

Lehrstuhl für Vegetationsökologie
Department für Ökologie
Technische Universität München

**RENATURIERUNG VON KALKMAGERRASEN:
DER EINFLUSS VERSCHIEDENER ÜBERLEBENSSTRATEGIEN VON PFLANZENARTEN
AUF DEN RENATURIERUNGSERFOLG**

Daniela B. E. Röder

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. rer. nat. A. Fischer
Prüfer der Dissertation: 1. Univ.-Prof. Dr. rer. nat. J. Pfadenhauer
2. apl. Prof. Dr. rer. nat., Dr. rer. silv. habil. C. Abs

Die Dissertation wurde am 05.11.2007 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 22.01.2008 angenommen.

INHALT

VORWORT		5
KAPITEL 1	Einführung	7
KAPITEL 2	Vegetation und Böden alter und junger Kalkmagerrasen im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ im Norden von München <i>Forum geobotanicum 2, 24-44</i>	27
KAPITEL 3	Population structure and population dynamic of <i>Pulsatilla patens</i> (L.) Mill. in relation to vegetation characteristics <i>Flora 201, 499–507</i>	59
KAPITEL 4	Dormancy and germination of calcareous grassland species – a full factorial experiment under controlled conditions.	77
KAPITEL 5	Ansiedlung von lebensraumtypischen Pflanzen in neu angelegten Kalkmagerrasen - Methodenvergleich zwischen Ansaat und Pflanzung <i>Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (10), 304-310</i>	91
KAPITEL 6	Species response to different mowing regimes – a clipping experiment.	113
KAPITEL 7	Renaturierung von Kalkmagerrasen: Der Einfluss verschiedener Überlebensstrategien von Pflanzenarten auf den Renaturierungserfolg <i>Schlussdiskussion</i>	127
ZUSAMMENFASSUNG		139
SUMMARY		143

VORWORT

Diese Dissertation ist „kumulativ“ angelegt, was bedeutet, dass die einzelnen Kapitel als Artikel in Fachzeitschriften veröffentlicht wurden bzw. noch werden. Deshalb sind drei der Kapitel in Englisch geschrieben, um die Ergebnisse meiner Untersuchungen auch Wissenschaftlern außerhalb Deutschlands zugänglich zu machen. Da ich meine Ergebnisse zur Einbringung von Arten durch Ansaat und Pflanzung aber auch für die praktische Naturschutzarbeit als sehr wichtig empfinde, habe ich die Einleitung und die Schlussdiskussion auf Deutsch geschrieben. In diesen beiden Rahmenkapiteln sowie in den beiden deutschen Artikeln sind die für die Praxis wichtigsten Ergebnisse beschrieben und diskutiert.

Mein Dank gilt in erster Linie meinem Doktorvater Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer, Lehrstuhl für Vegetationsökologie der Technischen Universität München, für die Möglichkeit zur Mitarbeit und Promotion an seinem Lehrstuhl sowie für die hilfreichen Diskussionen, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Besonders möchte ich Prof. Dr. Kathrin Kiehl für die enorme Hilfe beim Erlernen des wissenschaftlichen Arbeitens sowie für die zahllosen Korrekturen, Diskussionen und Hilfestellungen trotz Zeitnot und Verhandlungsstress danken. Außerdem geht mein Dank an die Kollegen des Lehrstuhls für das nette Arbeitsklima, anregende Diskussionen beim Lunch Bunch und zwischen durch sowie für die Hilfe bei technischen und sonstigen Problemen. Alessandra sei besonders gedankt. Ingrid und Frau Bücherl möchte ich für Ihre Hilfe bei technischen und organisatorischen Problemen sowie für die hervorragende kulinarische Versorgung danken. Den Studenten Simone Kirstein, Eva Rattenhuber und Johanna Winkler möchte ich für die Hilfe im Gewächshaus sowie Sebastian Pape, Romy Werner, Andreas Hauser, Torsten Deppe, Sarah Pfeiffer und Jan Hofmann für ihre Hilfe im Gelände danken.

Die Promotion wurde finanziert von der Hanns-Seidel-Stiftung, der ich zudem auch für die ideelle Förderung sehr danken möchte. Für die finanzielle und technische Hilfe möchte ich mich bei Frau Joas und dem Heideflächenverein Münchner Norden e.V. bedanken sowie vielen Dank für die praktische und ideenreiche Unterstützung an Johann Krimmer.

Zu guter Letzt möchte ich mich bei Steffen bedanken der mir jederzeit zur Seite gestanden und mich mit allen Mitteln und Wegen unterstützt hat. Ohne ihn hätte ich diese Promotion und unser gemeinsames Projekt Paul nie unter einen Hut bekommen. Danke für alles.

KAPITEL 1

EINFÜHRUNG



EINFÜHRUNG

STAND DER FORSCHUNG

Entstehung der Kalkmagerrasen und ihre Eigenschaften

Kalkmagerrasen entwickelten sich als sekundärer Vegetationstyp auf kalkhaltigen, potentiellen Waldstandorten durch verschiedene Nutzungsweisen, wie z.B. Waldweide, Dreifelderwirtschaft oder Feldgraswirtschaft mit überwiegender Nutzung als Wiese bzw. Weide (POSCHLOD et al. 1997, POSCHLOD & WALLISDEVRIES 2002). Im Spätmittelalter entstanden große Flächen allgemeinen Weidelandes (Allmende) für Schafe, Rinder, Ziegen und Schweine (ABEL 1978), wodurch es zu einer großflächigen Ausdehnung der Kalkmagerrasen kam. Noch 1850 erstreckten sich diese Lebensräume beispielsweise im Münchner Norden über eine Fläche von schätzungsweise 15.000 ha (PFADENHAUER 2001). Im Laufe des 19. und 20. Jahrhunderts kam es durch den Wandel der Gesellschaft und die Neuerungen der modernen Landwirtschaft nach und nach zum Wegfallen traditioneller Nutzungsformen und somit zum Rückgang der durch sie entstandenen Kalkmagerrasen. Der Großteil der Flächen wurde dabei in Ackerland oder in Kiefernwälder umgewandelt (BEINLICH & MANDERBACH 1995, BENDER et al. 2005). Die heute noch existierenden Kalkmagerrasenreste sind meist stark fragmentiert und liegen isoliert in einer intensiv genutzten Kulturlandschaft (QUINGER et al. 1994; RINGLER 2002).

Diese Kalkmagerasenreste sind geprägt durch Trockenheit, Nährstoffarmut und Störung durch Mahd oder Beweidung. Die Trockenheit ist durch die geringen Wasserbindungseigenschaften der flach- bis mittelgründigen, skelettreichen Böden bedingt, was periodisch zu einer Verknappung des pflanzenverfügbaren Wassers im Boden führen kann (LEUSCHNER 1989). Die pflanzenverfügbare Nährstoffarmut entstand durch die jahrhundertlange düngerlose Nutzung der Böden. Diese wird zudem durch den Wassermangel in Trockenzeiten verstärkt, welcher einen aufnahmebedingten Nährstoffmangel in den Pflanzen hervorrufen kann (LEUSCHNER 1989). Die immer wiederkehrenden Störungen durch Mahd und Beweidung führten dann unter den trockenen und nährstoffarmen Bedingungen zu der heute charakteristischen Zusammensetzung der Kalkmagerasenvegetation (vgl. GIGON 1997).

Arten der Kalkmagerrasen und Gefährdung

Die heutigen Kalkmagerrasenreste beherbergen eine vergleichsweise hohe Zahl gefährdeter Pflanzenarten (KORNECK et al. 1996). Diese Arten sind an die extremen Standortbedingungen der Kalkmagerrasen mit Trockenheit, Nährstoffarmut und Störung durch Mahd oder Beweidung spezialisiert. Durch die zunehmende Zerstörung, Isolation und Fragmentation dieser Lebensräume sind auch die dort vorkommenden Arten stark bedroht. Diese Gefährdung wird außerdem dadurch verstärkt, dass die generative Fortpflanzung von Kalkmagerrasenarten ein seltenes Ereignis ist, das durch die Verfügbarkeit geeigneter Standorte und das Auftreten günstiger klimatischer Bedingungen limitiert wird (JACKEL &

POSCHLOD 1996). Dies führt zum Überdauern von Populationen in durchschnittlich sehr kleinen Habitaten. Durch klonales Wachstum und/oder Langlebigkeit der Einzelindividuen können Pflanzenarten der Kalkmagerrasen hier auch bei ausbleibender generativer Vermehrung sehr lange überdauern (FISCHER & STÖCKLIN 1997). Die Persistenz der Arten ist jedoch stark von der Größe und dem Isolationsgrad der Population abhängig. Kleine Populationen, denen der genetische Austausch mit Nachbarpopulationen fehlt, reagieren besonders sensibel gegenüber stochastischen Prozessen, wie z.B. sich verändernde Umweltbedingungen und demographische Fluktuationen. Genetische Drift führt zudem zum Verlust der genetischen Variabilität, was letztendlich zum Aussterben dieser Populationen führen kann (vgl. FISCHER & STÖCKLIN 1997, SMULDERS et al. 2000).

Die Isolation der Populationen wird neben der Fragmentation der Kalkmagerrasenreste noch dadurch verstärkt, dass die Ausbreitung der Pflanzenarten über größere Distanzen durch die Aufgabe der traditionellen Landnutzung (z.B. Wanderschäfferei, Heutransport) stark eingeschränkt ist (POSCHLOD et al. 1997, POSCHLOD & WALLISDEVRIES 2002) und die natürliche Ausbreitung durch Wind oder Ameisen nur über kurze Distanzen erfolgt (HUTCHINGS & BOOTH 1996). Heute sind die Wandergeschwindigkeiten von höheren Pflanzen in der fragmentierten Kulturlandschaft in der Regel so gering, dass mit einer Einwanderung der Arten auf geeigneten Renaturierungsflächen in akzeptablen Zeiträumen (10 bis 20 Jahren) nicht zu rechnen ist (TRÄNKLE & POSCHLOD 1995, MAURER et al. 2003, PFADENHAUER & KIEHL 2003b, KIEHL 2005). Ob Zielarten noch in der Samenbank von Renaturierungsflächen vorhanden sind und daraus aktiviert werden können, hängt von der vorausgegangenen Nutzung und ihrer Dauer ab. In der Regel ist die Samenbank der Zielarten auf ehemaligen Äckern so weit ausgedünnt, dass sie für eine Renaturierung nicht ausreicht (z.B. GRAHAM & HUTCHINGS 1988, HUTCHINGS & BOOTH 1996). Daher muss hier ein Artentransfer auf künstlichem Wege erfolgen (POSCHLOD et al. 1998, PFADENHAUER & KIEHL 2003b).

Renaturierung von Kalkmagerrasen

In den letzten Jahrzehnten wurden umfangreiche Studien in verschiedenen Ländern Mittel- und Westeuropas zur Renaturierung von Kalkmagerrasen durchgeführt (zusammenfassend in MORTIMER et al. 1998, MULLER et al. 1998, PFADENHAUER et al. 2000, Pfadenhauer 2001, WILLEMS 2001, WALLISDEVRIES et al. 2002, PFADENHAUER & KIEHL 2003a, WALKER et al. 2004). Diese ergaben, dass im Vorfeld der Maßnahmen die Flächen meist ausgehagert werden müssen, um den Vorrat an Nährstoffen zu vermindern und dadurch deren Verfügbarkeit für hochwüchsige, konkurrenzstarke Pflanzen zu limitieren. Dies kann durch Getreideanbau ohne Düngung oder Oberbodenabtrag geschehen (SCHÜTZ et al. 2000, PFADENHAUER & KIEHL 2003b). Nach der Aushagerung muss in den meisten Fällen ein Artentransfer durch Mähgutübertragung (z.B. MILLER & PFADENHAUER 1997, KIRMER & MAHN 2001, TRÄNKLE 2002, PFADENHAUER & KIEHL 2003a), Ansaat (z.B. STEVENSON et al. 1995, STEVENSON et al. 1997, PYWELL et al. 2002, THORMANN et al. 2003) oder Pflanzung (z.B. MILLER 1998, DAVIES et al. 1999, COULSON et al. 2001, WALKER et al. 2004) erfolgen. Die Mähgutübertragung, d.h. das Arten durch diasporenhaltiges Mähgut von geeigneten Spenderflächen desselben Naturraums auf neue Flächen eingebracht werden

(PFADENHAUER & KIEHL 2003b, KIEHL et al. 2006), stellt dabei eine schnelle, praktikable und kostengünstige Methode zum gleichzeitigen Transfer möglichst vieler Arten dar (PFADENHAUER & MILLER 2000, THORMANN et al. 2003, KIEHL et al. 2006, KIEHL & WAGNER 2006, KIEHL & PFADENHAUER 2007). Mit Hilfe der Mähgutübertragung können jedoch nicht alle Arten, die charakteristisch für Kalkmagerrasen sind, auf neuen Flächen angesiedelt werden. Dies ist in der Regel auf die verschiedenen Zeitpunkte der Fruchtreife und den jeweiligen Zeitraum, in dem das Mähgut für die Übertragung gewonnen wird (meist im Hochsommer), zurückzuführen. So werden insbesondere früh blühende Arten, deren Samen im Hochsommer schon ausgefallen sind, nicht übertragen (PFADENHAUER & MILLER 2000, THORMANN et al. 2003). Eine frühe Mahd von Teilflächen des Spenderbiotops hätte jedoch erhebliche naturschutzinterne Zielkonflikte zur Folge, z.B. hinsichtlich des Schutzes von Orchideen, Wiesenbrütern und Schmetterlingen (WIESINGER et al. 2003). Die Höhe der Mahdgeräte (ca. 6 cm über dem Boden) führt zudem in vielen Fällen dazu, dass niedrigwüchsige Arten nicht erfasst werden und somit nicht auf die Renaturierungsflächen gelangen. Aber auch Arten, die reichlich im Mähgut vorhanden sind, können sich zum Teil aufgrund spezieller Ansprüche an die Keimungs- und Etablierungsbedingungen nicht auf den Renaturierungsflächen ansiedeln (MILLER & PFADENHAUER 1997, KIEHL et al. 2006). Aus diesen Gründen wird empfohlen, schwer übertragbare Arten anzusäen oder vorkultivierte Individuen anzupflanzen (PFADENHAUER & KLÖTZLI 1996, PFADENHAUER et al. 2003, WIESINGER et al. 2003). Bei der Ansaat von Arten wird die Verwendung von autochthonem Saatgut empfohlen (MILLAR & LIBBY 1989, RIEDL 2003, KIRMER & TISCHEW 2006). Dieses Saatgut stammt von Populationen in der Nähe der Renaturierungsflächen und ist somit genetisch an die Umweltbedingungen im Gebiet angepasst, was zu besseren Keimungs- und Etablierungschancen führt (LIPPITT et al. 1994). Die Ansaat eignet sich nach ANDERLIK-WESINGER (2002) vor allem für Pflanzenarten mit einer schnellen Keimung und hohen Keimfähigkeit. Die Pflanzung – ebenfalls mit autochthonem Pflanzenmaterial – eignet sich dagegen eher für die Einbringung einzelner schwer übertragbarer Pflanzen mit geringen Keimraten und einer langsamen Jugendentwicklung (vgl. auch GIBSON & BROWN 1991, HUTCHINGS & BOOTH 1996, WALKER et al. 2004). Außerdem eignet sich diese Methode besonders für Arten mit einer niedrigen Diasporenproduktion (DAVIES et al. 1999).

Um bei der Neuanlage von Kalkmagerrasen ein möglichst komplettes Artenspektrum des Spenderbiotops zu erreichen, ist es notwendig einzelne Arten gesondert zu übertragen. Bisher liegen jedoch kaum Daten darüber vor, wie sich die verschiedenen Überlebensstrategien der Kalkmagerasenarten auf ihre Übertragung durch Ansaat und Pflanzung in neuangelegten Kalkmagerrasen auswirken.

ZIEL UND AUFBAU DER ARBEIT

In der vorliegenden Arbeit werden die Überlebensstrategien ausgewählter Pflanzenarten in Kalkmagerrasen charakterisiert und der Einfluss dieser Strategien auf den Erfolg der Wiederansiedelung dieser Arten beschrieben. Die Fragestellungen für diese Arbeit sind:

1. Welche Eigenschaften ermöglichen es den Arten der Kalkmagerrasen über lange Zeiträume an einem Standort zu überdauern und welche Überlebensstrategien ergeben sich daraus?
2. Welche Rolle spielt die generative Fortpflanzung der Kalkmagerrasen innerhalb dieser Strategien und ist sie durch das Vorhandensein geeigneter Standorte und/oder das Vorkommen günstiger klimatischer Bedingungen limitiert?
3. Welchen Einfluss haben die Überlebensstrategien der Kalkmagerrasenarten auf den Renaturierungserfolg?
4. Was sollte bei der Wiederansiedelung einzelner Kalkmagerrasenarten zusätzlich zur Mähgutübertragung beachtet werden?

AUFBAU DER ARBEIT

Kapitel 2 der Arbeit beschreibt die Vegetationszusammensetzung und die Bodeneigenschaften alter und junger Kalkmagerrasen im Naturschutzgebiet „Garching Heide“. Dazu werden innerhalb des Naturschutzgebiets drei Standorte anhand von Vegetationsaufnahmen charakterisiert und hinsichtlich der dort auftretenden Artengruppen und vorherrschenden Bodeneigenschaften verglichen. Außerdem wird die Vegetationsentwicklung durch den Vergleich mit Ergebnissen früherer Untersuchungen analysiert. In **Kapitel 3** wird die Populationsstruktur- und dynamik von *Pulsatilla patens*, einer der ausgewählten Arten, in Abhängigkeit von den Vegetationseigenschaften unterschiedlicher Teillebensräume des Naturschutzgebiets beschrieben. Ziel ist, das Verhalten der Art im ursprünglichen Habitat zu charakterisieren. Um die Fähigkeit der vier ausgewählten Arten - *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* - zur generativen Fortpflanzung abschätzen zu können habe ich in **Kapitel 4** Sameneigenschaften und Keimungsversuche im Klimaschrank ausgewertet und diese Ergebnisse anhand der natürlichen Bedingungen im Gelände analysiert. In **Kapitel 5** werte ich den Renaturierungsversuch der Arten durch Ansaat im Herbst sowie Pflanzung im Frühjahr und Herbst aus. Die Ergebnisse dieses Versuchs sollen helfen, den Einfluss der verschiedenen Überlebensstrategien der Arten auf die Renaturierung zu verstehen. Daraus werden Empfehlungen für die Praxis bezüglich der Bodenvorbereitung, Art und Zeitpunkt der Einbringung der Arten sowie Pflegemaßnahmen abgeleitet. **Kapitel 6** beschäftigt sich mit der Störungsresistenz der Arten, welche anhand eines „clipping experiments“ im Gewächshaus untersucht wurde. Hierzu wurden zwei Mahdvarianten - 1-Schnitt und 2-Schnitt – sowie eine Kontrollvariante ohne Schnitt simuliert. Abschließend werden in **Kapitel 7** die Ergebnisse der

Teilkapitel übergreifend diskutiert und mit Ergebnissen aus der Literatur verglichen. Dadurch soll der Einfluss der verschiedenen Überlebensstrategien der Pflanzenartenarten in Kalkmagerrasen auf den Renaturierungserfolg verdeutlicht und Empfehlungen für die Wiederansiedelungen der Arten gegeben werden.

UNTERSUCHUNGSGEBIET UND UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN

Die Untersuchungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden auf Flächen in der Umgebung des Naturschutzgebiets „Garchinger Heide“ durchgeführt, die ca. 15 km nördlich von München an der Verbindungsstraße zwischen Dietersheim und Eching liegen (48°18'N, 11°39'E, 469 m über NN, Abb. 1).

Die Spenderpopulationen der ausgewählten Arten befinden sich im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“, welches auf einer Größe von 27 ha eine Kalkmagerrasenvegetation mit einer einmaligen Kombination von submediterranen, dealpinen und pontischen Florenelementen beherbergt (VOLLMANN 1911, PFADENHAUER & LIEBERMANN 1986) (siehe Kap. 2). Die Pflanzung und Ansaat der Arten wurde auf Renaturierungsflächen des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens (E+E) zur Sicherung und Entwicklung der Heiden im Münchener Norden (PFADENHAUER et al. 2000, PFADENHAUER & KIEHL 2003a) im Umfeld des Naturschutzgebiets durchgeführt. Diese ehemaligen Ackerflächen wurden durch den zum Schutz der „Garchinger Heide“ und zum Aufbau eines Kalkmagerrasen-Biotopverbundes 1990 gegründete „Heideflächenverein Münchner Norden e.V.“ erworben. Von 1993 bis 2002 wurden hier durch das E+E-Vorhaben Versuche zum Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsverfahren auf die Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen in der Münchner Schotterebene durchgeführt (PFADENHAUER et al. 2000, PFADENHAUER & KIEHL 2003a). Für die vorliegenden Untersuchungen wurden folgende Flurstücke ausgewählt (Abb. 1): Auf dem Flurstück 506A wurde der Oberboden im Jahr 1993 bis auf den anstehenden Kies abgetragen und direkt im Anschluss eine Mähgutübertragung mit Mähgut aus der „Garchinger Heide“ durchgeführt. Auf dem Flurstück 2526A wurde ebenfalls 1993 der Oberboden abgetragen. Hier wurde aber erst im Jahr 2001 Mähgut aus dem Naturschutzgebiet übertragen. Das Flurstück 2487 wurde von 1993 bis 2001 einmal im Jahr gemäht mit anschließendem Abtransport des Schnittgutes. In den Jahren 2002 und 2003 erfolgte eine weitere Aushagerung der Fläche durch den Anbau von Winterroggen im ersten Jahr und von Wintergerste im zweiten Jahr, jeweils ohne Düngung und Pflanzenschutz. Im Herbst 2004 wurde der ehemalige Acker dann gepflügt, geeggt und Mähgut aus der „Garchinger Heide“ aufgetragen.

