVRIES 2002). Im Verlauf des 20. Jahrhunderts kam es durch Nutzungsintensivierung oder -aufgabe zu einem starken Rückgang artenreicher Kalkmagerrasen (POSCHLOD & WALLIS DeVRIES 2002, BENDER et al. 2005). Dort, wo Bodeneigenschaften (vor allem Tiefgründigkeit) und Topographie eine Nutzungsintensivierung zuließen, wurden sie nach der Erfindung des Kunstdüngers durch Umbruch in Ackerland oder durch Düngung in produktives Grünland umgewandelt (PFADEN-

HAUER 2001, WILLEMS 2001). In der Münchner Schotterebene wurde der größte Teil der ehemals ausgedehnten Kalkmagerrasen durch Umbruch zu Ackerland; ungedüngte und nie umgebrochene Magerrasen existieren nur noch kleinflächig, zum Beispiel im Naturschutzgebiet „Garching Heide“ (PFADENHAUER et al. 2000). Im Rahmen des E+E-Vorhabens „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München“ wurde dort 1993 unter der Leitung von Prof. Dr. Jörg PFADENHAUER mit der Neuanlage von Kalkmagerrasen auf ehemaligen Äckern begonnen. Dabei wurden verschiedene Standortvorbereitungsmaßnahmen (zum Beispiel Bodenabtrag), Artentransfermaßnahmen (vor allem Mähgutübertragung) und Pflegemaßnahmen (Mahd, Mulchen, Beweidung, Brache) erprobt (PFADENHAUER & MILLER 2000, KIEHL & PFADENHAUER 2003). Die

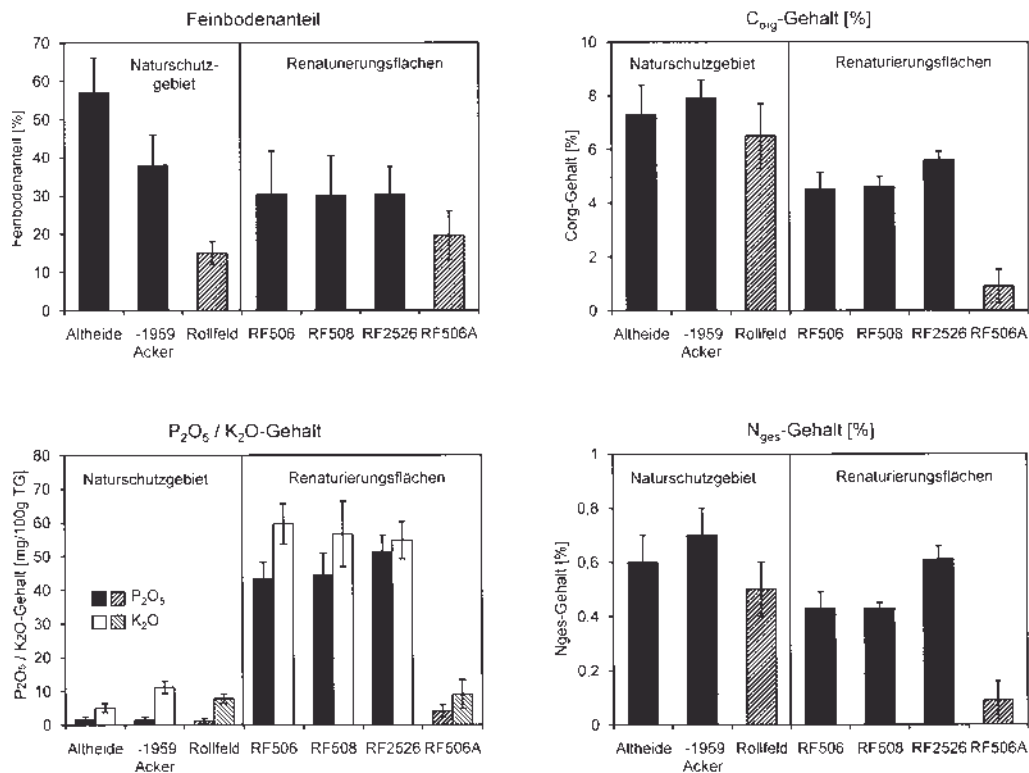


Abbildung 1: Bodenphysikalische und bodenchemische Eigenschaften der Böden des Naturschutzgebietes „Garching Heide“ (2004) und der Renaturierungsflächen (Feinbodenanteil: 1993; C_{org}- und N_{ges}-Gehalt: 2000, Gehalte an CAL-austauschbarem P₂O₅ und K₂O: 2002). Die Bodenabtragsflächen „Rollfeld“ (Abtrag 1945) und RF 506A (Abtrag 1993) sind durch Schraffuren gekennzeichnet. Angegeben sind die Mittelwerte ± 1 Standardabweichung (Altheide n = 15, Rollfeld n = 15, ehemaliger Acker n = 5, RF 506 und RF 508 n = 8, RF 2526 n = 4-6, RF 506A n = 4, Daten aus KIEHL et al. 2003, KIEHL 2005 und RÖDER et al. 2006). Die Kohlenstoff- und Nährstoffgehalte beziehen sich auf den trockenen Feinboden, der Feinbodenanteil auf den trockenen Boden

Pflege und weitere Entwicklung bestehender und neu angelegter Kalkmagerrasen wird dabei vom Heideflächenverein Münchner Norden koordiniert (WIESINGER et al. 2003, JOAS et al. 2010). Ziel der vorliegenden Veröffentlichung ist, die bisherigen Erkenntnisse über die Neuanlage von Kalkmagerrasen auf ehemaligen Äckern unter Berücksichtigung der vorliegenden Publikationen zusammenzufassen und durch bisher unveröffentlichte Daten zu ergänzen. Die Untersuchungsflächen und Methoden werden detailliert bei PFADENHAUER & MILLER 2000, PFADENHAUER & KIEHL 2003, KIEHL 2005 und HUMMITZSCH 2007 beschrieben.

Standortbedingungen in ursprünglichen und neu angelegten Kalkmagerrasen

Aufgrund der jahrzehntelangen Ackernutzung während des 20. Jahrhunderts haben sich die Böden neu angelegter Kalkmagerrasen im Norden von München gegenüber den Böden des Naturschutzgebietes „Garching Heide“ deutlich verändert (KIEHL et al. 2003). Auf den ehemaligen Ackerflächen ist der Feinbodenanteil niedriger als in der Altheide, da durch das Pflügen vermehrt Steine aus dem Kalkschotter des C-Horizonts in den Oberboden gelangt sind (Abb. 1). Einen besonders niedrigen Feinbodenanteil weisen die Bodenabtragsflä-

chen des Rollfeldes und der Bodenabtragsfläche RF 506A auf, bei denen der Kalkschotter an der Bodenoberfläche ansteht. Die pH-Werte der Böden waren 2004 in der Altheide mit 6,4 am niedrigsten, auf den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag im mittleren Bereich (6,9) und auf den Bodenabtragsflächen mit 7,4 (Rollfeld) beziehungsweise 7,2 (RF 506A) am höchsten (RÖDER et al. 2006).