Flurstück 506A und Flurstück 2487 grenzen direkt im Westen bzw. Osten an das Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“. Flurstück 2526 ist Teil des „Biotopverbundes“ (PFADENHAUER et al. 2000) und ist durch einen Triebweg des Schafbeweidungskonzeptes mit dem Naturschutzgebiet verbunden.

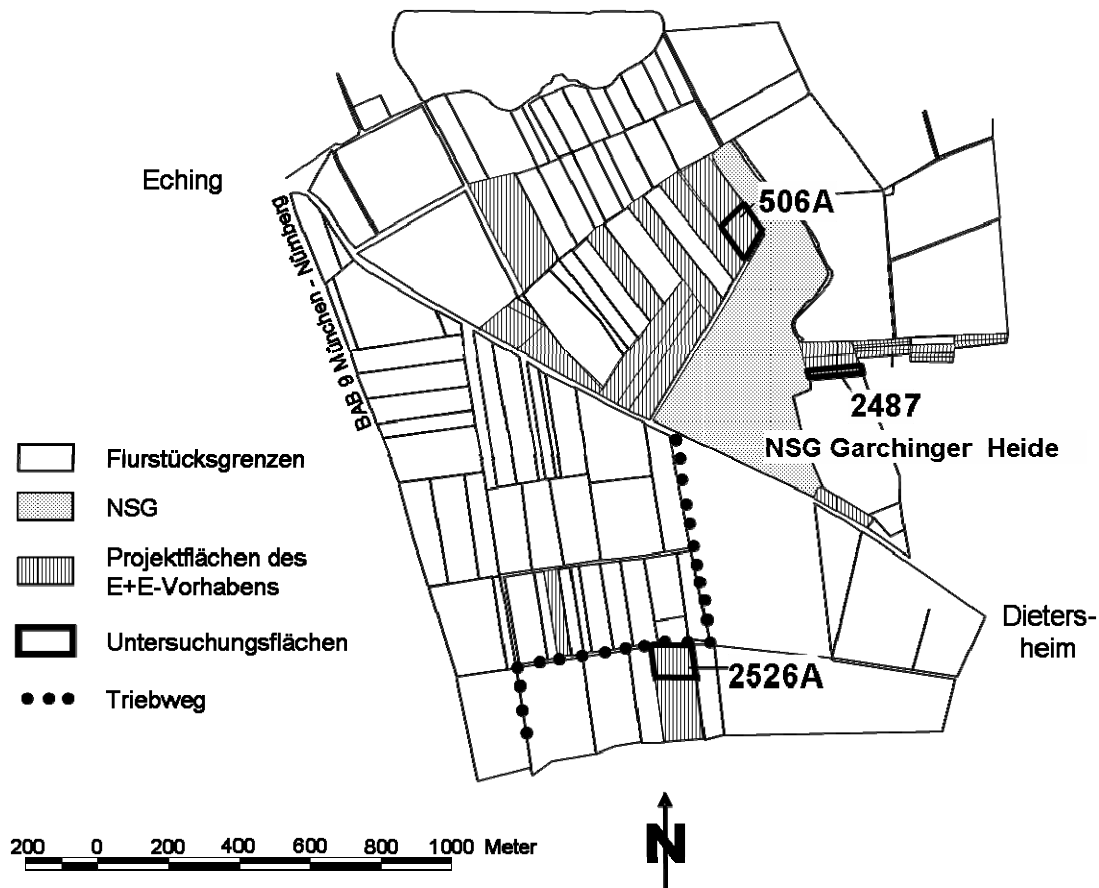


Abb. 1: Untersuchungsflächen auf den Flurstücken 506A, 2526A und 2487 sowie das Naturschutzgebiet „Garching Heide“

Flurstück 506A, auf welchem die früheste Mähgutübertragung stattgefunden hat, beherbergt die höchste Anzahl kalkmagerrasentypischer Arten (Tab. 1). Auch die Deckung der Moosschicht ist hier sehr hoch. Der Fläche 506A am ähnlichsten ist die Abtragsfläche 2526A mit der späteren Mähgutübertragung, welche hier aufgrund der kürzeren Sukzessionsdauer bisher zu einer geringeren Ansiedlung von Kalkmagerrasenarten mit einer geringen Gesamtdeckung aller Arten führte. Auf der Fläche 2487 finden sich vor allem verschiedene Ackerwildkräuter und Grünlandarten, da die Samenbank nicht durch Oberbodenabtrag entfernt wurde. Es konnten sich aber bereits einige Kalkmagerrasenarten ansiedeln. Durch die bessere Nährstoffverfügbarkeit ist die Gesamtdeckung aller Arten hier viel höher als auf den Abtragsflächen (Kap. 7).

Tab. 1: Mittlere Deckung der Gefäßpflanzen, der Moose und Flechten und mittlere Artenzahl pro Untersuchungsfläche (1 m x 1 m) sowie die Stetigkeit der Arten in %, sortiert nach dem Vorkommen auf den Bodenabtragsflächen 506/A (n=38), 2526/A (n=30) und der Renaturierungsfläche ohne Bodenabtrag 2487 (n=32). Die Vegetationsdaten der Flurstücke 506/A, 2526/A wurden im Jahr 2004 und die des Flurstücks 2487 im Jahr 2005 erhoben.

A = Ackerwildkräuter, K = Kalkmagerrasenarten, G = Grünlandarten, S = Sonstige. (Nomenklatur nach WISSKIRCHEN & HÄUPLER 1998)

	506/A	2526/A	2487
mittlerer Deckung Gefäßpflanzen [%]	44,7	23,4	85,6
mittlere Deckung Moose und Flechten [%]	50	4,1	0
mittlere Artenzahl [n]	12,7	11	9,4

Arten, die nur auf 506/A vorkommen

<i>Campanula rotundifolia</i> ssp. <i>rotundifolia</i>	K	35	.	.
<i>Thymus praecox</i> ssp. <i>praecox</i>	K	26	.	.
<i>Dorycnium germanicum</i>	K	23	.	.
<i>Dianthus carthusianorum</i>	K	19	.	.
<i>Pimpinella saxifraga</i>	K	10	.	.
<i>Trifolium montanum</i>	K	9	.	.
<i>Centaurea scabiosa</i> ssp. <i>scabiosa</i>	K	9	.	.
<i>Globularia punctata</i>	K	8	.	.
<i>Betonica officinalis</i>	K	8	.	.
<i>Peucedanum oreoselinum</i>	K	7	.	.
<i>Filipendula vulgaris</i>	K	7	.	.
<i>Teucrium montanum</i>	K	5	.	.
<i>Lotus corniculatus</i> ssp. <i>hirsutus</i>	K	5	.	.
<i>Chamaecytisus ratisbonensis</i>	K	5	.	.
<i>Scabiosa columbaria</i> ssp. <i>columbaria</i>	K	4	.	.
<i>Genista tinctoria</i>	K	4	.	.
<i>Betula pubescens</i>	S	4	.	.
<i>Scabiosa canescens</i>	K	3	.	.
<i>Koeleria pyramidata</i> ssp. <i>pyramidata</i>	K	3	.	.
<i>Brachypodium rupestre</i>	K	3	.	.
<i>Pseudolysimachion spicatum</i>	K	2	.	.
<i>Plantago media</i>	K	2	.	.
<i>Reseda lutea</i>	A	1	.	.
<i>Biscutella laevigata</i> ssp. <i>kernerii</i>	K	1	.	.

Arten, die nur auf 2526/A vorkommen

<i>Hieracium pilosella</i>	K	.	29	.
<i>Picris hieracioides</i>	G	.	13	.
<i>Arabis hirsuta</i>	K	.	12	.

		506/A	2526/A	2487
Arten, die nur auf 2487 vorkommen				
<i>Convolvulus arvensis</i>	A	.	.	32
<i>Coronilla varia</i>	A	.	.	28
<i>Cirsium arvense</i>	A	.	.	21
<i>Viola tricolor</i>	A	.	.	11
<i>Secale cereale</i>	A	.	.	11
<i>Myosotis arvensis</i>	A	.	.	10
<i>Poa pratensis</i>	A	.	.	8
<i>Tripleurospermum maritimum</i>	A	.	.	5
<i>Sonchus arvensis</i>	A	.	.	5
<i>Silene pratensis</i>	A	.	.	5
<i>Silene viscosa</i>	K	.	.	4
<i>Solidago canadensis</i>	A	.	.	3
<i>Elytrigia repens</i>	A	.	.	3
<i>Legousia speculum-veneris</i>	A	.	.	2
<i>Apera spica-venti</i>	A	.	.	2
<i>Phleum pratense</i>	G	.	.	1
<i>Papaver dubium</i>	A	.	.	1
<i>Daucus carota</i>	A	.	.	1

Arten, die auf 506/A und 2526/A vorkommen

<i>Asperula cynanchica</i>	K	33	1	.
<i>Hippocrepis comosa</i>	K	32	1	.
<i>Lotus corniculatus ssp. corniculatus</i>	K	23	8	.
<i>Festuca rupicola</i> Heuff.	K	22	28	.
<i>Bupthalmum salicifolium</i>	K	15	7	.
<i>Silene vulgaris ssp. vulgaris</i>	K	15	3	.
<i>Prunella grandiflora</i>	K	11	3	.
<i>Centaurea jacea ssp. angustifolia</i>	K	10	2	.
<i>Inula hirta</i>	K	5	1	.
<i>Leontodon incanus</i>	K	2	20	.
<i>Bromus erectus</i>	K	2	19	.
<i>Galium verum ssp. verum</i>	K	2	6	.
<i>Leontodon hispidus ssp. hispidus</i>	K	1	16	.

Sonstige Arten

<i>Medicago lupulina</i>	K	.	29	31
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	K	.	11	32
<i>Trifolium pratense</i>	G	.	11	11
<i>Euphrasia rostkoviana</i>	G	3	.	3
<i>Helianthemum nummularium ssp. obscurum</i>	K	38	7	2
<i>Rhinanthus glacialis</i>	K	7	8	13
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	G	3	21	24
<i>Galium mollugo</i> agg.	G	2	29	1
<i>Linum perenne</i>	K	1	3	3

ARTENAUSWAHL

Der Einfluss der Überlebensstrategien auf den Etablierungserfolg lebensraumtypischer Pflanzenarten in neuangelegten Kalkmagerrasen wurde am Beispiel von vier ausgewählten Arten untersucht: *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens*. Diese vier Arten sind langlebige mehrjährige Hemikryptophyten und wurden bisher nicht oder nur vereinzelt durch Mähgutübertragung auf den Renaturierungsflächen angesiedelt (THORMANN et al. 2003, KIEHL et al. 2006). Bei der Auswahl der Arten wurde darauf geachtet, dass sie für Kalkmagerrasen typische Wuchsformen mit unterschiedlichen Reproduktionseigenschaften repräsentieren (Tab. 2). Dadurch können die Ergebnisse auf ein breiteres Artenspektrum übertragen werden.

Die rispige Graslilie, *Anthericum ramosum* L. (Anthericaceae), kommt in Kalkmagerrasen, Säumen und offenen Wäldern vor (ROSQUIST 2001, DENGLER et al. 2006), wobei die Verbreitung von Süd- über Mittel-, West- und Osteuropa bis ins südliche Skandinavien reicht (HULTÉN & FRIES 1986). Die Art ist in Deutschland und Bayern ungefährdet (KORNECK et al. 1996, SCHEUERER & AHLMER 2002). In den nördlichen Bundesländern Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Bremen sowie Mecklenburg-Vorpommern ist *Anthericum ramosum* jedoch vom Aussterben bedroht (MIERWALD & ROMAHN 2006, GARVE 2004, FUKAREK 1992). *Anthericum ramosum* ist eine wichtige Matrixart der Kalkmagerrasen der Münchner Schotterebene (Kapitel 2, KIEHL & PFADENHAUER 2007). Trotz zahlreicher keimfähiger Samen im Mähgut konnte sich die Art bisher jedoch kaum auf den Renaturierungsflächen des E+E-Vorhabens etablieren (PFADENHAUER & MILLER 2000). Die Art blüht von Juli bis August (ROSQUIST 2001), gelegentlich kann die Blütezeit auch schon im Juni (KLOTZ et al. 2002) beginnen. Außerdem kann sich *Anthericum ramosum* vegetativ durch die Bildung von Tochterstrahlen ausbreiten (vgl. KUTSCHERA & LICHTENEGGER 1982).

Das Hauptverbreitungsgebiet der herzblättrigen Kugelblume, *Globularia cordifolia* L. (Globulariaceae), liegt in Südeuropa sowie den mitteleuropäischen Alpen (MEUSEL et al. 1978). Kleinere Vorkommen sind auch in West- und Osteuropa zu finden. Einige Populationen konnten sich auch nördlich über die Alpen hinaus in die prealpiden Kalkmagerrasen der Münchner Schotterebene ausbreiten. Da die Art in den Alpen noch häufig zu finden ist, ist sie weder in Bayern noch in Deutschland gefährdet. In den regionalen Roten Listen des bayerischen Moränengürtels und des Molassehügellands hat sie jedoch den Schutzstatus 2 (SCHEUERER & AHLMER 2002). Im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ kommt die Art schwerpunktmäßig auf einer besonders nährstoffarmen Fläche, auf der 1945 der Oberboden abgetragen wurde, vor, ist aber auch in den dichteren Kalkmagerrasenbeständen vertreten (Kapitel 2). Aufgrund der geringen Wuchshöhe des Zwergstrauchs wurde *Globularia cordifolia* im Naturschutzgebiet bisher bei der Mähgutübertragung kaum erfasst (PFADENHAUER & MILLER 2000) und auf diese Weise nicht auf die Renaturierungsflächen des E+E-Vorhabens übertragen. *Globularia cordifolia* blüht von Mitte Mai bis Ende Juni oder Anfang Juli (OBERDORFER 2001). Hauptsächlich breitet sich die Art jedoch vegetativ über oberirdische, verholzende Ausläufer aus.

Die Finger-Kuhschelle, *Pulsatilla patens* (L.) MILL. (Ranunculaceae), kommt in Kalkmagerrasen und offenen Kiefernwäldern in Europa und Sibirien (hauptsächlich *P. patens* ssp. *patens*) und Nordamerika (*P. patens* ssp. *multifida*) vor (HULTÉN & FRIES 1986). In Deutschland ist das Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ der letzte noch existierende Wuchsort von *Pulsatilla patens* (Kapitel 3). Deshalb ist die Art in Deutschland vom Aussterben bedroht (KORNECK et al. 1996). In Europa ist sie nach der FFH-Richtlinie Anhang II geschützt (COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES 1992) und wird auch in der Berner Konvention genannt (COUNCIL OF EUROPE 2002). Da *Pulsatilla patens* eine frühblühende und -fruchtende Art ist, konnte sie bisher nicht durch die im Juli/August durchgeführte Mähgutübertragung auf die Renaturierungsflächen übertragen werden. Die Art blüht Mitte April bis Mitte Mai (KLOTZ et al. 2002), wobei die Samen kurz darauf von Anfang Juni bis etwa Anfang Juli ausfallen. Nach einer Störung durch Mahd oder Beweidung kann es im Herbst zu einer zweiten Blüte kommen. Durch das vertikale Wurzelsystem ist die Art bedingt in der Lage sich vegetativ auszubreiten (WILDEMAN & STEEVES 1982). So wurde bei der nahe verwandten Art *Pulsatilla vulgaris* die Bildung neuer Rosetten durch unterirdische Ausläufer in unmittelbarer Nähe der Mutterpflanze beobachtet (WELLS & BARLING 1971).

Die graue Skabiose, *Scabiosa canescens* WALDST. & KIT. (Dipsacaceae), ist in Kalkmagerrasen Mittel- und Westeuropas verbreitet (HULTÉN & FRIES 1986). Vereinzelt kommt die Art auch im südlichen Schweden (ANDERSSON & WALDMANN 2002) und in Südeuropa vor (HULTÉN & FRIES 1986). *Scabiosa canescens* ist in ganz Mitteleuropa gefährdet. Da das Arealzentrum der Art in Deutschland liegt und der Bestand auch hier stark zurückgeht, hat die Art hier den Schutzstatus 3 „gefährdet“ (KORNECK et al. 1996). Wegen ihres starken Rückgangs wurde *Scabiosa canescens* in das bayerische Artenhilfsprogramm für endemische und stark bedrohte Pflanzenarten aufgenommen (BERG 2001). Auch *Scabiosa canescens* konnte bisher nur vereinzelt auf den Renaturierungsflächen des E+E-Vorhabens etabliert werden, obwohl keimfähige Samen im Mähgut vorhanden waren (PFADENHAUER & MILLER 2000). Die Blütezeit der Art beginnt im Juli und endet im September (ANDERSSON & WALDMANN 2002). Zudem kann sich *Scabiosa canescens* durch die Bildung langer Ausläufer mit Tochterrosetten vegetativ ausbreiten.

Tab. 2: Überblick über die Lebensformen, Wuchsformen und Reproduktionseigenschaften mit Blütezeit, Bestäubung und Klonalität der ausgewählten Arten (aus KLOTZ et al. 2002) sowie die Ausbreitung (nach FLORAWEB.DE), der ökologische Strategietyp nach Grime (2001) (aus KLOTZ et al. 2002) und die pflanzengeographische Herkunft (nach OBERDORFER 2001) dieser. Außerdem ist angegeben, in welchem Kapitel dieser Arbeit Informationen über die ausgewählten Arten gefunden werden können.

	Lebensformen	Wuchsform	Reproduktions- eigenschaften	Ausbreitung	Strategietyp (GRIME 2001)	Pflanzengeo- graphische Herkunft	Kapitel
<i>Anthericum ramosum</i>	Hemikryptophyt	monocotyl hohe, sommergrüne Halbrosettenpflanze mit Rhizomen	Blütezeit: VI-VIII Insektenbestäubung Klonalität: hoch	autochor, endochor, anemochor	csr	subkontinental (submediterrän)	4, 5, 6
<i>Globularia cordifolia</i>	Hemiphanerophyt	dicotyl sehr niedrige, immergrüne Ganzrosettenpflanze mit oberirdischen Ausläufern	Blütezeit: V-VII Insekten- und Selbstbestäubung Klonalität: hoch	anemochor	csr	alpid bis praealpid	4, 6
<i>Pulsatilla patens</i>	Hemikryptophyt	dicotyl halbhohe, sommergrüne Ganzrosettenpflanze mit Rhizomen	Blütezeit: IV-V Insektenbestäubung Klonalität: gering - mittel	anemochor, epizoochor	csr	eurasiatisch- kontinental	3, 4,5, 6
<i>Scabiosa canescens</i>	Hemikryptophyt	dicotyl halbhohe, sommergrüne Halbrosettenpflanze mit Tochterrosetten	Blütezeit: VII-XI Insekten- und Selbstbestäubung Klonalität: mittel	anemochor	csr	subkontinental	4, 5, 6

LITERATUR

- Abel, W., 1978. Geschichte der deutschen Landwirtschaft vom frühen Mittelalter bis zum 19. Jahrhundert. Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- Anderlik-Wesinger, G., 2002. Spontane und gelenkte Vegetationsentwicklung auf Rainen. Untersuchungen zur Effizienz verschiedener Methoden der Neuanlage. Bern Agrarökologie 43.
- Andersson, S., Waldmann, P., 2002. Inbreeding depression in a rare plant, *Scabiosa canescens*. Hereditas 136, 207-211.
- Beinlich, B., Manderbach, D., 1995. Die historische Landschafts- und Nutzungsentwicklung in Württemberg unter besonderer Berücksichtigung der Schwäbischen Alb. In: Beinlich, B., Plachter, H. (Hrsg.). Ein Naturschutzkonzept für die Kalkmagerrasen der mittleren Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg) Schutz, Nutzung und Entwicklung. Karlsruhe Beiheft Veröffentlichungen Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 83, 65-86.
- Bender, O., Boehmer, 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. Landscape Ecology 20, 149-163.
- Berg, M., 2001. Das Artenhilfsprogramm für endemische und stark bedrohte Pflanzenarten Bayerns. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamts für Umwelt 156, 19-88.
- 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. Journal of Applied Ecology 38, 204–216.
- Council of Europe, 2002. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. <http://conventions.coe.int/Treaty/en/Treaties/Html/104.htm> (30.08.2005)
- Council of the European Communities, 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal L 206, 22/07/1992, 7-50.
- Davies, A., Dunnett, N.P., Kendle, T., 1999. The importance of transplanted size and gap width in the botanical enrichment of species-poor grassland in Britain. Restoration Ecology 7, 271-280.
- Dengler, J., Eisenberg, M., Schröder, J., 2006. Die grundwasserfernen Saumgesellschaften Nordostniedersachsens im europäischen Kontext. Teil 1: Säume magerer Standorte (Trifolio-Geranietea). Tuexenia 26, 51-94.
- Fischer, M., Stöcklin, J., 1997. Local extinction of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950-1985. Conservation Biology 11, 727-737.
- floraweb.de, 2007. <http://www.floraweb.de/index.html>. Stand: 13.09.2007

- Fukarek, F., 1992. Rote Liste der gefährdeten höheren Pflanzen Mecklenburg-Vorpommerns, 4. Fassung, Stand: Oktober 1991. Hrsg.: Die Umweltministerin des Landes Mecklenburg-Vorpommern.
- Garve, E., 2004. Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 5. Fassung. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 24, 1-76.
- Gibson, C.W.D., Brown, V.K., 1991. The nature and rate of development of calcareous grassland in southern Britain. *Biological Conservation* 58, 297-316.
- 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. *Journal of Applied Ecology* 25, 253-263.
- Grime, J.P., 2001. *Plant Strategies, Vegetation Processes and Ecosystem Properties*, 2nd edn. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.
- Hultén, E., Fries, M., 1986. *Atlas of North European vascular plants: north of the Tropic of Cancer I-III*. Koeltz Scientific Books, Königstein.
- 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. *Journal of Applied Ecology* 33, 1171-1181.
- Jackel, A.-K., Poschlod, P., 1996. Why are some plant species of fragmented continental dry grasslands frequent and some rare? In: Settele J., Margules, C.R., Poschlod, P., Henle, K. (Hrsg.): *Species survival in fragmented landscapes*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 194-203.
- Kiehl, K., 2005. Einfluss von Renaturierungsmaßnahmen auf die Phytodiversität von Grasländern. Habilitationsschrift, TU München, München.
- Kiehl, K., Thormann, A., Pfenhauer, J., 2006. Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. *Restoration Ecology* 14, 148-156.
- Kiehl, K., Wagner, C., 2006. Effects of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. *Restoration Ecology* 14, 157-166.
- Kiehl, K., Pfenhauer, J., 2007. Establishment and long-term persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology* 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. *Applied Vegetation Science*. 4, 19-27.
- Kirmer, A., Tischew, S., 2006. *Handbuch naturnahe Begrünung von Roböden*. Teubner-Verlag.