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und der Gesamtstickstoff-Gehalt (N_{ges}) waren im Jahr 2000 in den Böden der neu angelegten Magerrasen aufgrund der vorherigen Ackernutzung beziehungsweise aufgrund des erst kürzlich durchgeführten Bodenabtrags noch geringer als im Naturschutzgebiet. Gegenüber 1993 war aber bereits ein deutlicher Anstieg zu verzeichnen (vergleiche KIEHL et al. 2003). Die größten Unterschiede zwischen dem Naturschutzgebiet und den neu angelegten Kalkmagerrasen zeigen sich hinsichtlich der Gehalte an CAL-austauschbarem P₂O₅ und K₂O. Die P₂O₅-Gehalte lagen auf den Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag etwa um das 30-fache und die K₂O-Gehalte um das 35-fache höher als in den nie gedüngten Böden der Altheide (Abb. 1).

Auf einer bis 1959 als Acker bewirtschafteten Fläche im Naturschutzgebiet „Garching Heide“, die Anfang der 1990er Jahre noch etwas erhöhte P₂O₅-Ge-

halte aufwies (MILLER & PFADENHAUER 1997, KIEHL et al. 2003), sanken die Werte bis zum Jahr 2004 auf das Niveau der nie gedüngten Altheide. Die K_2O -Gehalte waren hier 2004 noch etwas höher als in den durch jahrzehntelange Mahd stark ausgehagerten Böden der Altheide, sie haben sich aber gegenüber den Messungen von MILLER & PFADENHAUER (1997) aufgrund der jährlichen Mahd bereits halbiert. Da über die Bodennährstoffgehalte im Jahr 1959 nichts bekannt ist, können aus diesen Ergebnissen leider keine Schlüsse für die Aushagerungsdauer der 1993 neu angelegten Magerrasen ohne Bodenabtrag gezogen werden. Auf den 1993 geschaffenen Bodenabtragsflächen konnten die P_2O_5 - und die K_2O -Gehalte durch den Abtrag des nährstoffreichen Pflughorizonts deutlich reduziert werden (Abb. 1).

In den neu angelegten Kalkmagerrasen im Münchner Norden lag der Phytomasseertrag auf Flächen ohne Bodenabtrag in den meisten Jahren aufgrund der schlechten Wasserverfügbarkeit in den schotterreichen Böden unter der von Schiefer (1984) postulierten Grenze von 350 g/m^2 für Magerrasen. In Jahren mit einem kühl-feuchten Frühjahr und Frühsommer wie etwa 1999 oder 2004 wurde diese Grenze jedoch aufgrund der durch die verbesserte Wasserversorgung erhöhten Nährstoffverfügbarkeit überschritten (HUMMITZSCH 2007, KIEHL 2009). Auf den 1993 angelegten Bodenabtragsflächen blieb der Phytomasseertrag bis zum Jahr 2006 unter 100 g/m^2 .

Diasporenmangel limitiert den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen

Da die Samenbank degradierter Standorte in der Regel stark verarmt ist und oftmals kaum noch Zielarten enthält (GRAHAM & HUTCHINGS 1988, HUTCHINGS & BOOTH 1996), stellt die Ausbreitung der Zielarten einen der wichtigsten Faktoren für eine erfolgreiche Renaturierung lebensraumtypischer Vegetation dar (BAKKER & BERENDSE 1999, WALKER et al. 2004, KIEHL 2009). Die natürliche Ausbreitung von Diasporen ist in fragmentierten Landschaften aufgrund der großflächigen Änderungen der Landnutzung stark eingeschränkt (BAKKER et al. 1996, POSCHLOD & BONN 1998). Deshalb können sich Zielarten auf Renaturierungsflächen häufig nicht ansiedeln, selbst wenn geeignete Standortbedingungen erfolgreich wiederhergestellt wurden (zum Beispiel BISCHOFF 2002, DONATH et al. 2003). Bereits VERKAAR et al. (1983) wiesen nach, dass die Ausbreitungsdistanzen von Kalkmagerrasenarten gering sind ($< 4 \text{ m}$ pro Jahr). Auch Untersuchungen auf ehemaligen Ackerflächen in England zeigten, dass die Ausbreitung von Kalkmagerrasenarten, die auf benachbarten Flächen noch vorhanden waren, nur wenige Meter pro Jahr beträgt (HUTCHINGS & BOOTH 1996). In England werden Zielarten bei der Renaturierung von Kalkmagerrasen deshalb heute meistens durch Ansaat eingebracht (zum Beispiel PYWELL et al. 2002,

WALKER et al. 2004). Die Übertragung diasporenhaltigen Mähguts oder samentragender Pflanzenteile stellt eine günstige Alternative zur Ansaat dar, da das übertragene Pflanzenmaterial häufig sowie bei der Pflege artenreicher Grasländer anfällt und im Gegensatz zu handelsüblichem Saatgut die lokale Herkunft geeigneter Ökotypen gewährleistet ist (zum Beispiel PATZELT 1998, KIRMER & MAHN 2001, STROH et al. 2002, HÖLZEL & OTTE 2003). Bei der Neuanlage von Kalkmagerrasen im Münchner Norden wurde das frische Mähgut direkt nach der Gewinnung im Naturschutzgebiet „Garching Heide“ auf Ackerflächen aufgebracht, auf denen zuvor eine Bodenbearbeitung stattgefunden hatte (PFADENHAUER & MILLER 2000, KIEHL et al. 2006). Es lieferte nicht nur die benötigten Diasporen sondern bot den auflaufenden Keimlingen auf den sonst kahlen Ackerflächen auch Schutz vor Austrocknung, Hitze und Frost. Mit dem Mähgut werden zudem Bruchstücke von Moosen und Flechten übertragen, die sich ebenfalls erfolgreich auf Renaturierungsflächen ansiedeln können (JESCHKE & KIEHL 2006a).

Auswirkung der Mähgutübertragung auf die Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen im Münchner Norden

Die erfolgreiche Etablierung der mit dem Mähgut übertragenen Arten (= Mähgutarten) führte unabhängig vom Bodenabtrag zu einem raschen Anstieg der Artenzahlen (KIEHL et al. 2006, KIEHL & PFADENHAUER 2007). Nach der anfänglichen Etablierungsphase zwischen 1994 und 1998 kam der weitere Anstieg der Artenzahl (pro 4 m^2) dabei vor allem durch die Ausbreitung von Mähgutarten innerhalb der ehemaligen Ackerflächen zustande, die vermutlich durch Mähfahrzeuge oder Weidetiere erfolgte (vergleiche STRYKSTRA et al. 1997, COULSON et al. 2001). Bei der Ermittlung der Gesamtartenzahlen im Jahr 2001 wurden einige Magerrasenarten (Klasse *Festuco-Brometea*) neu auf den Flächen entdeckt, während andere Arten, die zwischen 1994 und 1998 vorhanden waren, nicht mehr aufgefunden wurden (KIEHL & PFADENHAUER 2007). Auf allen Renaturierungsflächen insgesamt wanderten von 1993 bis 2001 jedoch nur sieben Pflanzenarten aus dem Naturschutzgebiet ein, die nie im Mähgut gefunden worden waren (KIEHL & WAGNER 2006). Sowohl auf alle Renaturierungsflächen bezogen als auch pro Mähgutempfängerfläche war die Anzahl der neu gefundenen Magerrasenarten größer als die Zahl der verschwundenen. Die Wiederholung der Ermittlung der Gesamtartenzahlen im Jahr 2006 zeigte, dass sich die durch die Mähgutübertragung eingebrachten Magerrasenarten dauerhaft erfolgreich etablieren konnten (HUMMITZSCH 2007). Im Jahr 2006 wurden insgesamt 102 Pflanzenarten aus dem Naturschutzgebiet „Garching Heide“ in neu angelegten Kalkmagerrasen nachgewiesen, darunter 73

Tabelle 1: Auswertung der Ermittlung der Gesamtartenzahlen im Jahr 2006 durch HUMMITZSCH (2007). Angegeben werden die Anzahlen aller aus dem NSG Garchinger Heide übertragenen Gefäßpflanzenarten, die durch Mähgutübertragung erfolgreich auf die Renaturierungsflächen übertragen wurden sowie die minimale und maximale Anzahl übertragener Arten pro Mähgutempfängerfläche getrennt nach Flächen ohne Bodenabtrag (Flächengröße: 0,5-1 ha) und Bodenabtragsflächen (Flächengröße: 0,3-0,5 ha). Die Anzahl der Rote-Liste-Arten (ohne Vorwarnliste) bezieht sich auf SCHEUERER & AHLMER (2003)

Artengruppe	Alle Mähgutflächen	Gesamtartenzahl (n)	
		Flächen ohne Bodenabtrag	Bodenabtragsflächen
Mähgutarten (aus NSG)	102	57-59	57-61
Magerrasenarten (Festuco-Brometea)	73	41-44	50-55
Rote-Liste-Arten (Bayern)	16	6-8	9-10

Magerrasenarten (Klasse *Festuco-Brometea*) und 16 Arten der Roten Liste Bayerns (Tabelle 1). Die Anzahl der Magerrasenarten und Rote-Liste-Arten war dabei auf Mähgutflächen ohne Bodenabtrag hoch, wurde aber von den Werten der Bodenabtragsflächen übertroffen (Tabelle 1).

Während des gesamten Untersuchungszeitraums bis zum Jahr 2006 waren sowohl die Artenzahlen pro 4 m²-Fläche als auch die Gesamtartenzahlen aller Pflanzenarten und der Magerrasenarten auf den Mähgutflächen deutlich höher als auf Flächen ohne Mähgut (HUMMITZSCH 2007). Auf Mähgutflächen mit und ohne Bodenabtrag hatten die Magerrasenarten im Jahr 2006 den höchsten Anteil an der Arten-

scheidend auf den Renaturierungserfolg auswirkt. Der Anstieg der Anzahl der Magerrasenarten auf Abtragsflächen ohne Mähgut zeigt, dass eine Einwanderung von Magerrasenarten durch natürliche Ausbreitung aus den direkt benachbarten artenreichen Magerrasen des NSG „Garchinger Heide“ (siehe Abbildung 2) zwar möglich ist, die Besiedlung durch die meisten Arten im Vergleich zu den Mähgutflächen aber erst 10 Jahre später erfolgt. Lügen diese Bodenabtragsflächen in größerer Entfernung von bestehenden artenreichen Magerrasen mit hohem Samenpotential, so wäre der Anteil der Magerrasenarten aufgrund der geringen jährlichen Ausbreitungsdistanzen von Kalkmagerrasenarten (HUTCHINGS & BOOTH 1996) vermutlich auch langfristig niedrig.



Abbildung 2: An das Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ (rechts vom Weg) angrenzender neu angelegter Kalkmagerrasen 12 Jahre nach Bodenabtrag (links) (Foto: K. KIEHL, 2005)

zahl (Abbildung 2). Auf Flächen ohne Bodenabtrag und Mähgut dominierten dagegen mit zunehmender Dauer der Vegetationsentwicklung Grünlandarten der Klasse *Molinio-Arrhenatheretea*. Die Bodenabtragsflächen ohne Mähgut zeigten erst zwischen 2002 und 2006 eine deutliche Zunahme der Anzahl der Magerrasenarten. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass die Aufhebung der Ausbreitungslimitierung durch den Transfer von Zielarten sich nicht nur in den ersten Jahren, sondern auch langfristig ent-



Abbildung 3: Neu angelegter artenreicher Kalkmagerrasen mit *Filipendula vulgaris*, *Linum perenne*, *Dianthus carthusianorum*, *Rhinathus glacialis* und *Hippocrepis comosa* auf ehemaligem Acker ohne Bodenabtrag 12 Jahre nach der Mähgutübertragung (Foto: K. Kiehl, 2005)

Bedeutung des Bodenabtrags für die Vegetationsentwicklung

Beim Abtrag des nährstoffreichen Pflughorizonts wird auf den ehemaligen Äckern nicht nur ein großer Teil der Nährstoffe (VERHAGEN et al. 2001, MARRS 2002), sondern gleichzeitig auch die Samenbank entfernt (vergleiche PATZELT 1998, HÖLZEL & OTTE 2003).