- Klotz, S., Kühn, I., Durka, W. (Hrsg.), 2002. BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38.
- Korneck, D., Schnittler, M., Vollmer, I., 1996. Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28.
- Kutschera, L., Lichtenegger E. 1982. Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünpflanzen. Bd. 1: Monocotyledoneae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Leuschner, C., 1989. Zur Rolle der Wasserverfügbarkeit und des Stickstoffangebots als limitierende Standortfaktoren in verschiedenen basiphytischen Trockenrasen-Gesellschaften des Oberelsaß, Frankreich. *Phytocoenologia* 18, 1-54.
- Lippitt, I., Fidelibus, M.W., Bainbridge, D.A., 1994. Native seed collection, processing, and storage for revegetation projects in the Western United States. *Restoration Ecology* 2, 120-131.
- Maurer, K., Durka, W., Stöcklin, J., 2003. Frequency of plant species in remnants of calcareous grassland and their dispersal and persistence characteristics. *Basic and Applied Ecology* 4, 307-316.
- Meusel, H., Jäger, E., Rauschert, S., Weinert, E., 1978. Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora. Karten. Band II. Gustav Fischer, Jena.
- Mierwald, U., Romahn, K., 2006. Die Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins. Rote Liste, Band 1, 4. Fassung. Schriftenreihe: LANU SH – Natur - RL 18-1.
- Millar, C.I., Libby, W.J., 1989. Disneyland or native ecosystem: genetics and the restorationist. *Restoration & Management Notes* 7, 18-24.
- Miller, U., Pfadenhauer, J., 1997. Renaturierung von Kalkmagerrasen. Zur Vorhersage der gelenkten Sukzession durch Aufbringung von diasporenhaltigem Mähgut. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27, 155-163.
- Miller, U., 1998. Renaturierung von Kalkmagerrasen: Demographische Differenzierung ausgewählter Kalkmagerrasenarten bei künstlicher Ansiedlung auf einer Ackerbrache. Herbert Utz Verlag, München.
- Mortimer, S.R., Hollier, J.A., Brown, V.K., 1998. Interactions between plant and insect species-richness in the restoration of calcareous grasslands. *Applied Vegetation Science* 1, 101-114.
- Muller, S., Dutoit, T., Alard, D., Grevilliot, F., 1998. Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. *Restoration Ecology* 6, 94-101.
- Oberdorfer, E., 2001. Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Auflage, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Pfadenhauer, J., Liebermann, C., 1986. Eine geobotanische Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Garching Heide. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 57, 99-110.

- Pfadenhauer, J., Klötzli, F., 1996. Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems an overview. *Vegetatio* 126, 101-115.
- Pfadenhauer, J., Fischer, F.P., 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. *Angewandte Landschaftsökologie* 32.
- 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. *Angewandte Landschaftsökologie* 32, 37-87.
- Pfadenhauer, J., 2001. Some remarks on the socio-cultural background of restoration ecology. *Restoration Ecology* 9, 220-229.
- Pfadenhauer, J., Kiehl, K., 2003a. Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* 55.
- Pfadenhauer, J., Kiehl, K., 2003b. Renaturierung von Kalkmagerrasen – Ein Überblick. In: Pfadenhauer, J., Kiehl, K., Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 25-38.
- 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., Renaturierung von Kalkmagerrasen *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 253-260.
- Poschlod, P., Bonn, S., Kiefer, S., Fischer, S., Fuchs, A., Jackel, A.K., Lilienthal, D., Tränkle, U., 1997. Die Ausbreitung von Pflanzenarten und –populationen in Raum und Zeit am Beispiel der Kalkmagerrasen Mitteleuropas. *Bericht der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 9, 139-157.
- Poschlod, P., Kiefer, S., Tränkle, U., Fischer, S., Bonn, S., 1998. Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. *Applied Vegetation Science* 1, 75–90.
- Poschlod, P., WallisDeVries, M.F., 2002. The historical and socio-economic perspective of calcareous grasslands - lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 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. *Journal of Applied Ecology* 39, 294-309.
- Quinger, B., Bräu, M., Kornprobst, M., 1994. Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. *Landschaftspflegekonzept Bayern - Band II.1 München* (Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen & Bayerische Akademie für Landschaftspflege und Naturschutz).
- Riedl, U., 2003. Autochtones Saat- und Pflanzgut – Ergebnisse einer Fachtagung. BfN-Skripte, Bonn-Bad Godesberg.

- Ringler, A., 2002. Magerrasen in einer neuorientierten Agrarlandschaft – Augsburg. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz 167, 9-22.
- Rosquist, G., 2001. Reproductive biology in diploid *Anthericum ramosum* and tetraploid *A. liliago* (Anthericaceae). *Oikos* 92, 143–152.
- Scheuerer, M.R., Ahlmer, W., 2003. Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamts für Umwelt 165.
- Schütz, M., Gelpke, G., Winter, D., 2000. Ausmagerung contra Oberbodenabtrag - Pflegemaßnahmen in Naturschutzgebieten bei Kloten. Birmensdorfer Informationsblätter Forschungsbereich Landschaft 47, 1-4.
- Smulders, M.J.M, van der Schoot, J., Geerts, R.H.E.M., Antonisee-de Jong, A.G., Korevaar, H., van der Werf, A., Vosman, B., 2000. Genetic diversity and the reintroduction of meadow species. *Plant Biology* 2, 447-454.
- Stevenson, M.J., Bullock, J.M., Ward, L.K., 1995. Re-creating semi-natural communities: Effect of sowing rate on establishment of calcareous grassland. *Restoration Ecology* 3, 279-289.
- Stevenson, M.J., Ward, L.K., Pywell, R.F., 1997. Re-creating semi-natural communities: Vacuum harvesting and hand collection of seeds on calcareous grassland. *Restoration Ecology* 5, 66- 76.
- Thormann, A., Kiehl, K., Pfadenhauer, J., 2003. Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsmaßnahmen auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen. In: Pfadenhauer, J., Kiehl, K.: Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 73-106
- Tränkle, U., Poschlod, P., 1995. Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzes – Ergebnisse und Schlußfolgerungen. *Veröffentlichungen Projekt Angewandte Ökologie* 12, 167-178.
- Tränkle, U., 2002. Sieben Jahre Mähgutflächen. Sukzessionsuntersuchungen zur standorts- und naturschutzrechtlichen Renaturierung von Steinbrüchen durch Mähgut - 1992 - 1998. Themenhefte der Umweltberatung im ISTE Baden-Württemberg e.V. Heft 1.
- Vollmann, F., 1911. Das Schutzgebiet der Bayerischen Botanischen Gesellschaft auf der Garchingener Heide. *Mitteilungen der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 2, 312-318.
- 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 managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119, 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. *Biological Conservation* 104, 265-273.

- Wells, T.C.E., Barling, D.M., 1971. Biological flora of the British Isles. *Pulsatilla vulgaris* Mill. (*Anemone pulsatilla* L.). *Journal of Ecology* 59, 275-292.
- Wisskirchen, R., Haupler, H., 1998. Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer, Stuttgart.
- Wiesinger, K., Joas, C., Burkhardt, I., 2003. Zehn Jahre Heideprojekt Münchner Norden - Umsetzung und Praxiserfahrung. In: Pfadenhauer, J., Kiehl, K., Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 261-288.
- Wildeman, A.G., Steeves, T.A., 1982. The morphology and growth of *Anemone patens*. *Canadian Journal of Botany* 60, 1126-1137.
- Willems, J.H., 2001. Problems approaches and results in restoration of Dutch calcareous grasslands during the last 30 years. *Restoration Ecology* 9, 147-154.

Forum geobotanicum 2, 24-44

KAPITEL 2

**VEGETATION UND BÖDEN ALTER UND JUNGER KALKMAGERRASEN
IM NATURSCHUTZGEBIET „GARCHINGER HEIDE“ IM NORDEN VON
MÜNCHEN**



Daniela Röder, Michael Jeschke, Kathrin Kiehl

VEGETATION UND BÖDEN ALTER UND JUNGER KALKMAGERRASEN IM NATURSCHUTZGEBIET „GARCHINGER HEIDE“ IM NORDEN VON MÜNCHEN

ZUSAMMENFASSUNG

Das Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ ist ein Relikt der ehemals ausgedehnten Kalkmagerrasen auf Pararendzinen über Niederterrassenschotter im Alpenvorland. Bei jahrhunderte langer extensiver Landnutzung hat sich auf trockenen nährstoffarmen Böden eine artenreiche Vegetation mit zahlreichen seltenen und gefährdeten Arten entwickelt. Die „Altheide“, welche den größten Teil des Naturschutzgebiets einnimmt, ist geprägt durch flachgründige, nährstoffarme Böden, welche eine geschlossene Vegetation mit einem hohen Anteil an Arten der Halbtrockenrasen (hauptsächlich *Mesobromion erecti* und *Cirsio-Brachypodium*) tragen. Das 1945 durch Oberbodenabtrag begonnene, aber nicht mehr ausgebaute und verwendete, „Rollfeld“ weist einen niedrigen Feinbodenanteil, welcher auf eine geringe Wasserverfügbarkeit schließen lässt, sowie niedrige Gehalte an Gesamtstickstoff und CAL-austauschbarem P_2O_5 auf. Die Vegetation ist lückig mit einem hohen Anteil an Trockenrasenarten (*Xerobromion*, *Sedo-Scleranthetea*, *Sesleritalia albicantis*). Das heutige Vorkommen zahlreicher Arten, welche in früheren Untersuchungen (1956 und 1986) nicht gefunden wurden, lässt auf eine fortschreitende Sukzession der Vegetation des Rollfeldes hin zu der der Altheide schließen. Der 1959 zum Naturschutzgebiet hinzu gekaufte ehemalige Acker unterscheidet sich immer noch deutlich von der Altheide. Eine allmähliche Annäherung der Standortbedingungen ist jedoch zu beobachten. So sanken die Gehalte an CAL-austauschbarem P_2O_5 und K_2O im Vergleich zu Werten aus dem Jahr 1993 deutlich ab. Trotz des immer noch hohen Anteils an Grünlandarten (*Molinio-Arrhenatheretea*) konnten sich im Vergleich zu 1986 mehr Magerrasenarten etablieren.

EINLEITUNG

Mitteleuropäische Kalkmagerrasen, die auch als Grasheiden bezeichnet werden, gehören zu den Vegetationstypen mit der höchsten kleinräumigen Artenvielfalt (alpha-Diversität) der Welt (PEET et al. 1983, WILLEMS et al. 1993). Durch die Änderung der Landnutzung im 20. Jahrhundert ging jedoch ein Großteil der ehemals ausgedehnten Magerrasen verloren (WILLEMS 2001, PFADENHAUER 2002, POSCHLOD & WALLISDEVRIES 2002). Die heutigen Kalkmagerrasenreste sind stark fragmentiert und liegen isoliert in einer zumeist stark genutzten Agrarlandschaft (QUINGER et al. 1994; RINGLER 2002). Die Kalkmagerrasen der Mittelgebirge (z.B. Fränkische und Schwäbische Alb) wurden überwiegend aufgeforstet bzw. der Sukzession überlassen (BEINLICH & MANDERBACH 1995, BENDER et al. 2005). Ein Teil der Flächen am Rand von Ortschaften ist heute bebaut (BENDER et al. 2005). Die meisten Kalkmagerrasen auf den würmeiszeitlichen Schmelzwasserschottern des Voralpenlandes am Lech oder an der Isar wurden mit Hilfe moderner Geräte und Düngemethoden in Ackerland umgewandelt oder im Zuge des Kiesabbaus zerstört (VOLLMANN 1911, RIEMENSCHNEIDER 1956). Im Naturschutzgebiet „Garching Heide“ konnten 27 Hektar der ehemals ausgedehnten Kalkmagerrasen im Norden von München durch die Initiative der Bayerischen Botanischen Gesellschaft zu Beginn des 20. Jahrhunderts vor dem Umbruch in Ackerland gerettet werden.

Die Vegetation der „Garching Heide“ besteht aus subkontinentalen, ursprünglich beweideten Magerrasen mit submediterranen, dealpinen und pontischen Florenelementen (VOLLMANN 1911, PFADENHAUER & LIEBERMANN 1986). Aufgrund dieser Kombination stuft KAUFHOLD (1990) diese Grasheiden als international bedeutsam ein. Sie sind nach Art. 20c Bundesnaturschutzgesetz und Art. 13d Bayerisches Naturschutzgesetz geschützte Standorte (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 2000), gehören zum Lebensraumtyp 6210 gemäß Anhang I der FFH-Richtlinie (LANG et al. 2004) und gelten als stark gefährdet nach der Roten Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands (RENNWALD 2000). Mehr als 50 der insgesamt 218 nachgewiesenen Blütenpflanzen stehen auf der Roten Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen Bayerns (SCHEUERER & AHLMER 2003). Mit *Pulsatilla patens* (L.) Mill. ist auch eine Pflanzenart des Anhangs II der FFH-Richtlinie vertreten (COUNCIL OF EUROPE 1979). Nach KORNECK et al. (1993) stellt die Magerrasenvegetation der „Garching Heide“ eine Art Vorposten der in Osteuropa weit verbreiteten subkontinentalen Steppen des *Cirsio-Brachypodium* (Klasse *Festuco-Brometea*) mit der Assoziation *Adonido-Brachypodietum pinnati* dar.

In der „Garching Heide“ wurden aufgrund ihres Artenreichtums und des Vorkommens zahlreicher seltener Pflanzen- und Tierarten bereits ab Mitte des 19. Jahrhunderts wissenschaftliche Untersuchungen durchgeführt (z.B. SENDTNER 1854, VOLLMANN 1911, RIEMENSCHNEIDER 1956, HEPP & POELT 1970, PFADENHAUER & LIEBERMANN 1986, KORNECK et al. 1993, MILLER & PFADENHAUER 1997, KIEHL & JESCHKE 2005, JESCHKE & KIEHL 2006). Im Verlauf des 20. Jahrhunderts kam es im jetzigen Naturschutzgebiet immer wieder zu Veränderungen, wie z.B. zum Abtrag des Oberbodens in einzelnen Teilbereichen, zur Erweiterung durch den Ankauf angrenzender Äcker oder zu Änderungen des Pflegeregimes.

Damit ging auch ein Wandel der Vegetationszusammensetzung und –struktur sowie der Bodeneigenschaften einher.

Ziel dieser Untersuchung ist daher, verschiedene Standorte des Naturschutzgebietes mit Hilfe von Bodendaten und Vegetationsaufnahmen genauer zu charakterisieren und die Beziehung zwischen Vegetation und Standorteigenschaften zu klären. Dabei sollen nicht nur die Veränderungen in den letzten 50 Jahren diskutiert werden, sondern auch Perspektiven für die zukünftige Entwicklung des Naturschutzgebiets aufgezeigt werden.

UNTERSUCHUNGSGEBIET

Lage, Geologie und Klima

Das 27 ha große Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ liegt in der Münchner Schotterebene etwa 15 km nördlich von München an der Landstraße von Eching nach Dietersheim (48°18'N, 11°39'E, 469 m über NN) (Abb. 1). Die Umgebung des Naturschutzgebietes ist geprägt durch intensive Ackernutzung sowie große Siedlungs- und Verkehrsflächen. Westlich der „Garchinger Heide“ verläuft die stark befahrene Autobahn A9 München-Berlin.

Das Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ ist Teil der naturräumlichen Einheit „Münchner Schotterebene“ (WITTMANN 1983). Die Ebene ist die größte würmeiszeitliche Schotterfläche (Niederterrassenschotter) nördlich der Alpen (PFADENHAUER 2002) und dehnt sich zwischen den Endmoränen des ehemaligen Isargletschers und dem Tertiärhügelland bzw. dessen südlich vorgelagerten Grundwassermooren aus (FETZER et al. 1986, WINDOLF 1989).

Das Klima im Bereich des Naturschutzgebiets ist schwach subkontinental mit einem sommerlichen Niederschlagsmaximum. Der durchschnittliche Jahresniederschlag liegt bei 883 mm und die Jahresmitteltemperatur bei 9 °C mit einem mittleren Minimum im Januar von -2 °C und einem mittleren Maximum im Juli von 18 °C (Deutscher Wetterdienst, Wetterstation Oberschleißheim, langjährige Mittel 1961-1990).



Abb. 1: Lage des Naturschutzgebiets „Garchinger Heide“ nördlich von München (Bayern, BRD, 48°18'N, 11°39'E, 469 m NN). Die Streifen im südlichen Teil des Gebiets sind durch die kurz vorher durchgeführte Streifenmähd entstanden. Quelle: Bodeninformationssystem Bayern, www.bis.bayern.de, Befliegung 2003.

Geschichte der Landnutzung und aktuelles Management

Die Besiedlung der „Garchinger Heide“ kann bis in die Bronzezeit (1800 – 1000 vor Chr.) zurückverfolgt werden (KOLLMANSBERGER & GEISEL 1989a). Aus dieser Zeit stammen zwei Hügelgräbergruppen im Nordwesten und Südwesten des Naturschutzgebiets. Im frühen Mittelalter legten die Bajuwaren im Gebiet Hochäcker an, um Ackerbau auf den kargen Böden zu betreiben (KOLLMANSBERGER & GEISEL 1989b). Reste solcher Hochäcker können im Osten des Naturschutzgebiets gefunden werden. Bis zum Ende des 19. Jahrhunderts war jedoch ein Großteil der Schotterebene allgemeines Weideland (Allmende) für Schafe, Rinder, Ziegen und Schweine oder als einschürige Mähwiese (SENDTNER 1854). Durch diese Nutzung entstand eine weite, durch niedrigwüchsige Kalkmagerrasen geprägte Landschaft, die nur vereinzelt von Gehölzinseln durchbrochen wurde (PFADENHAUER 2002). Noch 1850 erstreckten sich diese Grasheiden im Münchner Norden über eine Fläche von schätzungsweise 15.000 ha (SENDTNER 1854, PFADENHAUER 2001). Ende des 19. Jahrhunderts wurde die Allmende unter den Hofbesitzern der Gegend aufgeteilt. Dies schuf die rechtliche Grundlage für die folgende Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung. Um einen Teil der artenreichen Kalkmagerrasen vor der Umwandlung in Ackerland

zu bewahren, kaufte die Bayerische Botanische Gesellschaft zwischen 1907 und 1914 insgesamt 23 ha Land (GEISEL 1989). Im Jahr 1942 wurde diese Fläche offiziell als Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ ausgewiesen (KOLLMANNBERGER & GEISEL 1989c). Aufgrund weiterer Flächenankäufe in den Jahren 1933 und 1959 umfasst das Gebiet heute 27,13 ha (GEISEL 1989).

Als Pflegenutzung wird im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ eine Streifenmahd durchgeführt. Dabei wird die Zentralfläche in Streifen von ca. 40 m Breite eingeteilt, die bis 1998 jährlich alternierend im Oktober gemäht wurden, seit 1999 für die Mähgutübertragung früher (Ende Juli bis September). Für jeden einzelnen Streifen entsprach dies einer Mahd im zweijährigen Turnus. Um der Verfilzung der Vegetation und der Zunahme der Streuschicht entgegenzuwirken, wurde seit 2004 der „Bracheanteil“ reduziert, so dass nun jährlich wechselnd jeweils drei Streifen gemäht werden und nur der vierte Streifen „brach“ liegt. Die Randbereiche und der ehemalige Acker werden jährlich Ende Juli/Anfang August gemäht. Das Mähgut wird auf ehemaligen Ackerflächen für die Wiederansiedlung von Magerrasen verwendet (PFADENHAUER & MILLER 2000, PFADENHAUER & KIEHL 2003, KIEHL et al. 2006).

Das Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ stellt ein wichtiges Naherholungsziel für die Bewohner der Umgebung dar. So ergibt sich besonders zum Blühzeitpunkt der meisten Heidearten im Frühjahr und Sommer ein starker Besucherdruck. Um diesen gezielt zu lenken, wurde ein Wegekonzept mit zwei Hauptwegen und wenigen kleinen Nebenwegen eingeführt. Trotzdem werden immer wieder seltene Pflanzenarten durch Betreten der Flächen und Sammeln beeinträchtigt.