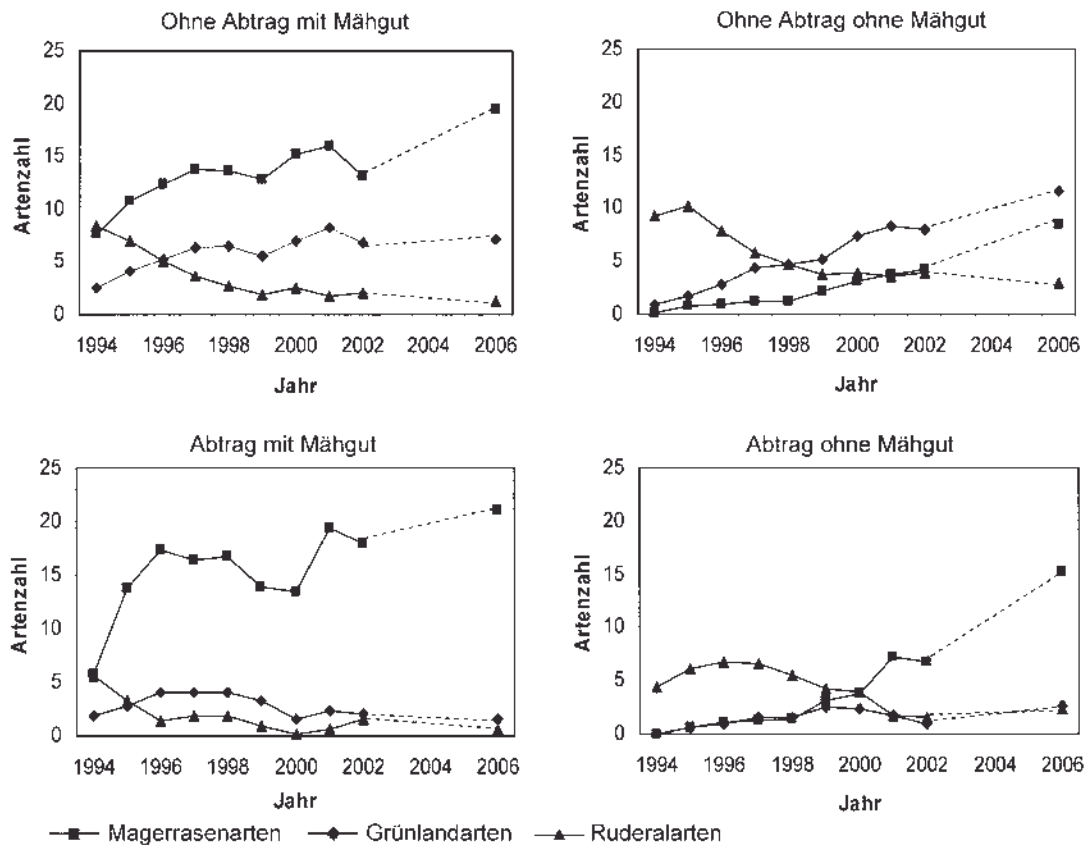


Abbildung 4: Verlauf der mittleren Anzahl von Magerrasenarten (Klasse *Festuco-Brometea*), Grünlandarten (Klasse *Molinio-Arrhenatheretea*) und Ruderalarten (Klassen *Stellarietea*, *Artemisietea*, *Galio-Urticetea* und andere) auf 4 m² großen Dauerflächen in Abhängigkeit von Bodenabtrag und Mähgutauftrag von 1994 bis 2006 (aus HUMMITZSCH 2007). Die Mittelwerte beziehen sich jeweils auf n=10 (Bodenabtragsflächen) beziehungsweise n=50 (Varianten ohne Bodenabtrag)

Da die Samenbank nach jahrzehntelanger Ackernutzung hauptsächlich aus Ackerwildpflanzen und Ruderalarten besteht und kaum noch Zielarten der Kalkmagerrasen enthält (GRAHAM & HUTCHINGS 1988, HUTCHINGS & BOOTH 1996), wirkt sich ihre Entfernung positiv auf den Renaturierungserfolg aus. So war die Anzahl und Deckung unerwünschter Ruderalarten auf den Bodenabtragsflächen im Münchner Norden niedriger als auf Flächen ohne Bodenabtrag (THORMANN et al. 2003, KIEHL et al. 2006). Zusätzlich zur Samenlimitierung durch die Entfernung der Samenbank wurden Wachstum und Reproduktion der mit dem Samenregen neu eingebrachten Ackerwildpflanzen auf den Bodenabtragsflächen durch die extrem trockenen und nährstoffarmen Bedingungen begrenzt. Letztere sind im weiteren Verlauf der Sukzession auch für den im Vergleich zu Flächen ohne Bodenabtrag geringeren Anteil an Grünlandarten an der Gesamtartenzahl und der Artenzahl der 4 m²-Flächen verantwortlich (Abb. 4, KIEHL & JESCHKE 2005, KIEHL & PFADENHAUER 2007).

Für die erfolgreiche Ansiedlung von Zielarten auf ehemaligen Ackerflächen ist die Aufhebung der Ausbreitungslimitierung zunächst zwar wichtiger als die Standorteigenschaften, langfristig wird die Richtung der Sukzession aber entscheidend durch die

Bodeneigenschaften, das Mikroklima und das Management bestimmt. Eine Detrended Correspondence Analysis (DCA) mit Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 2006 zeigt, dass die Bodenabtragsflächen hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung eine größere Ähnlichkeit mit den Referenzflächen im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ aufweisen, als die Flächen ohne Bodenabtrag (Abb. 5). Der Anteil der Magerrasenarten an der Artenzahl ist auf den Bodenabtragsflächen am höchsten (Abb. 4). Mit ihrer hohen Anzahl an Grünlandarten (Abb. 4) unterscheidet sich die Vegetation der ehemaligen Äcker ohne Bodenabtrag und Mähgutauftrag dagegen am stärksten von der Vegetation der Garchinger Heide (Abb. 5).

Insgesamt gesehen ist es bisher auf keiner der Renaturierungsflächen zur Abnahme der Artenzahl und der Anzahl der Magerrasenarten gekommen (Abb. 4). Ein Grund dafür ist vermutlich, dass die Produktivität der Grünland- und Ruderalarten auf den steinigen Ackerpararendzinen der Münchner Schotterebene in den meisten Jahren durch Trockenheit begrenzt wird. Da die Magerrasenarten besser an Trockenheit und die trockenheitsbedingte schlechte Nährstoffverfügbarkeit angepasst sind, haben sie in trockenen Jahren einen Konkurrenzvorteil gegenüber Grünlandarten und Ruderalarten (vergleiche ROSÉN 1995, GIGON 1997).

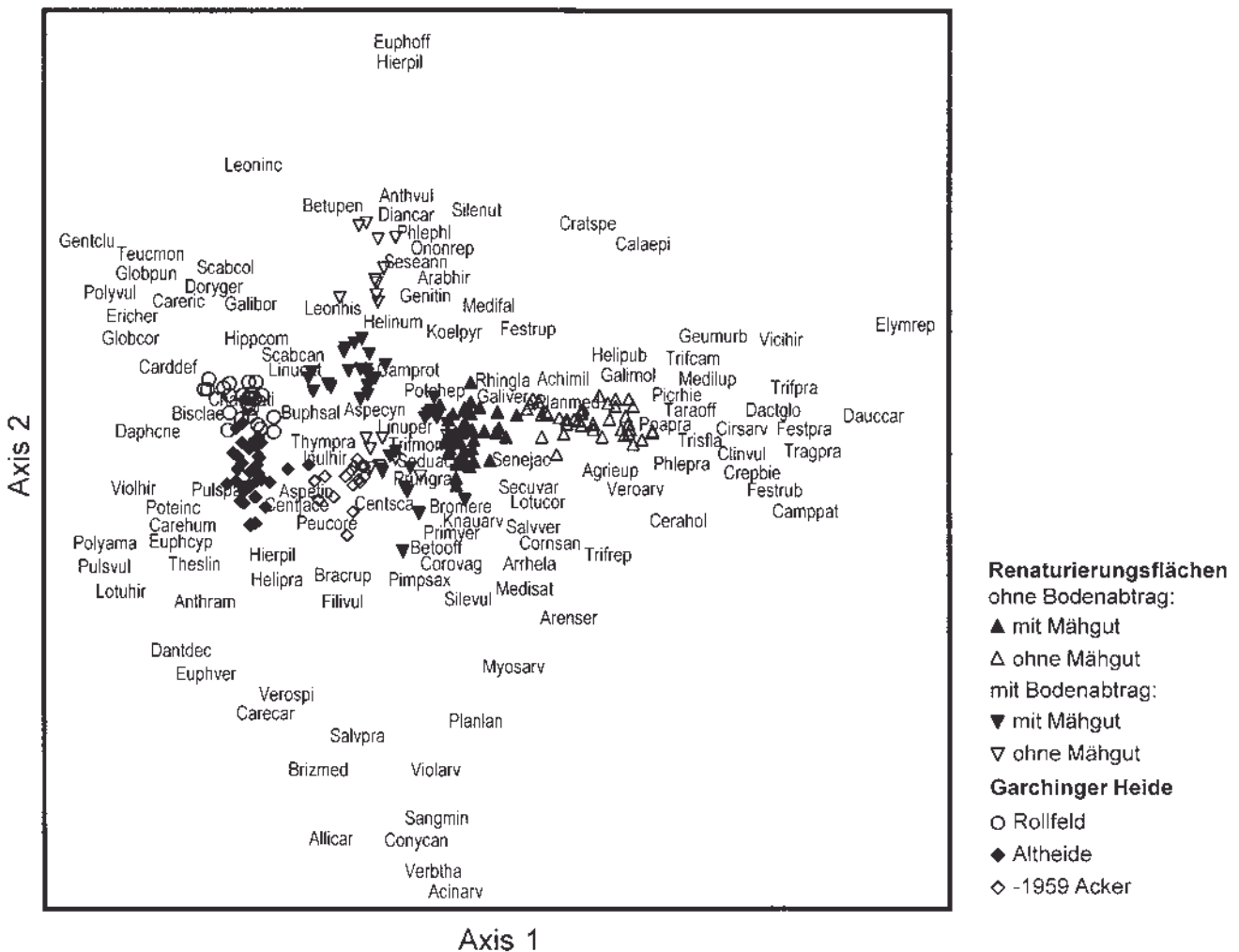


Abbildung 5: Ergebnis einer Detrended Correspondence Analysis (DCA) mit Vegetationsaufnahmen aus neu angelegten Kalkmagerrasen aus dem Jahr 2006 im Vergleich zu Referenzflächen im NSG Garchinger Heide (aus HUMMITZSCH 2007). Dargestellt sind die Dauerflächen gruppiert nach Renaturierungsvarianten und die Aufnahmeflächen der Garchinger Heide gruppiert nach den 3 Teilgebieten Altheide, ehemaliger Acker (bis 1959) und Rollfeld (Bodenabtrag 1945). Arten, die in mindestens 3 Aufnahmen vorkamen, wurden in die Analyse einbezogen. Die Gradientenlänge der ersten Achse beträgt 3,8; die erste Achse erklärt 42,9% und die zweite Achse weitere 12,2% der Gesamtvarianz im Datensatz. Artnamen sind durch die jeweils ersten vier Buchstaben des Gattungs- und die ersten drei Buchstaben des Artnamens abgekürzt

Hinsichtlich der Artenzusammensetzung unterscheiden sich die neu angelegten Abtragsflächen mit hoher Deckung der Leguminosen *Dorycnium germanicum* oder *Anthyllis vulneraria* noch deutlich von dem 1945 durch Bodenabtrag geschaffenen „Rollfeld“ (Abb. 5, KIEHL & PFADENHAUER 2007), das sich durch einen hohen Anteil niedrigwüchsiger *Chamaephyten* (zum Beispiel *Globularia cordifolia*, *Teucrium montanum*, *Polygala chamaebuxus*) und seltene Kryptogamenarten auszeichnet (JESCHKE & KIEHL 2006b). Trotz dieser Unterschiede ist für die an das Naturschutzgebiet angrenzenden Bodenabtragsflächen eine positive Entwicklung der Vegetation in Richtung der Rollfeldvegetation zu erwarten, da bisher gute Bedingungen für die – wenn auch äußerst langsame – Einwanderung neuer Arten aus dem Naturschutzgebiet herrschen. Die Vegetation einer 1980 angelegten Bodenabtragsfläche im Naturschutzgebiet

hat sich im Vergleich zu den Angaben von PFADENHAUER & LIEBERMANN (1986) bereits der Rollfeldvegetation angenähert (WILL et al. 2005). Die Ansiedlung besonders ausbreitungsschwacher Zielarten, die mit dem Mähgut nicht übertragen wurden, kann durch gezielte Ansaat (RÖDER & KIEHL 2007, RÖDER & KIEHL 2008) oder die Übertragung von Rechgut (JESCHKE 2008) gefördert werden.

Zusammenfassend zeigt der Vergleich der neu angelegten Magerrasen mit den Referenzflächen im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“, dass es zwar – wie zu erwarten – nicht möglich ist, die Zielvegetation innerhalb von nur 13 Jahren vollständig wiederherzustellen, dass aber dennoch ein hoher Anteil an Zielarten der Klasse *Festuco-Brometea*, unter ihnen zahlreiche Rote-Liste-Arten, durch Mähgutübertragung erfolgreich auf den ehemaligen Ackerflächen angesiedelt werden konnte.