METHODEN

Untersuchungsstandorte

Ziel der bodenkundlichen und vegetationskundlichen Untersuchungen war, die drei wichtigsten Standorttypen des Naturschutzgebiets „Garchinger Heide“ zu charakterisieren. Der größte Teil des Gebiets wird von der *Altheide* eingenommen, d.h. von ursprünglichen, nie umgebrochenen Grasheiden (Abb. 2). Die Mächtigkeit des humusreichen feinkörnigen Oberbodens erreicht hier im Durchschnitt nur 10-20 cm (PFADENHAUER & LIEBERMANN 1986). Im südlichen Teil der Altheide liegt das 1,6 ha große *Rollfeld*. In den letzten Kriegsmonaten sollte hier im Jahr 1945 durch Häftlinge aus dem Konzentrationslager Dachau auf einer Breite von durchschnittlich 40 m und einer Länge von etwa 300 bis 400 m durch Abtragen des Oberbodens per Hand eine Landebahn für den Militärflughafen Schleißheim geschaffen werden (KOLLMANNBERGER & GEISEL 1989d). Wegen des Kriegsendes wurde das Rollfeld jedoch nie fertig gestellt und benutzt (Abb. 2). Bis heute konnte sich hier nur ein 1 - 2 cm mächtiger Ah-Horizont über dem anstehenden Kies bilden. Somit stellt das Rollfeld einen Standort für anspruchslose, konkurrenzwache Gefäßpflanzen sowie zahlreiche Moos- und Flechtenarten dar (JESCHKE & KIEHL 2006).

Im Jahr 1959 wurde ein ca. 1,6 ha großer Acker im Osten des Naturschutzgebiets hinzugekauft (Abb. 2). Bei dem Boden dieses *ehemaligen Ackers* handelt es sich um eine

Ackerpararendzina. Im Laufe der Jahre konnten sich hier auch ohne künstliche Ansiedlungsversuche zahlreiche Kalkmagerrasenarten etablieren; außerdem kommen aber auch einige anspruchsvolle Arten des Wirtschaftsgrünlandes (Klasse *Molinio-Arrhenatheretea*) vor, die ansonsten im Naturschutzgebiet fehlen (PFADENHAUER & Miller 2000, KIEHL & JESCHKE 2005).

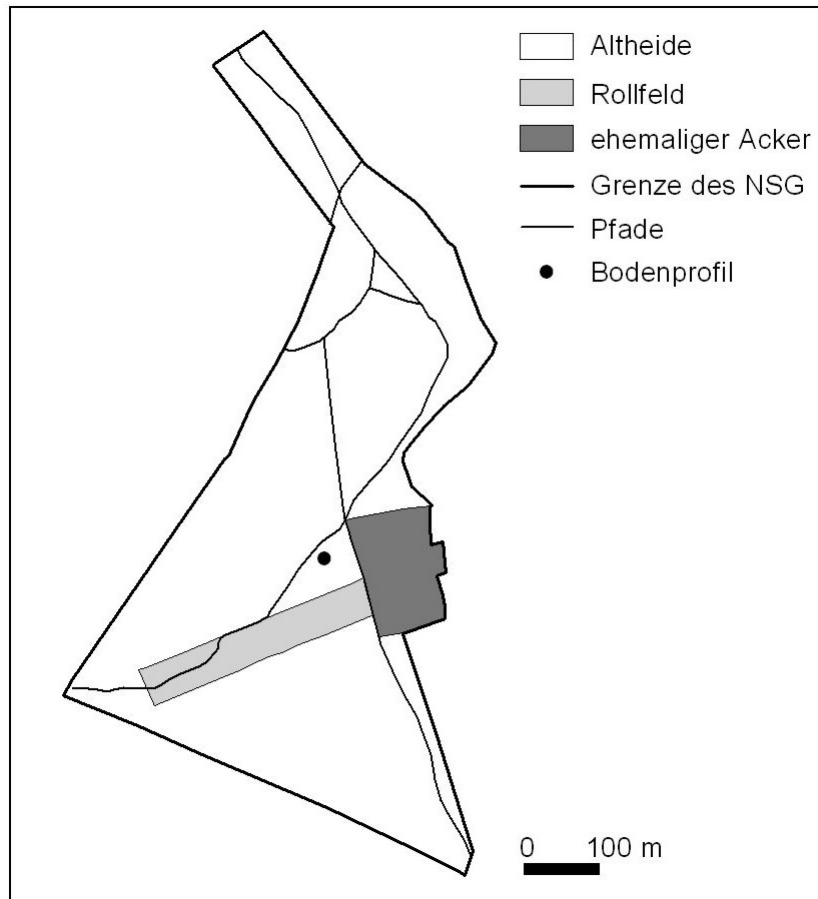


Abb. 2: Standorttypen im Naturschutzgebiet „Garching Heide“. Altheide: ursprüngliche Magerrasen, Rollfeld: Bodenabtrag 1945, ehemaliger Acker: bis 1959 bewirtschaftet.

Bodenkundliche Untersuchungen

Zur Beschreibung der Böden des Naturschutzgebiets stellte das Bayerische Geologische Landesamt bisher unveröffentlichte Bodenprofile und dazu gehörige Analysedaten aus dem Jahr 1985 zur Verfügung (Lage siehe Abb. 2). Die Bezeichnung der Horizonte richtet sich nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005). Die Anlage von aktuellen Bodenprofilen war aufgrund der mit dem Eingriff verbundenen großen Störung des Naturschutzgebietes nicht möglich. Im September 2004 wurden im Bereich der Altheide sowie auf dem Rollfeld jeweils 15 Bodenproben und auf dem ehemaligen Acker fünf Proben des Oberbodens (0-10 cm) entnommen. Aufgrund des sehr hohen Skelettgehalts des Bodens konnte keine volumengerechte Beprobung mittels Stechzylinder durchgeführt werden. Die Bodenproben wurden bei 60°C getrocknet, gewogen und gesiebt (2 mm Maschenweite). Der Feinboden (< 2 mm) wurde gewogen und hinsichtlich des pH-Werts und

der Nährstoffgehalte analysiert. Jeweils die Hälfte einer Bodenprobe wurde gemahlen, um mit Hilfe eines Elementaranalysators (VarioEL) im CN-Modus den Gehalt an Gesamtstickstoff und Gesamtkohlenstoff zu bestimmen. In kalkhaltigen Böden tritt Kohlenstoff nicht nur in organischer (C_{org}) sondern auch in anorganischer Form (C_{anorg}) als Bestandteil des Kalziumcarbonats ($CaCO_3$) auf. Deshalb wurde der Kalziumcarbonatanteil der Bodenproben nach der Scheibler-Methode (SCHLICHTING et al. 1995) ermittelt und daraus der Anteil des anorganischen Kohlenstoffes berechnet. Die Differenz des Gesamtkohlenstoffs und des anorganischen Kohlenstoffs ergab dann den Gehalt an organischem Kohlenstoff, der für die Berechnung des C/N-Verhältnisses verwendet wurde. Um das Angebot an pflanzenverfügbarem Phosphor und Kalium in den Bodenproben abzuschätzen, wurde der Gehalt an Kalziumlactat-(CAL-)austauschbarem P_2O_5 und K_2O bestimmt (SCHLICHTING ET AL. 1995, VDLUFA 2002). Der pH-Wert wurde in $CaCl_2$ -Lösung gemessen (VDLUFA 1991).

Vegetationskundliche Untersuchungen

Um die Vegetation der „Garching Heide“ zu beschreiben, wurden in den Jahren 2003 und 2004 insgesamt 104 Vegetationsaufnahmen auf 4 m² großen Flächen durchgeführt. Diese Flächengröße wurde gewählt um eine Vergleichbarkeit mit Angaben anderer Untersuchungen in Kalkmagerrasen der Münchner Schotterebene (z.B. KIEHL & WAGNER 2006, WILL et al. 2005) sowie weitere europäische Kalkmagerrasen (z.B. DENGLER 2005) zu gewährleisten. Es wurden 62 Flächen im Bereich der Altheide aufgenommen, 26 Flächen auf dem Rollfeld und 16 Flächen auf dem ehemaligen Acker. Die Deckung aller auf den Aufnahmeflächen vorkommenden Gefäßpflanzenarten wurde in Prozent geschätzt. Außerdem wurden die Gesamtdeckung der Gefäßpflanzen, Moose und Strauchflechten, der Streu sowie die Deckung des unbedeckten Bodens (inklusive Steine) ermittelt. Die auf dem Rollfeld vorkommenden Krustenflechten (vgl. SCHAUER 1969) wurden in der vorliegenden Arbeit nicht untersucht. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach OBERDORFER (2001).

Datenauswertung

Für die Gefäßpflanzen wurde die Artenzahl pro 4 m²-Fläche ermittelt sowie der Anteil magerrasentypischer Arten und Grünlandarten an der Artenzahl pro 4 m² bestimmt. Die magerrasentypischen Arten umfassten die beiden folgenden Gruppen: Arten der Halbtrockenrasen und Arten der Trockenrasen. Zu den Arten der Halbtrockenrasen gehören vor allem Arten der Verbände *Mesobromion erecti* Br.-Bl. et Moor 1938 und *Cirsio-Brachypodium* Had. et Klika 1944 (nach OBERDORFER 2001). Auch einzelne Arten der Klassen *Erico-Pinetea* Horvat 1959 und *Trifolio-Geranietaea sanguinei* Th. Müll. 1961, die typisch für genutzte Kalkmagerrasen im Münchner Norden sind, wurden dieser Gruppe zugeordnet. Arten des Verbands *Xerobromion* Br.-Bl. et Moor 1938 sowie der Klassen *Sedo-Scleranthetea* Br.-Bl. 1955 em. Th. Müll. 1961 und *Seslerietalia albicantis* Br.-Bl. 1948 wurden der Gruppe „Arten der Trockenrasen“ zugeordnet. Gefäßpflanzenarten des

Wirtschaftsgrünlands (Klasse *Molinio-Arrhenatheretea* Tx 1937) bilden die dritte Gruppe „Grünlandarten“. Für alle Vegetationsaufnahmen wurden für die Seggen als Matrixbildner, die als konkurrenzstark geltenden Süßgräser, die stickstofffixierenden Leguminosen, die Chamaephyten, welche besonders typisch für nie umgebrochenen Trocken- und Halbtrockenrasen sind und für sonstige Krautarten, die prozentualen Anteile an der Artenzahl sowie an der Deckungssumme (Summe aller prozentual geschätzten Deckungswerte) bestimmt. Dabei wurden die nur in wenigen Aufnahmen vorkommenden Gehölze (*Salix eleagnos* Scop., *Rhamnus saxatilis* Jacq.) mit zu den sonstigen Krautigen gezählt, da eine gesonderte Darstellung dieser im Gebiet niedrigwüchsigen Gehölze aufgrund der geringen Anzahl nicht sinnvoll war. Um eine doppelte Zuordnung von Arten zu vermeiden wurden der Gruppe Chamaephyten nur diejenigen Arten zugeordnet, die nicht zur Familie der *Fabaceae* gehören. Auf die Ergebnisse hat dies keinen Einfluss, da die chamaephytischen Leguminosen auf allen Standorten mit ähnlichen Artenzahlen und Deckungen vertreten waren. Weiterhin wurden für alle Standorte die Matrixarten, d.h. die Arten, die in mindestens 90% der Aufnahmeflächen eines Standorts mit einer durchschnittlichen Deckung von mehr als 5% vorkommen, ermittelt.

Um Vegetationsgradienten zu beschreiben, wurde mit den wurzeltransformierten Deckungswerten der Gefäßpflanzen eine DCA (Detrended Correspondence Analysis) berechnet. Arten, die in weniger als fünf Aufnahmen vorkamen (5%), wurden dabei ausgeschlossen. Der Anteil der durch die DCA erklärten Varianz wurde mit Hilfe einer "after-the-fact evaluation" unter Verwendung des Distanzmaßes der relativen Euklidischen Distanz bestimmt (MCCUNE & MEFFORD 1999). Für die Interpretation der DCA wurden Korrelationen zwischen den „site scores“ der DCA und den Anteilen der Arten der Halbtrockenrasen, Trockenrasen und des Grünlands an der Artenzahl berechnet und auf Signifikanz geprüft. Dazu wurde der Spearman-Rangkorrelationskoeffizient r_s verwendet. Für die Berechnung der Korrelation zwischen der Deckung von *Brachypodium rupestre* und der Anzahl der Magerrasen- bzw. Trockenrasenarten wurde ebenfalls der Spearman-Rangkorrelationskoeffizient verwendet.

Unterschiede zwischen den Standorten hinsichtlich der Artenzahl, des prozentualen Anteils der oben genannten Artengruppen an der Artenzahl und der Deckung der Gefäßpflanzen, Moose, Strauchflechten, Streu, des offenen Bodens sowie der Chamaephyten, Leguminosen, Süßgräser, Seggen und sonstigen Krautigen wurden mit Hilfe des nichtparametrischen Mann-Whitney U-Tests paarweise analysiert. Auf die gleiche Weise wurden Unterschiede hinsichtlich des Feinbodenanteils, pH-Werts, der Gehalte an CAL-austauschbarem P_2O_5 und K_2O sowie des C_{org} , des N_{ges} und C/N-Verhältnisses getestet. Anschließend wurde eine Benjamini-Hochberg Korrektur für multiple Vergleiche durchgeführt (BENJAMINI & HOCHBERG 1995, VERHOEVEN et al. 2005).

ERGEBNISSE

Bodenkundliche Untersuchungen

Bei den Böden der „Garchinger Heide“ handelt es sich um Pararendzinen über Niederterrassenschotter (Abb. 3). Der Ah-Horizont des in der Altheide aufgenommenen Profils besteht aus lehmigem Sand mit einem Kiesanteil von 10 bis 30 %. Der Lehmanteil des Feinbodens nimmt nach unten immer mehr ab bis im C-Horizont nur noch reiner Sand und Kies auftreten, wobei der kiesige Grobboden überwiegt. Der Humusgehalt nimmt im Bodenprofil vom Ah-Horizont zum C-Horizont ab, während der Carbonatgehalt ansteigt.

Tiefe [cm]	Horizonte	Bodenart fein / grob	Skelettanteil [%] min / max	Gefüge	Humus- klasse	Carbonat- klasse
0	eAh	Sl3 / g6	10 / 30	kru	3	c1
12	Ah-eCv	Sl2 / g6	50 / 75	ein-kru	1	c4
32	eICv	Ss / g6	75 / 90	ein	0	c5
52						

Abb. 3: Bodenprofil im Bereich der Altheide des Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ (Lage siehe Abb. 2). Mit freundlicher Genehmigung des Bayerischen Geologischen Landesamtes (www.geologie.bayern.de). Lage siehe Abb. 2. Zusätze zu Horizontbezeichnungen: e=mergelig, l=Lockersubstrat, v=verwittert (nach Ad-Hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005).

Alle drei Standorte des Naturschutzgebiets unterscheiden sich hinsichtlich des Anteils an Feinboden, des Gehalts an CAL-austauschbaren K_2O und des Gehalts an Gesamtstickstoff im Oberboden voneinander (Tab. 1, Abb. 4). Der Gehalt an CAL-austauschbaren P_2O_5 ist an allen drei Standorten ähnlich. Der pH-Wert ist auf dem Rollfeld am niedrigsten und das C/N-Verhältnis auf dem ehemaligen Acker.

Tab. 1: Ergebnisse der Analyse der bodenchemischen Analysen (pH-Wert, CAL-austauschbares P_2O_5 und K_2O sowie C/N-Verhältnis). Angegeben sind die Mittelwerte \pm Standardabweichung (Altheide $n=15$, Rollfeld $n=15$, ehemaliger Acker $n=5$). Der Feinbodenanteil bezieht sich auf den trockenen Boden. Alle übrigen Angaben beziehen sich auf den trockenen Feinboden (< 2 mm). Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede $P < 0,05$ (für jeden Parameter getrennt zu lesen).

	pH-Wert	P_2O_5 [mg/100g]	K_2O [mg/100g]	N_{ges} [%]	C/N-Verhältnis
Rollfeld	7,4 \pm 0,1 a	1,3 \pm 0,8 a	7,8 \pm 1,4 a	0,52 \pm 0,09 a	12,4 \pm 0,5 a
Altheide	6,4 \pm 0,3 b	1,6 \pm 1 a	5,1 \pm 1,3 b	0,60 \pm 0,09 b	12,1 \pm 0,3 a
ehemaliger Acker	7,4 \pm 0,1 a	1,6 \pm 0,9 a	11,2 \pm 1,8 c	0,68 \pm 0,04 c	11,5 \pm 0,3 b

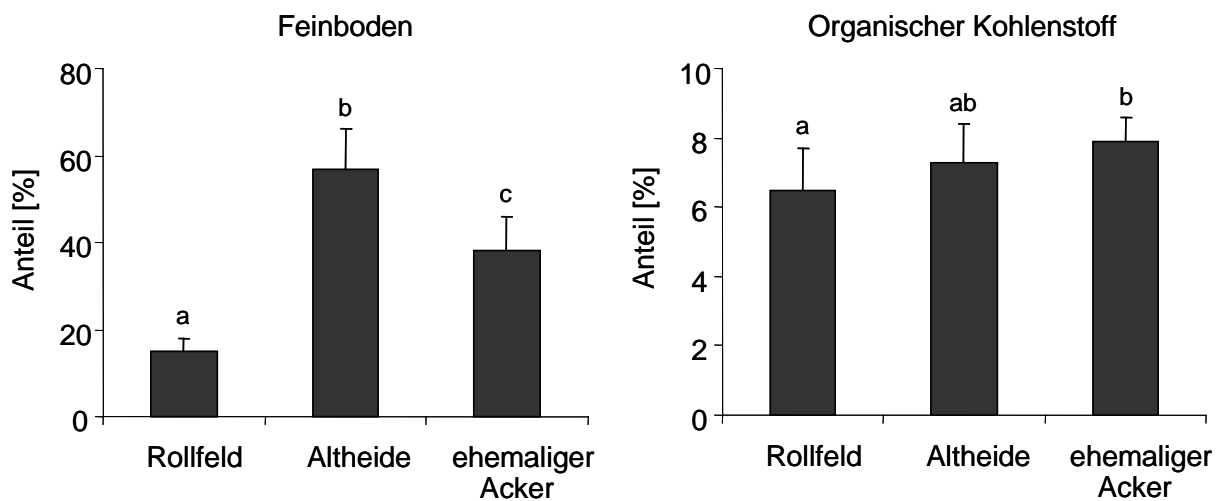


Abb. 4: Mittlerer Anteil des Feinbodens und des organischen Kohlenstoffs im Boden. Dargestellt sind jeweils Mittelwert + 1 Standardabweichung. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, $P < 0,05$. Die unterschiedlichen Skalierungen sind zu beachten.

Vegetationskundliche Untersuchungen

Deckung und Anteile verschiedener Artengruppen

Die Altheide und der ehemalige Acker sind sich in Bezug auf die Deckung der Gefäßpflanzen, Moose und Strauchflechten sowie der offenen Bodenstellen sehr ähnlich. Nur die Deckung der Streuschicht ist in der Altheide höher (Abb. 5). Auf dem Rollfeld ist die Deckung der Gefäßpflanzen und Moose deutlich geringer als an den anderen beiden Standorten. Die Deckung der Strauchflechten und der offenen Bodenstellen ist dagegen deutlich höher.

Die mittlere Artenzahl der Gefäßpflanzen pro 4 m²-Fläche unterscheidet sich nicht signifikant zwischen den drei Standorten. Auf dem Rollfeld treten im Durchschnitt 26 Gefäßpflanzenarten auf und in der Altheide sowie auf dem ehemaligen Acker 28. Den größten Anteil an der Artenzahl nehmen auf allen Standorten die Arten der Halbtrockenrasen ein (Abb. 6). Auf dem Rollfeld wurde der höchste Anteil der Arten der Trockenrasen

gefunden und der niedrigste Anteil an Grünlandarten. Auf dem ehemaligen Acker verhielt es sich genau umgekehrt (Abb. 6). Die Anzahl der Magerrasen- und Trockenrasenarten korreliert negativ mit der Deckung von *Brachypodium rupestre* (Host) Roem. & Schult. ($r_s = -0,44$, $P < 0,05$) (Abb. 7).

Auf dem Rollfeld waren der Anteil der Chamaephyten an der Artenzahl und Deckung sowie der Deckungsanteil der Seggen deutlich höher als an den andern beiden Standorten (Abb. 8). Der Anteil der Seggen an der Artenzahl war dagegen an allen drei Standorten ähnlich. Auf dem ehemaligen Acker war der Anteil der Süßgräser an der Artenzahl und Deckung signifikant am höchsten, während in der Altheide der Anteil der sonstigen krautigen Arten höher als an den anderen Standorten war.

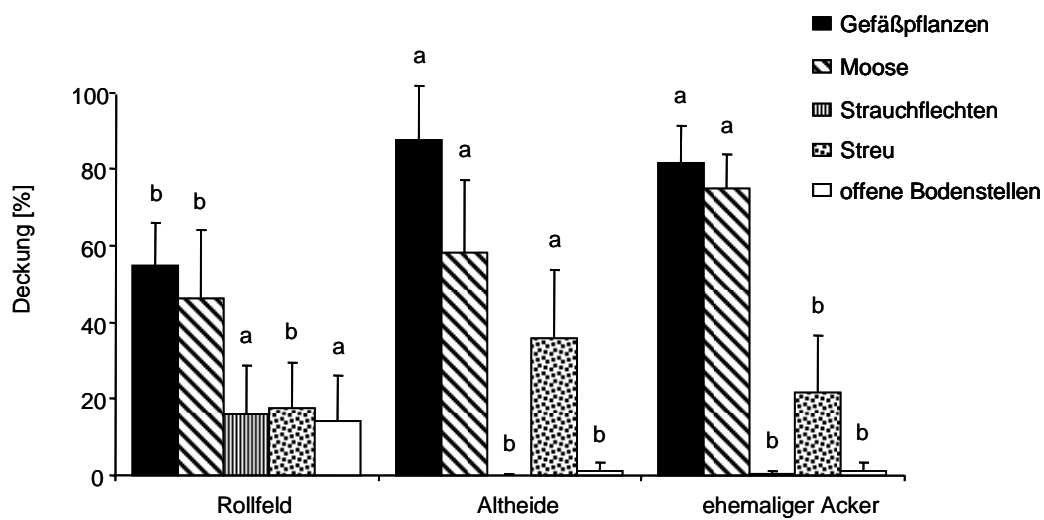


Abb. 5: Mittlere prozentuale Deckung der Gefäßpflanzen, Moose, Strauchflechten, Streu und der offenen Bodenstellen pro 4 m². Dargestellt sind jeweils Mittelwert + 1 Standardabweichung. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, $P < 0,05$ (für jeden Parameter getrennt zu lesen).

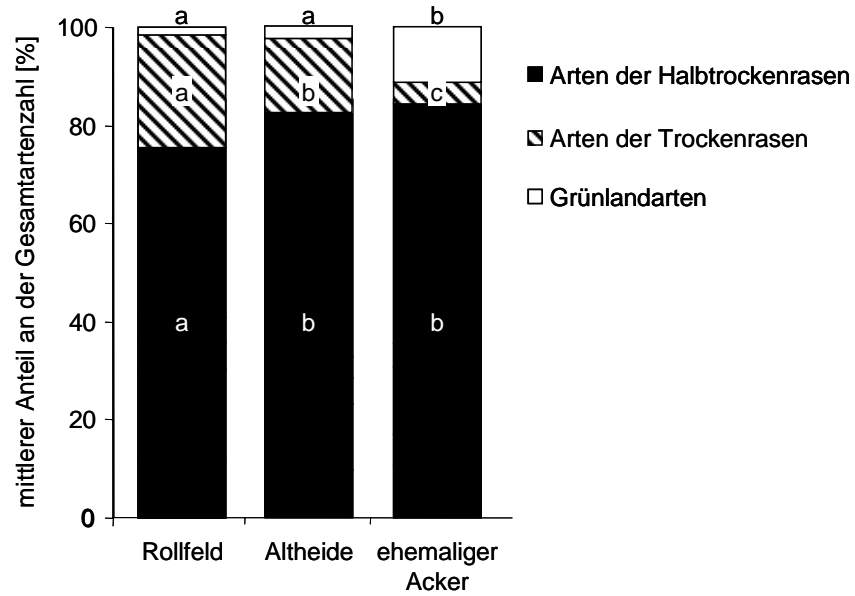


Abb. 6: Mittlerer Anteil der Arten der Halbtrockenrasen (*Mesobromion*), Trockenrasen (*Xerobromion*) und des Wirtschaftsgrünlands (*Molinio-Arrhenatheretea*) an der Artenzahl auf 4 m². Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, $p < 0,05$ (für jeden Parameter getrennt zu lesen).

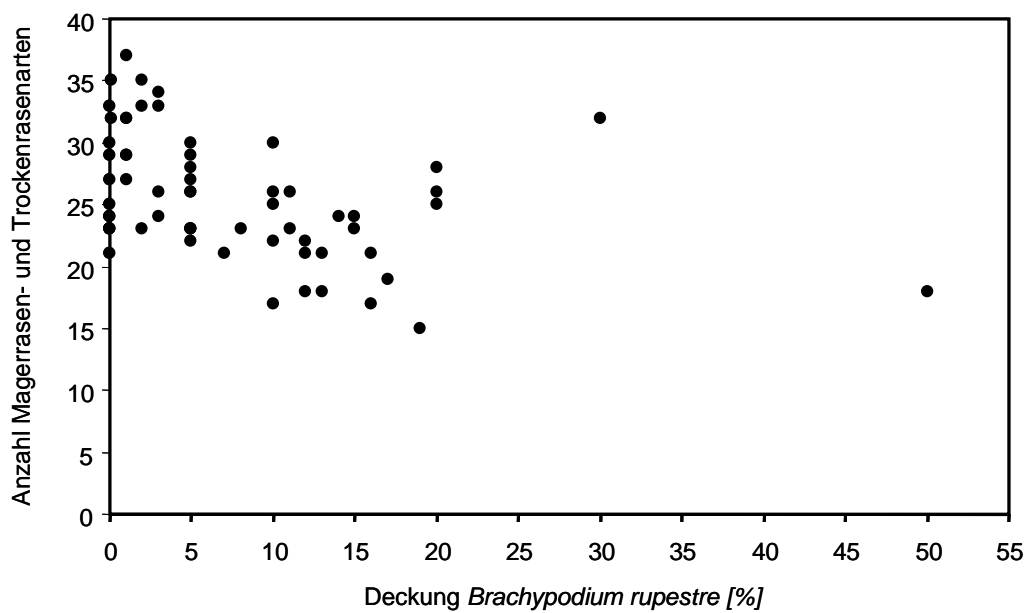


Abb. 7: Zusammenhang zwischen der Deckung von *Brachypodium rupestre* und der Anzahl der Magerrasen- und Trockenrasenarten in der Altheide $n=62$, Spearman-Rangkorrelationskoeffizient $r_s=-0,44$, $P<0,05$.

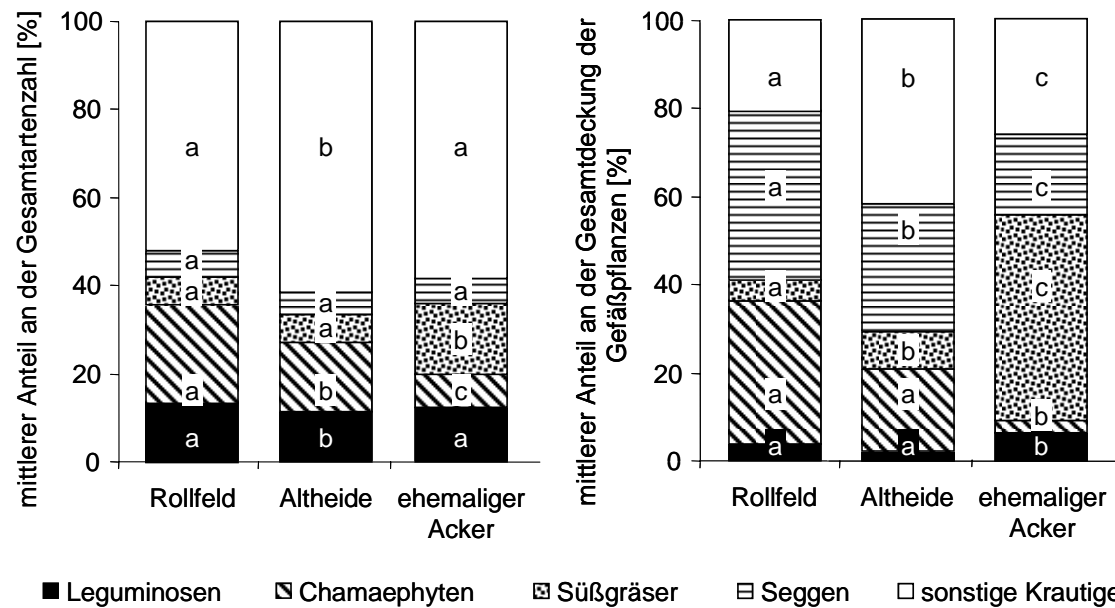


Abb. 8: Mittlerer Anteil an der Artenzahl und Deckungsanteil der Leguminosen, Chamaephyten, Süßgräser, Seggen und sonstigen Krautigen. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede, $P < 0,05$ (für jeden Parameter getrennt zu lesen).

Analyse der Artenzusammensetzung

Die Ergebnisse der DCA (Detrended Correspondence Analysis) zeigen, dass sich die drei Standorte des Naturschutzgebietes (Rollfeld, Altheide, ehemaliger Acker) floristisch deutlich voneinander unterscheiden (Abb. 9). Entlang der ersten Achse, die 20,6% der Gesamtvarianz im Datensatz erklärt, wird der ehemalige Acker von der Altheide und dem Rollfeld getrennt. Auf der zweiten Achse, die weitere 14,2% der Varianz erklärt, werden das Rollfeld und die Altheide voneinander abgegrenzt. Der Anteil der Arten der Halbtrockenrasen korreliert negativ mit Achse 2 der DCA ($r_s = -0,59$, $P < 0,001$), während der Anteil der Trockenrasenarten negativ mit Achse 1 ($r_s = -0,46$, $P < 0,001$) und positiv mit Achse 2 ($r_s = 0,48$, $P < 0,001$) korreliert. Der Anteil der Grünlandarten korreliert schwach positiv mit Achse 1 der DCA ($r_s = 0,23$, $P = 0,02$).

Als Matrixarten, die in mindestens 90% der Aufnahmeflächen mit einer durchschnittlichen Deckung $> 5\%$ vorkommen, wurden für die Altheide *Carex humilis* Leyss. und *Anthericum ramosum* L. ermittelt (Tab. 2). Auf dem Rollfeld tritt lediglich *Carex humilis* als Matrixart auf. Außerdem kommen dort in fast allen Aufnahmeflächen *Teucrium montanum* L., *Dorycnium germanicum* (Gremli) Rikli und *Thymus praecox* subsp. *praecox* vor. Die dealpine Art *Gentiana clusii* Perr. & Song. ist ausschließlich auf das Rollfeld beschränkt. Der ehemalige Acker ist geprägt durch die Matrixarten *Bromus erectus* Huds. und *Carex humilis*. Dort kommt außerdem in allen Aufnahmeflächen *Peucedanum oreoselinum* (L.) Moench vor.

Folgende typische Magerrasenarten der Altheide fehlen in den untersuchten Flächen des ehemaligen Ackers: *Adonis vernalis* L., *Carduus defloratus* L. subsp. *defloratus*, *Dorycnium germanicum* (Gremli) Rikli, *Erica herbacea* L., *Euphorbia verrucosa* L., *Euphrasia rostkoviana* Hayne, *Galium boreale* L., *Globularia cordifolia* L., *Inula hirta* L., *Polygala chamaebuxus* L., *Polygala amarella* Crantz, *Polygala vulgaris* L., *Polygonatum odoratum*

(Mill.) Druce, *Potentilla alba* L., *Teucrium montanum* L. Dagegen kommen einige andere Arten ausschließlich auf dem ehemaligen Acker vor: *Achillea millefolium* L. subsp. *millefolium*, *Plantago lanceolata* L., *Ranunculus bulbosus* L., *Silene vulgaris* (Moench) Garcke subsp. *vulgaris*, *Taraxacum officinale* agg.

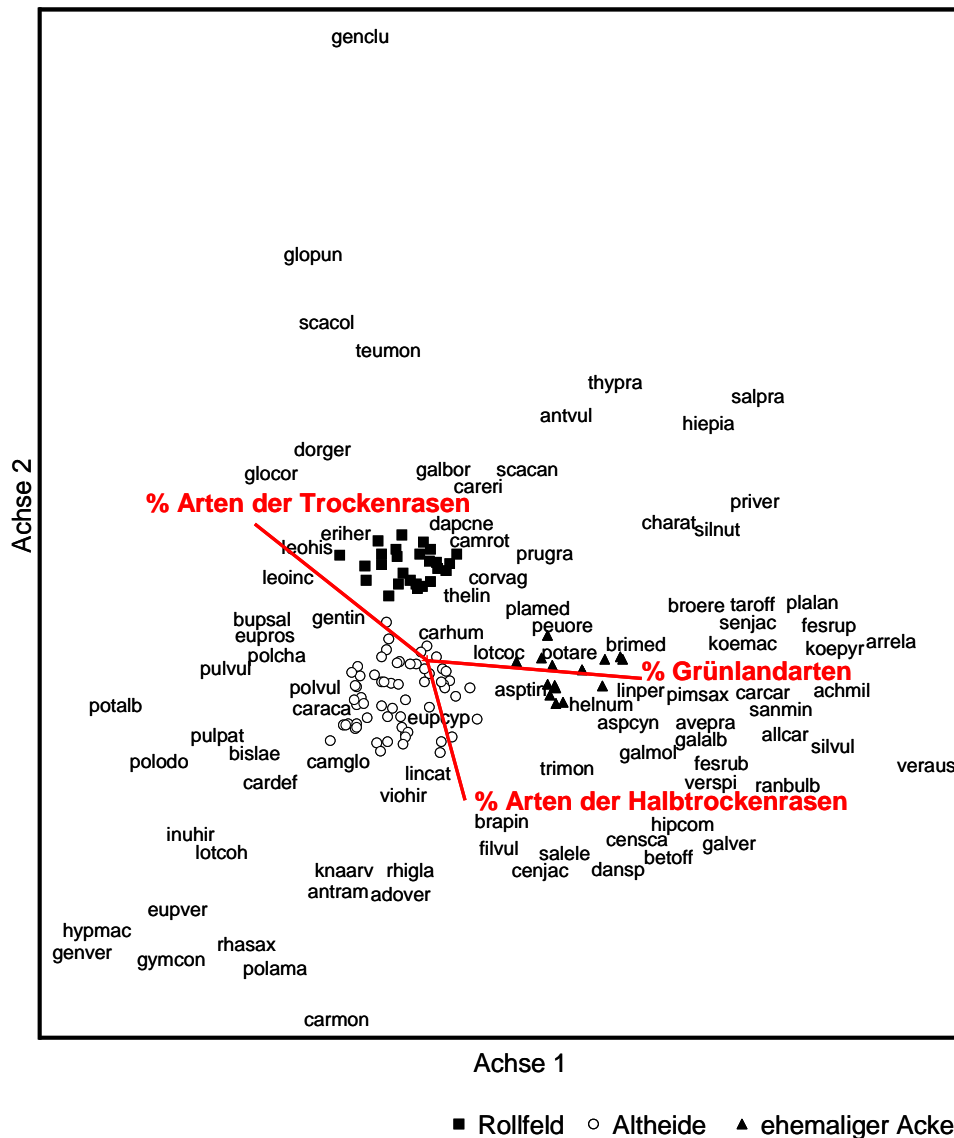


Abb. 9: Ergebnis der DCA (Detrended Correspondence Analysis) mit den wurzeltransformierten Artmächtigkeiten. Die roten Vektoren stellen die Korrelationen des Anteils der Arten der Halbtrockenrasen, Trockenrasen und des Grünlands an der Artenzahl mit Achse 1 und 2 der Ordination dar. Die vollständigen Artnamen finden sich im Anhang 2.

Tab. 2: Häufigkeit und mittlere Deckung von *Anthericum ramosum*, *Brachypodium rupestre*, *Bromus erectus* und *Carex humilis* auf dem Rollfeld, in der Altheide und auf dem ehemaligen Acker. Die Matrixarten, die in mind. 90% der Aufnahmeflächen mit einer durchschnittlichen Deckung > 5% vorkommen sind jeweils fett markiert.

	Rollfeld (n=26)		Altheide (n=62)		ehemalige Acker (n=16)	
	Häufigkeit [%]	Deckung [%]	Häufigkeit [%]	Deckung [%]	Häufigkeit [%]	Deckung [%]
<i>Anthericum ramosum</i>	38	0,8	100	27,0	81	2,0
<i>Brachypodium rupestre</i>	65	1,0	82	9,3	69	6,6
<i>Bromus erectus</i>	69	3,4	56	2,8	100	16,0
<i>Carex humilis</i>	96	25,0	98	32,0	100	13,0

DISKUSSION

Vergleich der Bodeneigenschaften an den untersuchten Standorten

Wasserverfügbarkeit und pH-Wert

Pararendzinen aus Schotter haben aufgrund ihres hohen Steingehalts eine geringe Wasserspeicherkapazität (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 2002). Tendenziell kann dabei davon ausgegangen werden, dass mit dem Feinbodengehalt des Bodens auch die Wasserverfügbarkeit steigt. Eine Studie von LEUSCHNER (1989) zeigte unter Berücksichtigung des unterschiedlichen Skelettgehalts der Böden, dass die Wasserspeicherkapazität mit dem „physiognomischen Charakter“ der ihnen zugehörigen Rasengesellschaften korrespondiert und vom *Xerobromion* über *Mesobromion* hin zu *Arrhenatherion* zunimmt. Demnach kann das Rollfeld auf Grund seines geringen Feinbodenanteils und des durch den Oberbodenabschub stark reduzierten Anteils organischen Kohlenstoffs als der Standort mit der geringsten Wasserverfügbarkeit im Naturschutzgebiet „Garching Heide“ bezeichnet werden. Der in der Altheide wesentlich höhere Anteil des Feinbodens und auch des organischen Kohlenstoffs im Oberboden lässt auf eine deutlich bessere Wasserverfügbarkeit schließen. Aufgrund des im C-Horizont anstehenden Schotters kommt es jedoch auch hier in niederschlagsarmen Perioden häufig zu Wasserknappheit. Der im Gegensatz zur Altheide geringere Feinbodenanteil des ehemaligen Ackers ist auf das frühere Pflügen der Fläche zurückzuführen, wodurch immer wieder größere Steine in den Oberboden gelangten und somit der Feinbodenanteil gesenkt wurde. Die Wasserverfügbarkeit ist deshalb vermutlich auf dem ehemaligen Acker etwas schlechter als in der Altheide.

Mit dem Anteil des Feinbodens und dem Verwitterungsgrad der Böden hängt auch der pH-Wert der Standorte eng zusammen. So war der pH-Wert auf dem Rollfeld und auf dem ehemaligen Acker auf Grund des niedrigeren Feinbodenanteils und damit höheren Skelettanteils kalkhaltigen Gesteins höher als in der Altheide. Zudem bewirkt in der Altheide auch der höhere Humusgehalt eine Absenkung des pH-Werts. Ein Vergleich der pH-Werte des Ah-Horizonts der Altheide zeigt in den letzten 35 Jahren nur leicht schwankende Werte um den pH-Wert 6 (Daten des Bayerisches Geologisches Landesamts von 1970 und 1987, KIEHL et al. 2003).

Nährstoffdynamik

Untersuchungen zu Aushagerung durch Mahd auf sandigen Böden in den Niederlanden zeigten, dass die Gehalte an austauschbarem Kalium schneller zurückgingen als die Phosphat-Gehalte des Bodens (PEGTEL et al. 1996). Nach der Einstellung der Düngung und einer anhaltenden regelmäßigen Mahd kam es dort aber ebenso wie in einer Langzeitstudie in England und Wales (SKINNER & TODD 1998) im Verlauf von 25 Jahren zu einem deutlichen Rückgang der Phosphat- und Kalium-Gehalte. Auch in der „Garching Heide“ lässt sich eine zunehmende Aushagerung durch Mahd feststellen. Vergleicht man die 2004 ermittelten Werte an CAL-austauschbaren P_2O_5 auf dem ehemaligen Acker mit Werten von MILLER & PFADENHAUER (1997) aus dem Jahr 1993, so zeigt sich ein deutlicher Rückgang von Werten um 4,6 mg/100 g (1993) auf 1,6 mg/100 g (2004), was dem Niveau der Altheide im selben Jahr entspricht. Auch der Gehalt an Cal-austauschbarem K_2O sank, jedoch nicht so schnell, von 20 mg/100 g im Jahr 1993 (MILLER & PFADENHAUER 1997) auf 11,2 mg/100 g im Jahr 2004. Seit dem Ankauf des ehemaligen Ackers im Jahr 1959 konnten sich somit die Phosphat-Gehalte dem Niveau der Altheide angleichen und die Kalium-Gehalte annähern. Der Rückgang der P- und K-Gehalte in den Böden des ehemaligen Ackers der „Garching Heide“ deutet darauf hin, dass es inzwischen durch die jährliche Mahd ohne Düngung zu einer deutlichen Aushagerung des Bodens gekommen ist. Die Gesamtstickstoffgehalte auf dem ehemaligen Acker waren jedoch höher als im übrigen Untersuchungsgebiet, was vermutlich auf die höhere Deckung der Leguminosen, welche Stickstoff im Boden anreichern, zurückzuführen ist.

Untersuchungen auf Renaturierungsflächen mit Bodenabtrag im Umfeld der Garching Heide zeigten, dass bei einer durch Mähgutauftrag erhöhten Gesamtdeckung der Vegetation mehr Kalium im Oberboden angereichert wurde als auf Flächen mit geringer Vegetationsdeckung (KIEHL et al. 2003). So kann eventuell die Zunahme des Gehalts an CAL-austauschbarem K_2O auf dem Rollfeld um 2,3 mg/100 g im Vergleich zum Jahr 2000 (KIEHL et al. 2003) mit der zunehmenden Gesamtdeckung der Vegetation durch die voranschreitende Sukzession erklärt werden. Möglicherweise spiegeln diese Werte jedoch auch nur kleinräumige räumliche oder zeitliche Schwankungen der Kalium-Verfügbarkeit wieder (vgl. Scheffer/Schachtschabel 2002). Die geringe Phytomasseproduktion auf dem Rollfeld (s. KIEHL et al. 2003) ist neben der Trockenheit vermutlich vor allem auf die geringe Stickstoffverfügbarkeit zurückzuführen, welche aus der geringen Wasserverfügbarkeit und dem geringen Gesamtstickstoffgehalt resultiert (LEUSCHNER 1989, NEITZKE 1998, UNKOVICH

et al. 1998). Zusammenfassend zeigen diese Ergebnisse, dass die Bedingungen für das Pflanzenwachstum vom Rollfeld über die Altheide hin zum ehemaligen Acker zunehmend günstiger werden.