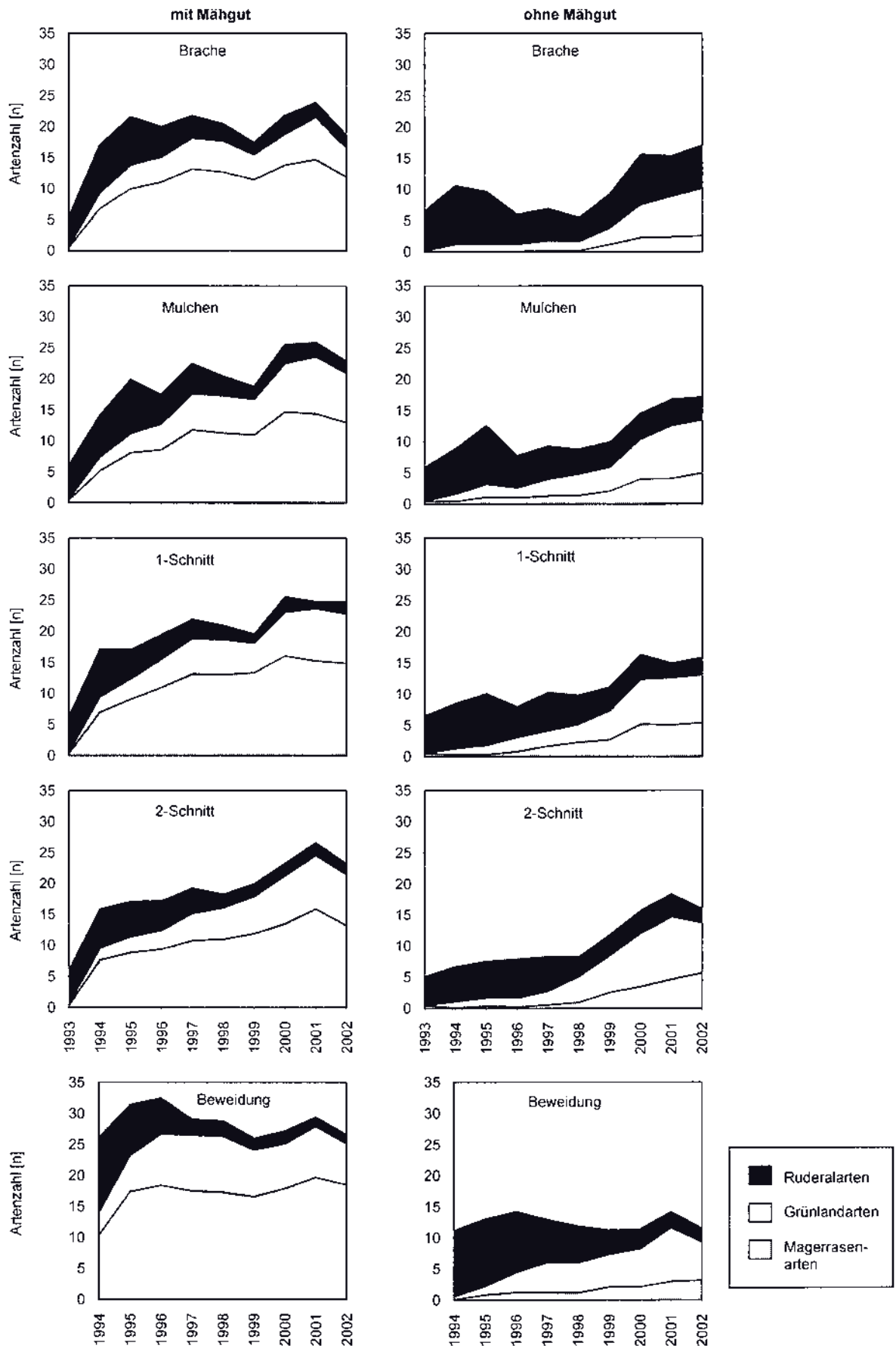


Abbildung 6: Entwicklung der mittleren Anzahl der Magerrasenarten (Klasse *Festuco-Brometea*), der Grünlandarten (Klasse *Molinio-Arrhenatheretea*) und der Ruderalarten (Klassen *Stellarietea*, *Artemisietea*, *Galio-Urticetea* und andere) auf Flächen mit Mähgut (links) und ohne Mähgut (rechts) bei unterschiedlichem Management von 1993/1994 bis 2002. Die Mittelwerte beziehen sich jeweils auf n=10 (Ausnahme: Beweidung ohne Mähgut n=20)

Bedeutung des Managements für die langfristige Erhaltung neu angelegter artenreicher Kalkmagerrasen

In Kalkmagerrasen ist eine regelmäßige extensive Nutzung oder Pflege durch Mahd oder Beweidung entscheidend für die Erhaltung der Artenvielfalt und der lebensraumtypischen Artenzusammensetzung (WILLEMS 2001, MOOG et al. 2002, JACQUEMYN et al. 2003). Die Vegetationsentwicklung in den neu angelegten Kalkmagerrasen im Münchner Norden zeigt zwar, dass Mähgutübertragung und Bodenabtrag bisher einen wesentlich größeren Einfluss auf Artenzahlen und Artenzusammensetzung haben als das Management (THORMANN et al. 2003, KIEHL & PFADENHAUER 2007). Auf Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag nimmt die Bedeutung des Managements jedoch mit zunehmender Sukzessionsdauer zu, während ein Management auf Bodenabtragsflächen mit Mähgut – außer der gelegentlichen Entfernung von Gehölzen – aufgrund der geringen Phytomasseproduktion ebenso wie auf dem „Rollfeld“ im NSG „Garching Heide“ (Bodenabtrag 1945) nicht notwendig ist.

In allen Managementvarianten der Mähgutflächen ohne Bodenabtrag ging die Anzahl der Ruderalarten von 1993/1994 bis 2002 zurück, während die Anzahl der Magerrasenarten stark und die der Grünlandarten leicht anstieg (Abb. 6, KIEHL et al. 2006). Im Jahr 2002 waren die Anzahl der Magerrasenarten und die Artenzahl (pro 4 m²) auf der Brache jedoch niedriger als auf den gemähten oder beweideten Flächen (KIEHL & PFADENHAUER 2007). Bezüglich der Deckung der verschiedenen Artengruppen zeigten sich im Jahr 2002 dagegen keine eindeutigen Unterschiede in Abhängigkeit vom Management (THORMANN et al. 2003). Die höhere Anzahl Magerassenarten pro 4 m²-Fläche auf der beweideten Mähgutfläche im Vergleich zu den gemähten Flächen (Abb. 6) ist nicht auf die Beweidung zurückzuführen, mit der erst 1995 begonnen wurde, sondern auf einen besseren Etablierungserfolg der Zielarten in den ersten beiden Jahren nach der Mähgutübertragung (KIEHL et al. 2006). Bei den Flächen ohne Mähgut war die Anzahl der Ruderalarten auf der Brache signifikant höher als auf den gemähten Flächen, während die Werte der Mulchvariante dazwischenlagen (Abb. 6, KIEHL & PFADENHAUER 2007). Die allmähliche Ausbreitung potentiell dominanter Ruderalarten wie *Calamagrostis epigejos* und *Solidago spp.* auf brachliegenden Flächen mit und ohne Mähgut bis zum Jahr 2003 (unveröffentlichte Daten) deutet darauf hin, dass es ohne Management zu einer Verdrängung von Magerrasenarten und zur Abnahme der Artenzahlen kommen würde. Um dies zu verhindern, wurden die Managementvarianten „Brache“ und „Mulchen“ des E+E-Vorhabens ab 2004 durch einschürige Mahd ersetzt.