Vegetationsentwicklung

Die drei Standorte des Naturschutzgebiets „Garchinger Heide“ konnten auch nach einer Sukzession von 60 Jahren (Rollfeld) bzw. 45 Jahren (ehemaliger Acker) noch klar floristisch voneinander unterschieden werden. Die Einzigartigkeit der Altheide macht auch heute noch, wie bereits von VOLLMANN (1911) geschildert, das gleichzeitige Vorkommen submediterraner (z.B. *Asperula cynanchica* L., *Hippocrepis comosa* L.), dealpiner (z.B. *Gentiana clusii*, *Globularia cordifolia*) und pontischer (z.B. *Adonis vernalis*, *Pulsatilla patens*) Florenelemente aus. Die von RIEMENSCHNEIDER (1956) beschriebene Artenzusammensetzung scheint sich aber verändert zu haben. So dominieren heute *Carex humilis* und *Anthericum ramosum* sowie *Brachypodium rupestre* und *Bromus erectus*. *Koeleria pyramidata* (Lam.) P. Beauv. und *Koeleria macrantha* (Ledeb.) Schult. wurde im Gegensatz zu 1956 im Jahr 2004 in den Vegetationsaufnahmen der Altheide nicht gefunden. *Carex montana* L. und *Avenula pratensis* (L.) Dumort. traten nur in einzelnen Aufnahmeflächen mit geringen Deckungen auf. Besonders *Brachypodium rupestre* hat jedoch, wie auch die nah verwandte Art *Brachypodium pinnatum* (L.) P. Beauv., (DURING & WILLEMS 1984, BOBBINK & WILLEMS 1987, HURST & JOHN 1999) einen negativen Einfluss auf die Artenzahl und in unserer Untersuchung besonders auf die Anzahl der Magerrasen- und Trockenrasenarten. In der Altheide wurde *Brachypodium rupestre* vermutlich einerseits durch die zu extensive Mahdnutzung im zweijährigen Turnus gefördert und zusätzlich durch den Eintrag von Stickstoff aus der Luft durch Verkehr- und Industrie-Emissionen (vgl. BOBBINK & WILLEMS 1987, CARROLL et al. 2003, JACQUEMYN et al. 2003).

Aufgrund der hohen Deckung offener Bodenstellen und des geringen Feinbodenanteils konnten sich auf dem Rollfeld besonders konkurrenzschwache Arten der Trockenrasen ansiedeln, die an den anderen Standorten zum Teil durch höher wüchsige Arten verdrängt werden. RIEMENSCHNEIDER (1956) beobachtete auf dem Rollfeld noch Initialstadien der Magerrasen mit geringen Deckungen von *Thymus praecox*, *Leontodon incanus* (L.) Schrank und *Anthyllis vulneraria subsp. alpestris* (Kit. ex Schult.) Asch. & Graebn. PFADENHAUER & LIEBERMANN (1986) beschrieben einen Rückgang dieser Pionierarten und eine Zunahme von Süßgräsern und *Carex humilis*. Heute ist *Carex humilis* die Matrixart des Rollfeldes. Auch weitere typische Arten der Altheide konnten sich hier ausbreiten, wie z.B. *Pulsatilla patens* (RÖDER & KIEHL 2006). Die gesamte Artenzusammensetzung des Standortes gleicht heute der, welche RIEMENSCHNEIDER (1956) für kiesige Böden mit lehmig-feinsandigem Material und lückigem Vegetationsschluss beschrieben hat, mit Vorkommen von *Carex humilis*, *Teucrium montanum*, *Thesium linophyllum* L., *Potentilla incana* P. Gaertn., B. Mey. & Scherb. und *Scabiosa canescens* Waldst. & Kit. Trotz dieser fortschreitenden Sukzession ist das Rollfeld heute noch sehr heterogen. So wechseln Standorte mit fast geschlossener Vegetationsdecke kleinräumig mit Bereichen mit sehr lückiger Vegetation. Dadurch ergibt sich ein Mosaik, das momentan noch vielen konkurrenzschwachen Arten einen Lebensraum

bietet (vgl. JESCHKE & KIEHL 2006). Bei weiter zunehmender Deckung der Gefäßpflanzen und Moose könnte es aber künftig zum Rückgang von Arten kommen, die auf einen hohen Anteil offener Bodenstellen angewiesen sind. Für solche Pflanzenarten und vor allem für die für das Rollfeld typischen Tierarten wurden 1980 und 2000 auf zwei an das Rollfeld angrenzenden Fläche der Oberboden abgeschoben, deren Vegetationsentwicklung bei WILL et al. (2005) beschrieben wird.

Nicht nur in der Altheide und auf dem Rollfeld, sondern auch auf dem ehemaligen Acker kommt heute eine hohe Anzahl von Arten der Halbtrockenrasen vor. Aufgrund des geringen Anteils der Trockenrasenarten ist der Anteil typischer Magerrasenarten insgesamt jedoch wesentlich niedriger als an den anderen beiden Standorten. Auch Untersuchungen in England zeigen, dass sich Magerrasen auf ehemaligen Äckern nur sehr langsam der Vegetationszusammensetzung alter Grasländer annähern. Dort konnten auch nach 100 Jahren noch Unterschiede zwischen der Vegetation ehemaliger Äcker und ursprünglicher Kalkmagerrasen festgestellt werden (WELLS et al. 1976, GIBSON & BROWN 1991). Der Hauptgrund für diese Unterschiede ist vermutlich die langsame Ausbreitung der Zielarten (HUTCHINGS & BOOTH 1996). *Carex humilis*, die von PFADENHAUER & LIEBERMANN (1986) als fehlend auf dem ehemaligen Acker beschrieben wurde, tritt heute bereits in fast allen Aufnahmeflächen auf. Da *Carex humilis* durch Ameisen ausgebreitet wird (OBERDORFER 2001), verlief die Ausbreitung offenbar schneller als bei anemochoren Arten, wie z.B. *Pulsatilla patens* (vgl. Kapitel 3). Auch eine erfolglose Keimung oder Etablierung konkurrenzschwacher Arten im unmittelbaren Umfeld konkurrenzstarker Gräser und Grünlandarten sowie einer dichten Moosschicht könnte die Ansiedlung von Magerrasen- und Trockenrasenarten auf dem ehemaligen Acker erschweren. Wie bereits 1986 beschrieben (PFADENHAUER & LIEBERMANN 1986), konnten auch heute noch eine Reihe typischer Grünlandarten auf dem ehemaligen Acker gefunden werden, wie z.B. *Arrhenatherum elatius* (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl, *Plantago lanceolata* und *Achillea millefolium* ssp. *millefolium*. Insgesamt ist die Entwicklung des ehemaligen Ackers jedoch positiv zu bewerten und eine weitere floristische Entwicklung in Richtung der Vegetation der Altheide ist zu erwarten.

Perspektiven für die zukünftige Entwicklung der „Garchinger Heide“

Eine Besonderheit des Naturschutzgebiets „Garchinger Heide“ ist das Nebeneinander von verschiedenen Standorten mit unterschiedlichen Bedingungen für das Pflanzenwachstum. Dadurch bietet die „Garchinger Heide“ Lebensraum sowohl für Arten der Halbtrockenrasen als auch der Trockenrasen und damit eine hohe Artenvielfalt. Diesen Zustand gilt es zu erhalten.

Im Bereich der Altheide kam es allerdings aufgrund des Stickstoffeintrags durch die Luft und des während der 1990er Jahre bis 2003 nur zweijährigen Mahdturnus stellenweise zu einer Vergrasung und Verfilzung der Vegetation, die einen Rückgang der lichtbedürftigen Magerrasen- und Trockenrasenarten bewirken kann. Um eine weitere Vergrasung und Streuakkumulation zu verhindern, ist eine Intensivierung des Mahdturnus der Altheide von zweijährig auf einjährig notwendig. Seit dem Jahr 2004 wird bei der Streifenmahd in der

Altheide nur noch jeder fünfte Streifen (und nicht wie zuvor jeder zweite) als Rückzugsraum für Insekten stehen gelassen. Ob diese Mahdintensivierung ausreicht, bleibt zwar abzuwarten, auf dem ehemaligen Acker führte der bisherige einjährige Turnus jedoch bereits trotz der hohen Deckung der Süßgräser zu einer geringeren Deckung der Streu als in der Altheide. Eine Aushagerung durch jährliche Mahd ist auf dem ehemaligen Acker dennoch weiterhin notwendig, um die Etablierung der an nährstoffarme Böden angepassten Arten der Trocken- und Halbtrockenrasen zu fördern und die Ausbreitung potentiell dominanter Arten zu verhindern.

Um die Entwicklung des ehemaligen Ackers hin zur Altheide zu unterstützen, wäre es zudem von Vorteil offene Bodenstellen zur Keimung und Etablierung von Magerrasenarten zu schaffen. Dies könnte alle zwei bis fünf Jahre im Anschluss an die Mahd durch maschinelles Rechen (z.B. mit Wiesenegge) geschehen, wodurch die hohe Moosdeckung vermindert würde.

Auch eine Wiedereinführung der Beweidung im Naturschutzgebiet könnte der Vergrasung und Verfilzung entgegen wirken (HURST & JOHN 1999, JACQUEMYN et al. 2003). Auf dem ehemaligen Acker könnte durch Beweidung zudem die Einwanderung von Diasporen aus der Altheide durch zoochore Ausbreitung gefördert werden (vgl. GIBSON & BROWN 1991, FISCHER et al. 1996). Durch die trittbedingte Schaffung von Regenerationsnischen können sich Zielarten möglicherweise besser etablieren, so dass sich die Vegetation des ehemaligen Ackers schneller der der Altheide angleicht.

Das Rollfeld als Sonderstandort und Lebensraum für seltene konkurrenzschwache Trockenrasenarten sollte als solcher erhalten bleiben, da die auf offene Standorte angewiesenen Trockenrasenarten sich nur über kurze Distanzen ausbreiten und neu geschaffene Abtragsflächen nur sehr langsam besiedeln (WILL et al. 2005). Die gelegentliche Entbuschung des Rollfeldes sollte daher beibehalten werden, um der fortschreitenden Sukzession entgegenzuwirken. Durch gelegentliches Abrechen der zunehmend durch pleurokarpe Moose und Cladonien dominierten Moos- und Flechtenschicht könnten zudem nicht nur schwachwüchsige Gefäßpflanzen, sondern auch seltene akrokarpe Moose und Erdflechten gefördert werden (vgl. GÜNZL 2001, JESCHKE & KIEHL 2006).

Nach FISCHER (2003) ist die Schaffung neuer Abtragsflächen als Habitat für rohbodenbesiedelnde Pflanzen- und Tierarten zu empfehlen. Die Untersuchungen von WILL et al. (2005) zeigen, dass sich auf einer 1980 angelegten Abtragsfläche, die sich nördlich an das Rollfeld anschließt zahlreiche konkurrenzschwache Pflanzenarten der Trockenrasen ansiedeln konnten. Auf der südlich anschließenden Abtragsfläche von 2000 etablierten sich bis 2004 nur wenige Pflanzenindividuen, was zeigt wie langsam die Besiedlung neuer Flächen vonstatten geht.

Die Anlage weiterer Bodenabtragsflächen als Lebensraum für spezialisierte Rohbodenbesiedler sollte nicht im Naturschutzgebiet selbst erfolgen, in dem der Schutz und die Entwicklung der bestehenden Trocken- und Halbtrockenrasen mit Hilfe der oben genannten Pflegemaßnahmen Priorität hat. Sinnvoll ist der Oberbodenabtrag dagegen bei der Anlage neuer Magerrasen auf ehemaligen Äckern, die direkt an das Naturschutzgebiet angrenzen (s. PFADENHAUER & KIEHL 2003). Das Beispiel der 1993 angelegten

Bodenabtragsfläche 506A zeigt, dass durch Bodenabtrag in Kombination mit Mähgutübertragung günstige Bedingungen für zahlreiche Zielarten des Naturschutzes geschaffen werden können (JESCHKE & KIEHL 2006, KIEHL & WAGNER 2006). Durch das Nebeneinander unterschiedlich alter Bodenabtragsflächen im Naturschutzgebiet selbst und auf den umliegenden Renaturierungsflächen können sowohl Pionierarten initialer Magerrasen (z.B. *Biscutella laevigata*, *Leontodon incanus*) als auch langsam wachsende konkurrenzschwache Chamaephyten, wie z.B. *Globularia cordifolia* oder *Polygala chamaebuxus* geeignete Lebensräume finden.

LITERATUR

- Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Boden, 2005. Eckelmann, W. (Red.); Sponagel H., Grottenthaler W., Hartmann K.-J., Hartwich R., Janetzko P., Joisten H., Kühn D., Sabel K.-J., Traidl R., Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. verbesserte und erweiterte Auflage. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.), Hannover. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.), 2000. Bestimmungsschlüssel für Flächen nach Art. 13d(1) BayNatSchG, Augsburg.
- Bender, O., Boehmer, 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. *Landscape Ecology* 20, 149-163.
- Benjamini, Y., Hochberg, Y., 1995. Controlling the false discovery rate – a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B* 57, 289–300.
- Beinlich, B., Manderbach, D., 1995. Die historische Landschafts- und Nutzungsentwicklung in Württemberg unter besonderer Berücksichtigung der Schwäbischen Alb. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 83, 65-86.
- Bobbink, R., Willems, J. H., 1987. Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: A threat to a species-rich ecosystem. *Biological Conservation* 40, 301-314.
- Carroll, J. A., Caporn, S. J. M., Johnson D., Morecroft M., Lee J. A., 2003. The interactions between plant growth, vegetation structure and soil processes in semi-natural acidic and calcareous grasslands receiving long-term inputs of simulated pollutant nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 121, 363-376.
- Council of Europe, 1979. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. <http://conventions.coe.int/Treaty/en/Treaties/Html/104.htm> (30.08.2005).

- Dengler, J., 2005. Zwischen Estland und Portugal - Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Phytodiversitätsmuster europäischer Trockenrasen. *Tuexenia* 25, 387-405.
- Dufrene, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67, 345-366.
- During, H. J., Willems, J. H., 1984. Diversity models applied to a chalk grassland. *Vegetatio* 57, 103-114.
- Fetzer, K. D., Grottenthaler, W., Hofmann, B., Jerz, H., Rückert, G., Schmidt, F., Wittmann, O., 1986. Standortkundliche Bodenkarte von Bayern 1:50 000 München-Augsburg und Umgebung. Erläuterungen. Bayerisches Geologisches Landesamt, München.
- Fischer, S., Poschlod, P., Beinlich, B., 1996. Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology* 63, 1206-1221.
- Fischer, F. P., 2003. Langzeitmonitoring von Heuschräkenbeständen im NSG „GarchingerHeide“ 1994-2001. In: Pfadenhauer J., Kiehl K. (Hrsg.), Renaturierung von Kalkmagerrasen - Angewandte Landschaftsökologie 55, 201-209.
- Geisel, O., 1989. Von den Anfängen zum heutigen Naturschutzgebiet – und die Zukunft? In: Gemeinde Eching, Landkreis Freising (Hrsg.), Garchinger Heide, Echinger Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München, 76-80.
- Gibson, C. W. D., Brown, V. K., 1991. The nature and rate of development of calcareous grasslands in southern Britain. *Biological Conservation* 58, 297-316.
- Günzl, B., 2001. Die Bunte-Erdflechten-Gesellschaft (*Toninio-Psoretum decipiens* Stodiek 1937) in Nordhessen - aktuelle Erfassung und Gliederung. *Tuexenia* 21, 179-191.
- Hepp, E., Poelt, J., 1970. Die Garchinger Haide..*Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 42, 5-14.
- Hurst, H., John, E., 1999. The biotic and abiotic changes associated with *Brachypodium pinnatum* dominance in chalk grassland in south-east England. *Biological Conservation* 88, 75-84.
- 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. *Journal of Applied Ecology* 33, 1171-1181.
- Jacquemyn, H., Brys, R., Hermy, M., 2003. Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen. *Biological Conservation* 111, 137-147.
- 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.

- Kaufhold, G., 1990. Modellvorhaben Sicherung und Verbesserung der Heideflächen im Norden von München. Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 105, 7-25.
- Kiehl, K., Thormann, A., Pfadenhauer, J., 2006. Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. *Restoration Ecology* 14, 148-156.
- 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, C., 2006. Effects of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. *Restoration Ecology* 14, 157-166.
- 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 - Angewandte Landschaftsökologie* 55, 39-71.
- Kollmansberger, G., Geisel, O., 1989a. Archäologen auf der Heide. In: Gemeinde Eching, Landkreis Freising (Hrsg.), *Garchinger Heide, Eching Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising*. Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München, 54-60
- Kollmansberger, G., Geisel, O., 1989b. Hochäcker in Heide und Lohe. In: Gemeinde Eching, Landkreis Freising (Hrsg.), *Garchinger Heide, Eching Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising*. Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München, 63-64.
- Kollmansberger, G., Geisel, O., 1989c. Die Rettung der Garchinger Heide. In: Gemeinde Eching, Landkreis Freising (Hrsg.), *Garchinger Heide, Eching Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising*. Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München, 73-75.
- Kollmansberger, G., Geisel, O., 1989d. Soldaten auf der Heide. In: Gemeinde Eching, Landkreis Freising (Hrsg.), *Garchinger Heide, Eching Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising*. Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München, 66-67.
- Korneck, D., Müller, T., Oberdorfer, E., 1993. Sand- und Trockenrasen, Heide- Borstgras-Gesellschaften, alpine Magerrasen, Saum-Gesellschaften, Schlag- und Hochstauden-Fluren. In: Oberdorfer, E. (Hrsg.), *Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil 2*. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Lang, A., Walentowski, H., Lorenz, W., 2004. Kartieranleitung für die Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Bayern, 5. Entwurf. Bayer. Landesamt für Umweltschutz, Bayer. Landesanstalt f. Wald und Forstwirtschaft, Augsburg, Freising.

- Leuschner, C., 1989. Zur Rolle der Wasserverfügbarkeit und des Stickstoffangebots als limitierende Standortfaktoren in verschiedenen basiphytischen Trockenrasen-Gesellschaften des Oberelsaß, Frankreich. *Phytocoenologia* 18, 1-54.
- McCune, B., Mefford, M. J., 1999. *Multivariate analysis of ecological data*. Version 4.27, MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Miller, U., Pfadenhauer, J., 1997. Renaturierung von Kalkmagerrasen. Zur Vorhersage der gelenkten Sukzession durch Aufbringung von diasporenhaltigem Mähgut. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27, 155-163.
- Neitzke, M., 1998. Changes in nitrogen supply along transects from farmland to calcareous grassland. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 161, 639-646.
- Oberdorfer, E., 2001. *Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete*. 8. Aufl., Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Peet, R. K., Glenn-Lewin, D. C., Walker, Wolf J. 1983. Prediction of man's impact on plant diversity: a challenge for vegetation science. In: Holzner, W., Werger, M. J., Ikusima, I. (Hrsg.), *Man's impact on vegetation*. Dr. W. Junk, The Hague, 41-54.
- Pegtel, D. M., Bakker, J. P., Verweij, G. L., Fresco L. F. M., 1996. N, K, and P deficiency in chronosequential cut summer-dry grassland on gley podsol after the cessation of fertilizer application. *Plant and Soil* 178, 121-131.
- Pfadenhauer, J., Liebermann, C., 1986. Eine geobotanische Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Garching Heide. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 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.. Angewandte Landschaftsökologie* 32, 37-87.
- Pfadenhauer, J., 2001. Some remarks on the socio-cultural background of restoration ecology. *Restoration Ecology* 9, 220-229.
- Pfadenhauer, J., 2002. Landnutzung und Biodiversität – Beispiele aus Mitteleuropa. *Laufener Seminarbeitrag* 2/02, 145-159.
- Pfadenhauer, J., Kiehl, K., 2003. Renaturierung von Kalkmagerrasen – Ein Überblick. In: Pfadenhauer, J., Kiehl, K. (Hrsg.), *Renaturierung von Kalkmagerrasen*. *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 25-38.
- Poschlod, P., WallisDeVries, M. F., 2002. The historical and socio-economic perspective of calcareous grasslands. Lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104, 361-376.
- Quinger, B., Bräu, M., Kornprobst, M., 1994. *Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. Landschaftspflegekonzept Bayern - Band II.1*. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen & Bayerische Akademie für Landschaftspflege und Naturschutz, München.

- Rennwald, E., 2000. Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 35.
- Riemenschneider, M., 1956. Vergleichende Vegetationsstudien über Heidewiesen im Isarbereich. Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 31, 75-120.
- Ringler, A., 2002. Magerrasen in einer neuorientierten Agrarlandschaft. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz 167, 9-22.
- Schauer, T., 1969. Die Flechtenvegetation der Kiesfläche auf der Garchingener Heide nordlich von München. Herzogia 1, 181-186.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P., 2002. Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Scheuerer, M., Ahlmer, W., 2003. Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 165.
- Schlichting, E., Blume, H.-P., Stahr, K., 1995. Bodenkundliches Praktikum: eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler. 2. Auflage. Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin.
- Sendtner, O., 1854. Vegetations-Verhältnisse Südbayerns nach den Grundsätzen der Pflanzengeographie und mit Bezugnahme auf Landescultur. Literarisch-artistische Anstalt, München.
- Skinner, R. J., Todd, A. D., 1998. Twenty-five years of monitoring pH and nutrient status of soils in England and Wales. Soil Use and Management 14, 162-169.
- Unkovich, M., Jamieson, N., Monaghan, R., Barraclough, D., 1998. Nitrogen mineralization and plant nitrogen acquisition in a nitrogen-limited calcareous grassland. Environmental and Experimental Botany 40, 209-219.
- VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten), 1991. Methodenbuch Band I.: Die Untersuchung von Böden. A 5.1.1. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten), 2002. Methodenbuch Band I.: Die Untersuchung von Böden. 3. Teillieferung A 6.2.1.1. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- Verhoeven, K. J. F., Simonsen, K. L., McIntyre, L. M., 2005. Implementing false discovery rate control: increasing your power. Oikos 108, 643-647.
- Vollmann, F., 1911. Das Schutzgebiet der Bayerischen Botanischen Gesellschaft auf der Garchingener Heide. Mitteilungen der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 2, 312-318.
- Wells, T. C. E., Sheail, J., Ball, D. F., Ward, L. K., 1976. Ecological studies on the Porton Ranges: Relationships between vegetation, soils and land-use history. Journal of Ecology 64, 589-626.

- 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 .
- Willems, J. H., Peet, R. K., Bik, L., 1993. Changes in chalk-grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. *Journal of Vegetation Science* 4, 203-212.
- Willems, J. H., 2001. Problems approaches and results in restoration of Dutch calcareous grasslands during the last 30 years. *Restoration Ecology* 9, 147-154.
- Windolf, R., 1989. Die geologische Geschichte des G`filds. In: Gemeinde Eching, Landkreis Freising (Hrsg.), Garchinger Heide, Eching Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München, 13-15.
- Wittmann, O., 1983. Standörtliche Landschaftsgliederung von Bayern. Bayerisches Geologisches Landesamt, München.

Anhang 1 – Deckung aller gefundenen Gefäßpflanzen (in %) sortiert nach Artengruppen, die nur auf dem Rollfeld, in der Altheide oder auf dem ehemaligen Acker vorkommen bzw. dort eine höhere Stetigkeit (jeweils mind. 10%-Punkte mehr als in den anderen Gebieten) und eine höhere Deckung als auf den anderen Standorten haben. Die Tabelle kann außerdem auf folgender Seite heruntergeladen werden (bitte beide Zeilen kopieren):

http://www.forum-geobotanicum.net/articles/vol_2-2005/garchinger_heide/roeder_garchingerheide.html

Anhang 2 – Abkürzungen der Arten der DCA (siehe Abb. 9)

achmil: <i>Achillea millefolium</i>	galmol: <i>Galium mollugo</i>
adover: <i>Adonis vernalis</i>	genclu: <i>Gentiana clusii</i>
allcar: <i>Allium carinatum</i>	gentin: <i>Genista tinctoria</i>
antram: <i>Anthericum ramosum</i>	genver: <i>Gentiana verna</i>
antvul: <i>Anthyllis vulneraria</i>	glocor: <i>Globularia cordifolia</i>
arrela: <i>Arrhenatherum elatius</i>	glopun: <i>Globularia punctata</i>
aspcyn: <i>Asperula cynanchica</i>	gymcon: <i>Gymnadenia conopsea</i>
asptin: <i>Asperula tinctoria</i>	helnum: <i>Helianthemum nummularium ssp. obscurum</i>
avepra: <i>Helictotrichon pratensis</i>	hiepia: <i>Hieracium pilosella</i>
betoff: <i>Betonica officinalis</i>	hipcom: <i>Hippocrepis comosa</i>
bislae: <i>Biscutella laevigata</i>	inuhir: <i>Inula hirta</i>
brapin: <i>Brachypodium rupestre</i>	koepyr: <i>Koeleria pyramidata</i>
brimed: <i>Briza media</i>	leohis: <i>Leontodon hispidus</i>
broere: <i>Bromus erectus</i>	leoinc: <i>Leontodon incanus</i>
bupsal: <i>Bupthalmum salicifolium</i>	lincat: <i>Linum catharticum</i>
camglo: <i>Campanula glomerata</i>	linper: <i>Linum perenne</i>
camrot: <i>Campanula rotundifolia</i>	lotcoc: <i>Lotus corniculatus ssp. corniculatus</i>
caraca: <i>Carlina acaulis</i>	lotcoh: <i>Lotus corniculatus ssp. hirsutus</i>
carcar: <i>Carex caryophylla</i>	peuore: <i>Peucedanum oreoselinum</i>
cardef: <i>Carduus defloratus</i>	pimsax: <i>Pimpinella saxifraga</i>
careri: <i>Carex ericetorum</i>	plalan: <i>Plantago lanceolata</i>
carhum: <i>Carex humilis</i>	plamed: <i>Plantago media</i>
carmon: <i>Carex montana</i>	polama: <i>Polygala amarella</i>
cenjac: <i>Centaurea jacea ssp. angustifolia</i>	polcha: <i>Polygala chamaebuxus</i>
censca: <i>Centaurea scabiosa</i>	polodo: <i>Polygonatum odoratum</i>
charat: <i>Chamaecytisus ratisbonensis</i>	polvul: <i>Polygala vulgaris</i>
corvag: <i>Coronilla vaginalis</i>	potalb: <i>Potentilla alba</i>
dansp: <i>Danthonia decumbens</i>	potare: <i>Potentilla incana</i>
dapcne: <i>Daphne cneorum</i>	prugra: <i>Prunella grandiflora</i>
dorger: <i>Dorycnium germanicum</i>	pulpat: <i>Pulsatilla patens</i>
eriher: <i>Erica herbacea</i>	pulvul: <i>Pulsatilla vulgaris</i>
eupcyp: <i>Euphorbia cyparissias</i>	rhasax: <i>Rhamnus saxatilis</i>
eupver: <i>Euphorbia verrucosa</i>	rhigla: <i>Rhinanthus glacialis</i>
fesrub: <i>Festuca rubra</i>	salpra: <i>Salvia pratensis</i>
fesrup: <i>Festuca rupicola</i>	salele: <i>Salix eleagnos</i>
filvul: <i>Filipendula vulgaris</i>	sanmin: <i>Sanguisorba minor</i>
galbor: <i>Galium boreale</i>	

scacan: *Scabiosa canescens*

scacol: *Scabiosa columbaria*

senjac: *Senecio jacobaea*

silnut: *Silene nutans*

taroff: *Taraxacum officinale* agg.

teumon: *Teucrium montanum*

thelin: *Thesium linophyllon*

thypra: *Thymus praecox*

trimon: *Trifolium montanum*

verspi: *Veronica spicata*

viohir: *Viola hirta*

Flora 201, 499–507

KAPITEL 3

**POPULATION STRUCTURE AND POPULATION DYNAMIC OF
PULSATILLA PATENS (L.) MILL. IN RELATION TO VEGETATION
CHARACTERISTICS**



Daniela Röder, Kathrin Kiehl

POPULATION STRUCTURE AND POPULATION DYNAMIC OF *PULSATILLA PATENS* (L.) MILL. IN RELATION TO VEGETATION CHARACTERISTICS

ABSTRACT

In 2003, the last existing population of *Pulsatilla patens* in Germany was studied in the nature reserve “Garching Heide”, a calcareous grassland north of Munich. The aim of our study was to evaluate the endangerment of the species in ancient and young grasslands of the nature reserve. Therefore, the size, structure and generative reproduction of the population in relation to vegetation characteristics were investigated. Total population size and mean density of individual plants in different zones of the nature reserve were determined by a GPS-supported counting and compared to a mapping of 1991. The population structure was analyzed by counting the number of individuals of different age-state classes on 4 m² plots in ancient and young grasslands of the nature reserve. The cover of Phanerogams, cryptogams, litter and bare soil was studied in order to characterize habitat quality.

In 2003, about 9700 individuals of *P. patens* were counted which means that population size strongly decreased in comparison to 1991 (about 27000). In the ancient grasslands, the number of individuals of all age-state classes of *P. patens* correlated negatively with the cover of phanerogams and litter. In contrast, phanerogam and cryptogam cover had a positive influence on the number of individuals of all age-state classes on a topsoil-removal site due to protection from desiccation. This site was the only one in the nature reserve, where population size increased between 1991 and 2003. The large population size indicates that short-term endangerment or extinction of the species in the nature reserve is not very likely. Nevertheless, the management of the nature reserve has to be optimized in order to prevent a further long-term decrease of the population size of *P. patens*.

INTRODUCTION

In Central European cultural landscapes, habitat fragmentation and isolation are common problems for rare plant species. In calcareous grasslands, the persistence of many plant species depends on relict populations, because of the dramatic loss of original habitats with traditional land use (FISCHER & STÖCKLIN 1997). Population isolation can result in reduced fitness of plant populations which leads to a decrease in population size (LIENERT 2004, HENSEN et al. 2005).

The fitness of a population can be determined by the measurement of population turnover (OOSTERMEIJER 2000). To estimate such demographic turnover rates, many plant generations have to be studied, which is often not possible in practice, especially for species with long-lived individuals. Recent studies showed, however, that changing densities and proportions of age-state classes can also be set in relation to population viability (e.g. OOSTERMEIJER et al. 1994; HEGLAND et al. 2001; LIENERT et al. 2002). Whether a species becomes endangered, depends on many factors such as life cycle, habitat specificity and recolonisation ability in relation to habitat conditions and management (MAURER et al. 2003). In general, the risk for local extinction is highest for small populations and for species with a high habitat specificity (FISCHER & STÖCKLIN 1997, MAURER et al. 2003). Successful seedling recruitment often represents a bottleneck for population persistence due to seedling and/or microsite limitation (TURNBULL et al. 2000).

In our study, we investigate population structure and population dynamic of the calcareous grassland species *Pulsatilla patens* (L.) MILL. (pasque flower) which is highly endangered in Europe (EUROPEAN COMMUNITIES 2004). The last existing population of the species in Germany occurs in a nature reserve north of Munich which is surrounded by an intensively used landscape. The aim of our study was to evaluate the actual state and the endangerment of the population. We compared results of a population mapping in 2003 with data from an earlier mapping in 1991 and studied the population structure of *Pulsatilla patens* in ancient and young (40-58 years old) grasslands of the nature reserve. We addressed the following questions: i) Are there differences in population development and population structure between ancient and young grasslands of the nature reserve? ii) Which are the relations between vegetation characteristics and population structure and what is their effect on long-term population development?

Study area

The nature reserve "Garching Heide", which is owned by the Bavarian Botanical Society, is located 15 km north of Munich (Germany, 48°18'N, 11°39'E, 469 m NN). With a size of 27 ha it is a small remnant of the formerly widespread calcareous grasslands on pararendzina soils of the Munich gravel plain (PFADENHAUER 2001). Most of the nature reserve is covered by ancient calcareous grasslands, which were used as pastures or annually hayfields at least since more than 150 years (SENDTNER 1854, PFADENHAUER 2001). Here an unique combination of submediterranean (e.g. *Anthericum ramosum*), dealpine (e.g. *Biscutella*

laevigata) and pontic (e.g. *P. patens*) plant species can be found (LIPPERT 1989a). The northern part of the nature reserve is a narrow strip of the ancient grassland of 80 m width, adjacent to a hedge. This leads to a more humid microclimate than in other parts of the nature reserve (FISCHER 2003). Young calcareous grasslands occur on a topsoil-removal site in the central part and on an ex-arable field at the eastern boarder of the nature reserve. On the topsoil-removal site, about 30 cm of the topsoil was removed down to the calcareous gravel in 1945 in order to build a runway of 315 m x 50 m for the German air force which was never used. The ex-arable field was last ploughed in 1959 and soon after became part of the nature reserve. In the vegetation of the ex-arable field, the proportion of common species of productive grasslands is higher and the proportion of typical plant species of dry calcareous grasslands lower than in the vegetation of the ancient grassland and the topsoil-removal site (KIEHL & JESCHKE 2005).

Traditionally, the grasslands in the north of Munich were grazed or mown annually (SENDTNER 1854, PFADENHAUER 2001). Since the Bavarian Botanical Society bought the land of the nature reserve in 1911, it was mown most of the time every second year (LIPPERT 1989b). Since 1994, the ancient grasslands of the nature reserve and the ex-arable field were managed by mowing of alternating stripes of 40 m width every two years between August and October, in order to protect rare insect species. No management is carried out on the topsoil-removal site except for the occasional removal of young trees and shrubs.

MATERIAL UND METHODS

Study species

P. patens (L.) MILL. is a long-lived perennial species with a vertical branching rhizome which can form several shoots (RYSINA 1981, WILDEMAN & STEEVES 1982, PILT & KUKK 2002). In our study area, *P. patens* is one of the first plant species flowering in spring (mid-April until mid-May); flowering organs start their development already in the preceding late summer and autumn and the complete buds are present at the shoot base in winter (WILDEMAN & STEEVES 1982). The seeds are dispersed by wind from the end of June until the beginning of July over short distances. WELLS & BARLING (1971) determined a dispersal distance of rarely more than 20 cm for the closely related and morphologic very similar species *P. vulgaris*. TACKENBERG (2001) simulated the aemochorous dispersal of *P. vulgaris* and showed that 90% of the seeds landed in the motherpopulation. Only 0.05% of the seeds were dispersed over a distance of more then 100 m. According to this author *Pulsatilla* seeds also have a high potential for epizoochorie, which might be more important for long-distance dispersal (TACKENBERG 2001). If the weather is warm and humid, germination occurs shortly after dispersal in late summer, but if the conditions are cold and/or dry, germination is delayed until the following spring or seeds may remain in the transient seed bank (PILT & KUKK 2002).

P. patens has a circumpolar distribution from Eurasia (mainly *P. patens* ssp. *patens*) to North America (*P. patens* ssp. *multifida*) (Hulten & Fries 1986). *P. patens* ssp. *patens* occurs in Siberia and Eastern Europe where it reaches its northern limit at 66° latitude (PILT & KUKK

2002). Some isolated populations in Finland (UOTILA 1996) and Germany (SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990) are considered to be relict populations (PILT & KUKK 2002). The species is threatened in Europe, listed in Annex II of the European Habitats Directive and protected by the Bern Convention (COUNCIL OF EUROPE 1979, EUROPEAN COMMUNITIES 2004). *P. patens* is mentioned in the Red Data Books of Finland, Poland and Germany (endangered) (PILT & KUKK 2002, EUNIS 2005), Sweden (vulnerable) (EUNIS 2005), Leningrad region of Russia (decreasing number) (NOSKOV 2000), Lithuania (Relatively restored) (EUNIS 2005), Latvia (data deficient) (EUNIS 2005) and the Czech Republik (critically threatened taxa) (EUNIS 2005). In Poland the species is basically threatened by gathering, digging and transplanting it into garden-plots (NOWAK 1997). In Germany and Finland the species has suffered from the destruction of habitats, cessation of pasturing in forests, field margins and grasslands, eutrophication of habitats and reforestation (VOLLMANN 1911, BENKERT 1978, SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990, UOTILA 1996).

In Germany, the species is at the western border of its European range. Germany is considered to have moderately high responsibility for species survival (WELK 2002). Historically, populations of *P. patens* existed in the south east of Mecklenburg-Western Pomerania, in eastern Brandenburg and in Bavaria at the Danube River and the Garchinger Heide, but since 1970, all populations in Germany except for the one in our study area are extinct, because of changing land use or abandonment (BENKERT 1978, SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990).

Population mapping

In August and September 1991, SCHOPP-GUTH (1991, unpublished report) mapped the complete population of *P. patens* in the nature reserve "Garchinger Heide" by drawing polygons of four density classes: 1-2 individuals per 4 m², 3-6 individuals per 4 m², more than 7 individuals per 4 m² and single individuals in areas where no other *P. patens* plants occurred. In 2003, a more precise GPS-supported counting method was used for the second mapping of the complete population of *P. patens*. We used the DGPS equipment of Trimble (Ag GPS 132) with an accuracy of one meter, and a pentop-computer. During the mapping GPS co-ordinates were set as points for each individual of *Pulsatilla patens* with the software "geo mobile for pentops". Seedlings were not counted. After the mapping these points were exported as a Shape file and were transferred to the Geographic Information System "ArcView GIS 3.2".

From these data, we calculated the total number of individuals and mean density per hectare for the whole nature reserve and compared our results with the 1991 mapping. For comparison, the map of SCHOPP-GUTH (1991, unpublished report) was digitized and the mean number of individuals per hectare was estimated by calculating the class mean for each of the four density classes used in 1991 for each polygon. For the density class „seven and more individuals per 4 m²“ we used the class mean (12 individuals) between seven and the maximum density for 4m² found in the 2003 mapping (max. 32 individuals). The total number of *P. patens* plants in the nature reserve in 1991 was calculated by addition of the number of individuals of all polygons using the class means. The lowest and the highest

possible population size in 1991 were also estimated with the class minimum and maximum data.

Investigation of population structure and generative reproduction

After determination of the mean density per hectare, we subdivided the nature reserve into three zones, based on the density of the individuals of *P. patens* in 2003. Areas with low density (< 100 individuals per ha) mainly occurred in the young grasslands of the topsoil-removal site and the ex-arable field, but also in the northern part of the ancient grassland which was influenced by hedges. The areas with intermediate density (100 - 500 individuals per ha) and high density (> 500 individuals per ha) of *P. patens* plants belonged to the ancient grassland of the nature reserve. In each of the three zones 24 plots of 2 m x 2 m were randomly placed (8 plots in each of the three grassland types of the areas with low density). For each plot, the density (number of individuals) of *P. patens* was recorded separately for four age-state classes: seedlings, juveniles (1- 3 leaves), non-flowering adults (more than 3 leaves) and flowering adults (see OOSTERMEIJER et al. 1994). According to LAARMANN (2001) the number of leaves per individual of *P. patens* is directly connected to its age.

In all 72 plots, the total cover of phanerogams, cryptogams, litter and the cover of bare soil were recorded.

Seed production and seed germination of *P. patens* was studied by collecting five inflorescences on the topsoil-removal site and in the ancient grassland with intermediate density and ten inflorescences in the ancient grassland with high density in June 2003. On the ex-arable field and in the ancient grassland with low density of *P. patens* we collected no seeds, because at these sites only a few individuals flowered which shouldn't be removed due to the low reproduction here. The seeds of each inflorescence were counted and weighted together. Afterwards the mean seed weight of each inflorescence was calculated.

For germination tests the seeds of each inflorescence were placed in a petri dish with two filter papers and watered with distilled water. The dishes were kept for one week at room temperature well and afterwards stored for six weeks at 2°C. After stratification seed germination was studied in a germination chamber with 13 hours light at 20°C and 11 hours dark at 15°C. Germination was controlled for six weeks every second day.

To analyse differences between the above mentioned zones concerning vegetation characteristics, population age-state classes, mean seed weight, number of seeds and germination rate per inflorescence the Mann-Whitney *U*-Test was used, followed by a Benjamini and Hochberg correction for multiple comparisons (BENJAMINI & HOCHBERG 1995, VERHOEVEN et al. 2005). We compared the number of individuals in different age-state classes per 1 m² and not the proportions, because proportions gave a wrong impression of the population structure on plots with very low numbers of individuals.

The relations between the number of individuals of different age-state classes and vegetation characteristics were analyzed by Spearman rank order correlation, followed by a Benjamini and Hochberg correction for multiple tests (BENJAMINI & HOCHBERG 1995, VERHOEVEN et al.

2005). We calculated the correlation coefficient r_s for the three zones of the ancient grassland together, because separate analyses for each zone showed no significant correlations, as variation within each of the zones was low. Correlations for the two young grassland sites (topsoil-removal, ex-arable field) were calculated separately.

RESULTS

Vegetation characteristics

Phanerogam cover was significantly higher in the ancient grasslands with low and intermediate density of *P. patens* than in the ancient grassland with high density and showed intermediate values on the ex-arable field (Fig. 1). At the topsoil-removal site, the cover of phanerogams was lower than on all other sites. Cover of cryptogams was significantly lower in the ancient grasslands with low and high density of *P. patens* than on the topsoil-removal site, the ex-arable field and in the ancient grassland with intermediate density of *P. patens*. Litter cover was highest in the northern part of the ancient grassland (low density of *P. patens*). It was significantly lowest on the topsoil-removal site and in the ancient grassland with high density of *P. patens*. The significantly highest cover of bare soil was found on the topsoil-removal site. In all other zones of the nature reserve, vegetation gaps with bare soil hardly occurred.

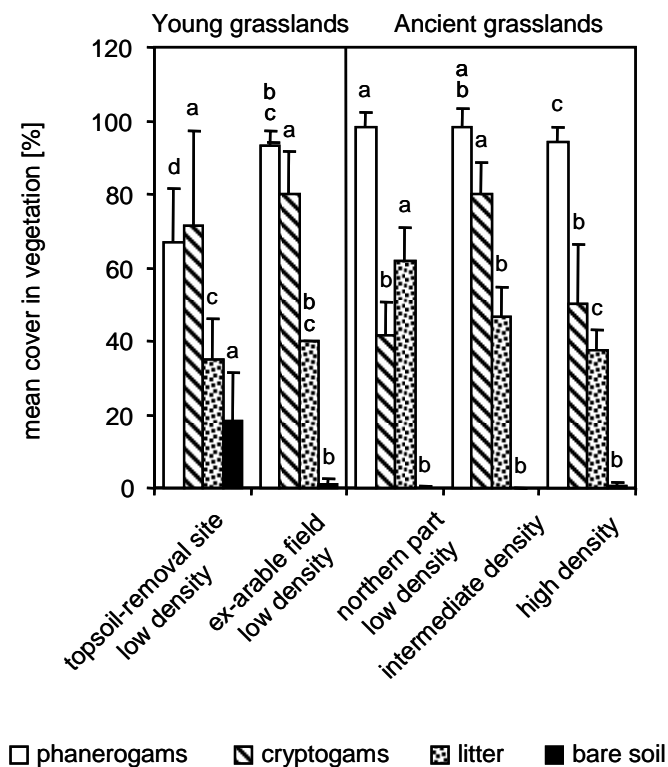


Fig. 1: Mean cover of phanerogams, cryptogams, litter and bare soil on 4 m² plots in ancient and young grasslands of the nature reserve in 2003. Different letters show significant differences of $P < 0.05$ between the five sites (to be read for each parameter separately). Error bars represent standard deviations.