Ob einschürige Mahd oder Schafbeweidung sich langfristig günstiger auf die Persistenz vorhandener Magerrasenarten und die – bisher äußerst langsame – Ansiedlung nicht mit dem Mähgut übertragener Zielarten auswirken, lässt sich anhand der momentan zur Verfügung stehenden Ergebnisse noch nicht abschließend beurteilen. Zweischürige Mahd führt zwar zu schnellerer Aushagerung (BRIEMLE 1999), fördert aber vermutlich schnitttolerante Grünlandarten (vergleiche QUINGER 2002, THORMANN et al. 2003) und hat tendenziell einen negativen Einfluss auf die etablierten Magerrasenarten, da die meisten der Mähgutarten, die im Juli/August mit reifen Samen im Mähgut enthalten waren, im Frühsommer blühen und durch den ersten Schnitt geschädigt werden. Auch für Heuschrecken, die durch Mähfahrzeuge geschädigt werden, sollte die Störungsintensität durch Mahd nicht zu hoch sein (WAGNER & FISCHER 2003). Um den Tieren Rückzugsräume zu bieten, sollten bei einschüriger Mahd jährlich wechselnde Streifen, die etwa ein Zehntel der Fläche einnehmen, stehen gelassen werden (siehe PFADENHAUER et al. 2003). Beweidung mit genügsamen Schafrassen könnte vor allem dann, wenn neu angelegte Magerrasen, die beweidet werden, an beweidete langfristig bestehende Magerrasen mit hoher Artenvielfalt angrenzen (was im Münchner Norden bisher nicht der Fall ist), sowohl bei Pflanzen als auch bei Heuschrecken die Ausbreitung von Zielarten fördern (GIBSON & BROWN 1992, FISCHER et al. 1996). Die Literaturauswertung von WALKER et al. (2004) zeigt, dass sich bei der Wiederherstellung artenreicher Grasländer auf ehemaligen Äckern in Großbritannien vor allem eine Kombination aus Mahd zur Aushagerung und nachfolgender Beweidung zur Schaffung von Etablierungsnischen für Zielarten bewährt hat.

Literatur

- 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.
- BAKKER, J.P. & BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. – Trends Ecol. Evol. 14: 63-68.
- BENDER, O., BÖHMER, H.J., JENS, D. & SCHUMACHER, K.P. (2005): Analysis of land-use change in a sector of Upper Franconia (Bavaria, Germany) since 1850 using land register records. – Landsc. Ecol. 20: 149-163.
- BISCHOFF, A. (2002): Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors of restoration. – Biol. Conserv. 104: 25-33.
- BRIEMLE, G. (1999): Auswirkungen zehnjähriger Grünlandausmagerung – Vegetation, Boden, Biomasseproduktion und Verwertbarkeit der Aufwüchse. – Nat.schutz Landsch.plan. 31: 229-237.

- COULSON, S.J., BULLOCK, J.M., STEVENSON, M.J. & PYWELL, R.F. (2001):
Colonization of grassland by sown species: dispersal versus microsite limitation in responses to management. – *J. Appl. Ecol.* 38: 204-216.
- DONATH, T.W., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2003):
The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. – *Appl. Veg. Sci.* 6: 13-22.
- FISCHER, G., 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.
- GIBSON, C.W.D. & BROWN, V.K. (1992):
Grazing and vegetation change: deflected or modified succession? – *J. Appl. Ecol.* 29: 120-131.
- GIGON, A. (1997):
Fluktuationen des Deckungsgrades und die Koexistenz von Pflanzenarten in Trespen-Halbtrockenrasen (Mesobromion). – *Phytocoenologia* 27: 275-287.
- 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.
- 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.
- HUMMITZSCH, U. (2007):
Langfristige Vegetationsentwicklung auf neu angelegten Kalkmagerrasen unter besonderer Berücksichtigung der Leguminosen und der Kryptogamen. Masterarbeit TU München, Freising, 61 S.
- 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.
- JACQUEMYN, H., BRYSS, R. & HERMY, M. (2003):
Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen. – *Biol. Conserv.* 119: 137-147.
- JESCHKE, M. (2008):
Einfluss von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artendiversität und Artenzusammensetzung von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in mitteleuropäischen Kalkmagerrasen, Dissertation TU München, Freising, 142 S.
- JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2006a):
Vergleich der Kryptogamenvegetation alter und junger Kalkmagerrasen im Naturschutzgebiet „Garching Heide“. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 75: 221-234.
- JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2006b):
Auswirkung von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artendiversität von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in neu angelegten Kalkmagerrasen. – *Tuexenia* 26: 223-242.
- JOAS, C., GNÄDINGER, J., WIESINGER, K., HAASE, R. & KIEHL, K. (2010):
Restoration and design of calcareous grasslands in urban and suburban areas: Examples from the Munich Plain. In: MÜLLER N., WERNER, P. & KELCEY, J. (eds.): *Urban biodiversity & design – implementing the Convention on Biological Diversity in towns and cities.* Blackwell Publishing, Oxford, in Druck.
- KIEHL, K. (2005):
Einfluss von Renaturierungsmaßnahmen auf die Phytodiversität von Grasländern. Habilitationsschrift Technische Universität München, Freising, 247 S.
- KIEHL, K. (2009):
Renaturierung von Kalkmagerrasen. In: ZERBE S. & WIEGLEB G.: *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa.* – Elsevier Verlag, Heidelberg, 265-282.
- 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: 39-71.
- KIEHL, K. & JESCHKE, M. (2005):
Erfassung und Bewertung der Phytodiversität ursprünglicher und neu angelegter Kalkmagerrasen der nördlichen Münchner Schotterebene. – *Tuexenia* 25: 445-461.
- KIEHL, K., THORMANN, A. & PFADENHAUER, J. (2006):
Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. – *Restor. Ecol.* 14: 148-156.
- KIEHL, K. & WAGNER, C. (2006):
Effect of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. – *Restor. Ecol.* 14: 157-166.
- KIEHL, K. & PFADENHAUER, J. (2007):
Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. – *Plant Ecol.* 189: 31-48.
- 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.
- MARRS, R.H. (2002):
Manipulating the chemical environment of the soil. In: PERROW, M.R. & DAVY, A.J.: *Handbook of Ecological Restoration.* Vol. 1: Principles of restoration. Cambridge University Press, Cambridge, 155-183.
- 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.
- MOOG, D., POSCHLOD, P., KAHMEN, S. & SCHREIBER, K.-F. (2002):
Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. – *Appl. Veg. Sci.* 5: 99-106.
- PATZELT, A. (1998):
Vegetationsökologische und populationsbiologische Grundlagen für die Etablierung von Magerwiesen in Niedermooren. – *Diss. Bot.* 297: 154 S.
- PFADENHAUER, J. (2001):
Some remarks on the socio-cultural background of restoration ecology. – *Restor. Ecol.* 9: 220-229.
- PFADENHAUER, J. & LIEBERMANN, C. (1986):
Eine geobotanische Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Garching Heide. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 57: 99-110.
- PFADENHAUER, J. & MILLER, U. (2000):
Verfahren zur Ansiedlung von Kalkmagerrasen auf Ackerflächen. In: PFADENHAUER, J., FISCHER, F.P., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILTZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E. & WIESINGER, K.: *Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München.* – *Angew. Landsch.ökol.* 32: 37-87.
- PFADENHAUER, J., LÖSCH, R. & JOAS, C. (2000):
Ziele, Organisation und Durchführung des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens. – In: PFADENHAUER, J., FISCHER, F.P., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILTZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E. & WIESINGER, K.: *Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München.* – *Angew. Landsch.ökol.* 32: 19-35.

- PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.) (2003): Renaturierung von Kalkmagerrasen. – Angew. Landsch. ökol. 55: 1-272.
- 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, P. & BONN, S. (1998): Changing dispersal processes in the Central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? – Acta Bot. Neerl. 47: 27-44.
- POSCHLOD, P. & WALLISDEVRIES, M.F. (2002): The historical and socio-economic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. – Biol. Conserv. 104: 361-376.
- PYWELL, R.F., BULLOCK, J.M., HOPKINS, A., WALKER, K.J., SPARKS, T.H., BURKES, 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.
- QUINGER, B. (2002): Wiederherstellung von artenreichem Magergrünland (Arrhenatherion) und Magerrasen (Mesobromion) auf Grünlandstandorten durch Mahd im Bayerischen Alpenvorland. – Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz 167: 37-52.
- RÖDER, D., JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2006): Vegetation und Böden alter und junger Kalkmagerrasen im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ im Norden von München. – Forum Geobotanicum 2/06: 24-44.
- RÖDER D. & KIEHL, K. (2007): Ansiedlung von lebensraumtypischen Pflanzenarten in neu angelegten Kalkmagerrasen durch Ansaat und Pflanzung. – Nat.schutz Landsch.plan. 39:304-310.
- RÖDER D. & KIEHL, K. (2008): Vergleich des Zustandes junger und historisch alter Populationen von *Pulsatilla patens* (L.) Mill. in der Münchner Schotterebene. – Tuexenia 28: 121-132.
- ROSÉN, E. (1995): Periodic droughts and long-term dynamics of Alvar grassland vegetation on Öland, Sweden. – Folia Geobotanica et Phytotaxonomica 30: 131-140.
- SCHEUERER, M. & AHLMER, W. (2003): Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. – Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz, Augsburg 372 S.
- SCHIEFER, J. (1984): Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. – Veröff. Nat.-Landsch.pfl. Baden-Württ. 57/58: 33-62.
- STRYKSTRA, R.J., VERWEIJ, G.J. & BAKKER, J.P. (1997): Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. – Acta Bot. Neerl. 46: 387-401.
- STROH, M., STORM, C., ZEHEM, A. & SCHWABE-KRATOCHWIL, A. (2002): Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. – Phytocoenologia 32: 595-625.
- THORMANN, A., KIEHL, K. & PFADENHAUER, J. (2003): Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsmaßnahmen auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen. In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): Angew. Landsch.ökol. 55: 73-106.
- VERHAGEN, R., KLOOKER, J., BAKKER, J.P. & van DIGGELEN, R. (2001): Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after top-soil removal. – Appl. Veg. Sci. 4: 75-82.
- VERKAAR, H.J., SCHENKEVELD, A.J. & van den KLASHORST, M.P. (1983): The ecology of short-lived forbs in chalk grasslands: dispersal of seeds. – New Phytol. 95: 335-344.
- WAGNER, C. & FISCHER, F.-P. (2003): Einfluss unterschiedlicher Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Entwicklung der Heuschreckenfauna neu angelegter Kalkmagerrasen. In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierung von Kalkmagerrasen. – Angew. Landsch.ökol. 55: 165-200.
- 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. 119: 1-18.
- WIESINGER, K., JOAS, C. & BURCKHARDT, I. (2003): Zehn Jahre Heideprojekt Münchner Norden – Umsetzung und Praxiserfahrung. – In: PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (Hrsg.): Angew. Landsch.ökol. 55: 261-272.
- WILL, H., EICHINGER, N., RÖDER, D. & KIEHL, K. (2005): Vergleich der Vegetation unterschiedlich alter Bodenabtragsflächen im Naturschutzgebiet Garchinger Heide. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 74: 169-180.
- WILLEMS, J. H. (2001): Problems, approaches and results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. – Restor. Ecol. 9: 147-154.

Anschrift der Verfasserin:

Prof. Dr. Kathrin Kiehl
 Vegetationsökologie und Botanik
 Fakultät Agrarwissenschaften und
 Landschaftsarchitektur
 Fachhochschule Osnabrück
 Oldenburger Landstr. 24
 49090 Osnabrück
 E-mail: k.kiehl@fh-osnabrueck.de

Laufener Spezialbeiträge 2/09

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

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

Verkaufspreis 10,- €

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

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

Herausgeber und Verlag:

Bayerische Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege (ANL)

Seethalerstr. 6

83406 Laufen a.d.Salzach

Telefon: 08682/8963-0

Telefax: 08682 8963-17 (Verwaltung)

08682 8963-16 (Fachbereiche)

E-Mail: poststelle@anl.bayern.de

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

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

Schriftleitung:

Ursula Schuster, ANL

Telefon: 08682 8963-53

Telefax: 08682 8963-16

Ursula.Schuster@anl.bayern.de

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

Schriftleitung und Redaktion für das vorliegende Heft:

Ursula Schuster und Dr. Harald Albrecht,

Lehrstuhl für Vegetationsökologie,

Technische Universität München.

Wissenschaftlicher Beirat:

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

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

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

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

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

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

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

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

Herstellung:

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

Druck und Bindung:

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

Erscheinungsweise:

unregelmäßig (ca. 2 Hefte pro Jahr).

Urheber- und Verlagsrecht:

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

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

Bezugsbedingungen/Preise:

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

Auskünfte über Bestellung, Versand und Abonnement:

Annemarie Maier,

Tel. 08682 8963-31

Über Preise und Bezugsbedingungen im einzelnen:
siehe Publikationsliste am Ende des Heftes.

Zusendungen und Mitteilungen:

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

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

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

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 2009

Band/Volume: [2_2009](#)

Autor(en)/Author(s): Kiehl Kathrin

Artikel/Article: [Langfristige Perspektiven für die Entwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen in der Münchner Schotterebene 87-96](#)