Population size and spatial distribution

In 2003, the population of *P. patens* consisted of 9699 individual plants (without seedlings). The comparison with the population mapping of 1991 showed that the spatial distribution of *P. patens* within the nature reserve had hardly changed. In 1991, however, the population size had been larger with 27000 individuals (min. 17 500, max. 40 000, see Materials and Methods for calculation). The number of individuals of *P. patens* decreased from 1991 to 2003 on all sites except for the topsoil-removal site where subpopulation size increased (Tab. 1). Many single individuals mapped in 1991 could not be found again in spite of intense searching.

Tab 1: Comparison of the population mappings in 1991 (Schopp-Guth 1991, unpublished report) and 2003: area, absolute number of individuals and density of *Pulsatilla patens* for the subpopulations in ancient and young grasslands and for the border of the nature reserve "Garching Heide".

	Area [ha]	No. of individuals [n]		Subpopulation density [individuals/ha]	
		1991	2003	1991	2003
<i>Ancient grasslands</i>					
low density (northern part)	1.47	60	7	40	5
intermediate density	15.58	9034	3473	580	223
high density	3.93	18107	6097	4604	1550
<i>Young grasslands</i>					
topsoil-removal site	1.62	79	115	49	71
ex-arable field	2.08	14	4	7	2
<i>Border area</i>	2.45	0	0	0	0

Population structure

The mean number of seedlings found in the plots was significantly higher on the topsoil-removal site and in the ancient grassland with high density of *P. patens* than on the ex-arable field and the ancient grassland with low density, where no seedlings occurred at all (Fig. 2). In the ancient grassland with high density of *P. patens* the mean number of juvenile plants was significantly higher than on all other sites of the nature reserve. On the ex-arable field the number of juveniles was very low and no juvenile plants were found in the ancient grassland with a low density of *P. patens* (northern part). The mean number of non-flowering adults and flowering adults was significantly highest in the ancient grassland with high density of *P. patens*. In the ancient grassland with intermediate density of *P. patens* and on the topsoil-removal site the mean number of non-flowering adults was higher than in the ancient grassland with low density. On the ex-arable field neither non-flowering nor flowering adult plants occurred.

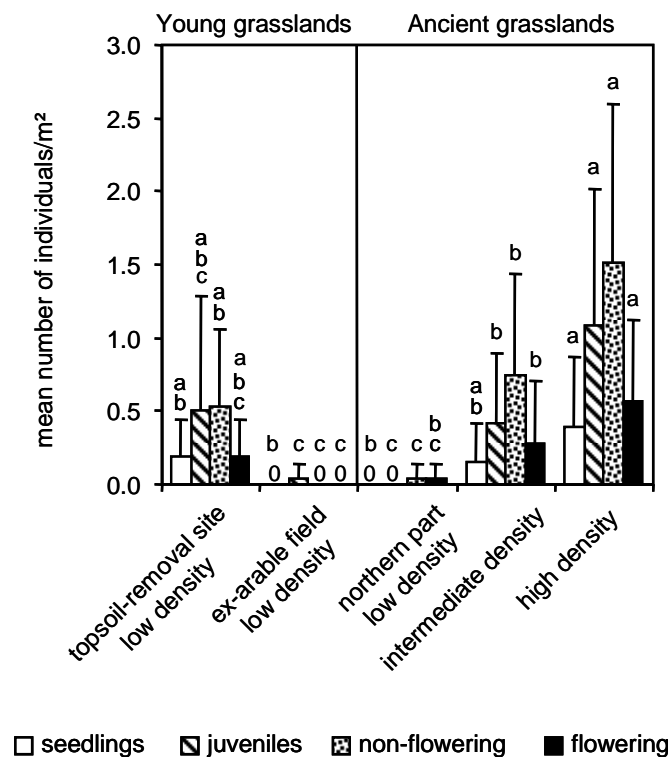


Fig. 2: Age-state structure of the subpopulations in ancient and young grasslands of the nature reserve in 2003. Different letters show significant differences of $P < 0.05$ between the five sites (to be read for each parameter separately). Error bars represent standard deviations.

Population structure in relation to the vegetation characteristics

Total individual number and number of individuals of different age-state classes correlated negatively with phanerogam cover in the ancient grassland (Tab. 2). Similar negative correlations were found for litter cover except for the number of seedlings. On the topsoil-removal site, the total number of individuals and the number of juveniles correlated positively with the cover of phanerogams and cryptogams, and negatively with the cover of bare soil. At this site, the number of non-flowering adults showed also a negative correlation with the cover of bare soil. On the ex-arable field, no significant correlations could be found, due to the low number of *P. patens* plants.

Tab. 2: Spearman rank correlation coefficients for significant correlations of the number of seedlings, juveniles, non-flowering adults, flowering adults and all individuals with the cover of the phanerogams, cryptogams, litter and bare soil for all sites of the ancient grassland together ($n=56$) and for the topsoil-removal site ($n=8$).

	phanerogams	cryptogams	litter	bare soil
<i>Ancient grasslands</i>				
seedlings	-0.32	n.s.	n.s.	n.s.
juveniles	-0.61	n.s.	-0.51	n.s.
non-flowering adults	-0.35	n.s.	-0.49	n.s.
flowering adults	-0.42	n.s.	-0.37	n.s.
all individuals	-0.48	n.s.	-0.52	n.s.
<i>Young grassland – topsoil-removal site</i>				
seedlings	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
juveniles	0.89	0.88	n.s.	-0.92
non-flowering adults	n.s.	n.s.	n.s.	-0.82
flowering adults	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
all individuals	0.84	0.89	n.s.	-0.81

Significance levels were corrected according to BENJAMINI & HOCHBERG 1995.

n.s.: not significant.

Generative reproduction

The number of seeds per inflorescence and the mean seed weight per inflorescence showed no significant differences between the topsoil-removal site, the ancient grasslands with intermediate or high density of *P. patens* (Tab. 3). Germination rate was significantly higher in diaspores from plants of the ancient grassland with high density of *P. patens* than in the seeds from plants growing in the ancient grassland with intermediate density of the species. Diaspores from plants of the topsoil-removal site showed an intermediate germination rate.

Tab. 3: Number of seeds, mean seed weight and germination rate per inflorescence in ancient grasslands with intermediate and high density and on the topsoil-removal site (means \pm standard deviation). Different letters show significant differences of $P < 0.05$ between the three sites (to be read for each parameter separately). No letters means no significant results.

	No. of seeds per inflorescence [n]	Mean seed weight [g]	Germination rate [%]
<i>Ancient grasslands</i>			
intermediate density	75 \pm 37 a	0.08 \pm 0.06 a	10.4 \pm 7.9 a
high density	91 \pm 19 a	0.13 \pm 0.04 a	33.6 \pm 18.3 b
<i>Young grassland</i>			
topsoil-removal site	94 \pm 33 a	0.12 \pm 0.05 a	16.2 \pm 7.2 ab

DISCUSSION

Population development from 1991 to 2003

In our population mapping of 2003 we counted 9699 individuals of *P. patens* without seedlings. The real population size, however, might be larger as the species grew very dense in some parts of the nature reserve. Here, an exact counting of the individuals was not possible, because a group of rosettes could not always be identified clearly as an individual. According to LAARMANN (2001), a cluster of seeds can germinate and establish together. In such a case a later differentiation of the single individuals is not possible without a genetic analysis or excavation of plants. Nevertheless, a population with around 9700 individuals of *Pulsatilla patens* can still be regarded as a large population. PILT and KUKK (2002) found only five populations out of 29 in Estonia with a population size around 10 000, whereas all other populations were much smaller.

The broad density classes used in the 1991 mapping complicated the calculation of changes in *P. patens* population density. But even with the lowest population size estimated for 1991, our results showed clearly that the population size had declined throughout the whole nature reserve because of the decrease in all three zones of the ancient grassland and on the ex-arable field. The only exception was the increasing number of individuals on the topsoil-

removal site where habitat conditions were very suitable for the spreading of *P. patens* (see below).

Population structure in relation to vegetation characteristics

A balanced proportion of all age-state classes with a large number of non-flowering adults was found in the ancient grasslands with intermediate and high density of *P. patens*. Thus, these two subpopulations could be called "normal" according to HEGLAND et al. (2001) which would imply a stable population size. The declining size of the subpopulations since 1991 shows, however, that the estimation of demographic turnover rates on the basis of population structure analysis (OOSTERMEIJER et al. 1994) can be misleading for long-lived perennial plants. The high number of non-flowering adult plants in our study could be interpreted positively as a high number of young adults prior to flowering. But it could also indicate a reduced reproduction rate of mature adult plants of similar morphology due to unfavourable habitat conditions which is typical for long-lived perennials (GRIME et al. 1986). Nevertheless, the occurrence of seedlings and small juvenile plants and the high germination rate of seeds of *Pulsatilla* plants from areas with high density of the species indicated that a successful reproduction was still possible in large parts of the nature reserve, in contrast to observations of HENSEN et al. (2005) for *P. vulgaris* populations in Central Germany, where no seedling recruitment was found. The small subpopulation of the northern part of the ancient grassland was "regressive" (HEGLAND et al. 2001), because no juvenile plants and seedlings did occur. This was probably due to the relatively humid microclimate in the shelter of the hedges (Fischer 2003), which lead to a dense phanerogam and litter cover.

The negative correlation between the number of *Pulsatilla patens* plants of all age-state classes and the cover of phanerogams and litter in all ancient grasslands areas showed that the management by mowing in alternating stripes every second year until 1994 was not sufficient to maintain vegetation characteristics suitable for *P. patens*. Studies in Finland and Estonia also indicated a preference of *P. patens* for locations with a low cover of cryptogams and litter (UOTILA 1969, UOTILA 1996, PILT & KUKK 2002). These authors pointed out that especially seedlings depend on gaps in the phanerogam and cryptogam layer. In our study area, even flowering *P. patens* plants had difficulties to penetrate the litter layer in spring on strips which had not been mown in the previous year (field observations). For *P. vulgaris* the number of flowers also decreases with increasing litter accumulation (WELLS & BARLING 1971).

On the topsoil-removal site, the high proportion of juvenile plants and seedlings indicated a tendency to a "dynamic" population state (HEGLAND et al. 2001). In contrast to many grassland restoration sites (HUTCHINGS & BOOTH 1996, BAKKER & BERENDSE 1999), colonization was probably not limited by seed dispersal on our topsoil-removal site during the last 60 years because of its narrow shape and its long border to seed sources in the surrounding ancient grassland. Seed germination and establishment of young plants on the topsoil-removal site were favoured by better light conditions due to low cover of phanerogams and litter and high cover of bare soil. Therefore, this subpopulation was the only one in the whole study area that increased between 1991 and 2003.

Most plants of *P. patens* on the topsoil-removal site occurred, however, within areas covered by mosses and lichens and in the shelter of phanerogam plants, because of the extreme growth conditions on the calcareous gravel. Thus, a high cover of bare soil apparently had a negative effect on seedling establishment, which was also found by RYSER (1993) for other calcareous grassland species. Especially species which are sensitive to frost and drought hardly survive in big vegetation-free gaps, but can establish well in small gaps under the protection of neighbouring plants (SCHENKEVELD & VERKAAR 1984, RYSER 1993). The low germination rate of the diaspores of *Pulsatilla* plants from the topsoil-removal site might have been due to the drought in late spring and summer 2003. On the topsoil-removal site the extremely dry conditions probably had a negative effect on the ripening of viable seeds. The presence of a high portion of seedlings, however, showed that the production of germinable seeds was more successful in the preceding year.

On the ex-arable field, which also represents a young calcareous grassland, subpopulation size was already small in 1991, but also decreased strongly until 2003. In contrast to the topsoil-removal site, seed dispersal was probably the limiting factor for colonization on the ex-arable field, which is situated at the eastern boarder of the nature reserve. Similar as for *P. vulgaris*, dispersal distances are probably short for *P. patens* (see WELLS & BARLING 1971, TACKENBERG 2001) which means that only few seeds may have reached the ex-arable field in the past. Although phanerogam and litter cover were lower than in ancient grasslands with low and intermediate density of *P. patens*, the establishment of seedlings and young plants was probably hampered by the presence of competitive species of productive meadows which are more frequent on the former arable field than in the ancient grassland (KIEHL & JESCHKE 2005).

Conclusions and perspectives

During the last 12 years the population size of *P. patens* in the nature reserve "Garching Heide" declined, but the present population size of about 9700 individuals on 27 ha is still relatively large compared to other areas (PILT & KUKK 2002). Therefore, a short-term endangerment or extinction of this Europe-wide endangered species in the nature reserve and hence in Germany is not very likely. In the long run, however, a further decrease of the population size can not be excluded under the present management. Our results indicated that growth conditions for *P. patens* were best in the ancient grassland with high density of the species, but the declining number of plants indicate that seedling recruitment did not balance plant mortality probably due to the low cover of bare soil. On the topsoil-removal site the population increased, but growth conditions were still very harsh. Obviously, an ancient grassland with low cover of cryptogams and litter and with vegetation gaps for recruitment would offer the best conditions for *P. patens*. Therefore, the management of the nature reserve has to be moderate intensified, e.g. by yearly mowing not before July or by reintroduction of a moderate grazing regime. In contrast to mowing grazing reduces not only litter accumulation but might also provide vegetation gaps for the establishment of seedlings and juvenile plants and enhance zoochorous dispersal. Since 2004, the management of the

nature reserve was optimized by mowing 75% of the area alternating every year. In a part of the nature reserve the effect of sheep grazing will be tested in the future.

For a successful (re-)introduction of *P. patens* on newly created calcareous grasslands in the vicinity of the nature reserve - as suggested by WIESINGER et al. (2003) - an open canopy with gaps for seed germination but also with safe sites for seedling establishment is necessary. On new restoration fields with nutrient-rich soils due to intensive agricultural land use in the past, topsoil-removal is essential in order to reduce competition by ruderals and tall meadow plants (cf. KIEHL & JESCHKE 2005). Additionally, the transfer of seed-containing hay from the nature reserve may provide safe sites for seed germination and a suitable vegetation characteristic for the establishment of seedlings and juvenile plants of *Pulsatilla patens* (MILLER & PFADENHAUER 1997, THORMANN et al. 2003).

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank the former coordinator of the "Bavarian Program for the Conservation of Endemic and Strongly Endangered Plant Species" Matthias Berg (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz) for his support. Armin Schopp-Guth provided additional information about the population mapping in 1991. Matthias Rothmund (Landtechnik, Technische Universität München) provided and explained the GPS-equipment. Gerhard Overbeck gave helpful comments on an earlier version of the manuscript. Julia Bjoerneboe corrected the English.

REFERENCES

- Bakker, J. P., Berendse, F., 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* 14, 63-68.
- Benjamini, Y., Hochberg, Y., 1995. Controlling the false discovery rate - a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B* 57, 289-300.
- Benkert, D., 1978. Die verschollenen und vom Aussterben bedrohten Blütenpflanzen und Farne der Bezirke Potsdam, Frankfurt, Cottbus und Berlin. *Gleditschia* 6, 19-59.
- Council of Europe, 1979. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. <http://conventions.coe.int/Treaty/en/Treaties/Html/104.htm> (30.08.2005).
- European Nature Information System (EUNIS), 2005. Species factsheet for *Pulsatilla patens*. <http://eunis.eea.eu.int/species-factsheet.jsp?idSpecies=177045&idSpeciesLink=177045> (30.08.2005).
- European Communities, 2004. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Office for Official Publications of the European Communities, CONSLEG: 1992L0043 - 01/05/2004.

- Fischer, F.P., 2003. Langzeitmonitoring von Heuschreckenbeständen im NSG „Garchinger Heide“ 1994 - 2001. In: Pfadenhauer J., Kiehl K.: Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 201-209.
- Fischer, M., Stöcklin, J., 1997. Local extinction of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950-1985. *Conservation Biology* 11, 727-737.
- Grime, J.P., Crick, J.C., Rincon, J.E., 1986. The ecological significance of plasticity. In: Jennings, D.H., Trewavas, A.J. (eds.). *Plasticity in plants*. Cambridge University Press, Cambridge, 5-29.
- Hegland, S.J., van Leeuwen, M., Oostermeijer, J.G.B., 2001. Population structure of *Salvia pratensis* in relation to vegetation and management of Dutch dry floodplain grasslands. *Journal of Applied Ecology* 38, 1277-1289.
- Hensen, I., Oberprieler, C., Wesche, K., 2005. Genetic structure, population size and seed production of *Pulsatilla vulgaris* Mill. (Ranunculaceae) in Central Germany. *Flora* 200, 3-14.
- Hultén, E., Fries, M., 1986. Atlas of North European vascular plants: north of the Tropic of Cancer I-III. Koeltz Scientific Books, Königstein.
- Hutchings, M., Booth, K., 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. *Journal of Applied Ecology* 33, 1171-1181.
- Kiehl, K., Jeschke, M., 2005. Erfassung und Bewertung der Phytodiversität ursprünglicher und neu angelegter Kalkmagerrasen der nördlichen Münchner Schotterebene. - *Tuexenia* 25, 445-461.
- Laarmann, H., 2001. Genetic diversity of *Pulsatilla patens* (L.) Mill. & *Pulsatilla pratensis* (L.) Mill. and its ecological interpretation. Master Thesis, University of Tartu, Institute of Botany and Ecology.
- Lienert, J., 2004. Habitat fragmentation effects on fitness of plant populations - a review. *Journal of Nature Conservation* 12, 53-72.
- Lienert, J.; Diemer, M., Schmid, B., 2002. Effects of habitat fragmentation on population structure and fitness components of the wetland specialist *Swertia perennis* L. (Gentianaceae). *Basic and Applied Ecology* 3, 101-114.
- Lippert, W., 1989a. Die Herkunft der Haidepflanzen. In: Gemeinde Eching, Landkreis Freising (eds.): Garchinger Heide, Echinger Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München, 47.
- Lippert, W. (1989b): Pflegemaßnahmen auf der Haide, warum? In: Gemeinde Eching, Landkreis Freising (eds.): Garchinger Heide, Echinger Lohe, Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. - Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München, 82-83.

- Maurer, K.; Durka, W., Stöcklin J., 2003. Frequency of plant species in remnants of calcareous grassland and their dispersal and persistence characteristics. *Basic and Applied Ecology* 4, 307-316.
- Miller, U.J., Pfadenhauer, J., 1997. Renaturierung von Kalkmagerrasen. Zur Vorhersage der gelenkten Sukzession durch Aufbringung von diasporenhaltigem Mähgut. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27, 155-163.
- Noskov, G.A. (ed.), 2000. Red Data Book of nature Leningrad region. Plants and fungies Vol. 2. St. Petersburg.
- Nowak, T., 1997. The new *Pulsatilla patens* (L.) Mill. locality near Boleslaw in eastern part of Garb Tarnogorski. *Prace Naukowe Uniwersytetu Slaskiego, Katowicach*.
- Oostermeijer, J.G.B., 2000. Population viability analysis of the rare *Gentiana pneumonanthe*: the importance of genetics, demography and reproductive biology. In: Young, A.G., Clarke, G.M. (eds.). *Genetics, demography and viability of fragmented populations*. Cambridge University Press, Cambridge, 313-334.
- Oostermeijer, J.G.B.; van't Veer, M., den Nijs, J., 1994. Population structure of the rare, longlived perennial *Gentiana pneumonanthe* in relation to vegetation and management in The Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 31, 428-438.
- Pfadenhauer, J., 2001. Some remarks on the socio-cultural background of restoration ecology. *Restoration Ecology* 9, 220-229.
- Pilt, I., Kukk, Ü., 2002. *Pulsatilla patens* and *Pulsatilla pratensis* (Ranunculaceae) in Estonia: distribution and ecology. *Proceedings of the Estonia Academy of Sciences. Biology, Ecology* 51, 242-256.
- Ryser, P., 1993. Influence of neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. *Journal of Vegetation Science* 4, 195-202.
- Rysina, G.P., 1981. On the biology of *Pulsatilla patens* (L.) Mill. in the environs of Moscow. *Bulletin of the Moscowian Naturalist Society* 86, 129-134.
- Schenkeveld, A.J., Verkaar, H.J., 1984. The ecology of short-lived forbs in chalk grasslands: distribution of germinative seeds and its significance for seedling emergence. *Journal of Biogeography* 11, 251-260.
- Schönfelder, P., Bresinsky, A. (eds.), 1990. *Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Bayerns*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Schopp-Guth, A., 1991. Floristische Untersuchungen zu ausgewählten Pflanzenarten im Naturschutzgebiet Garching Haide. Bayerische Landesanstalt für Umweltschutz, München, Unpublished report.
- Sendtner, O., 1854. *Vegetations-Verhältnisse Südbayerns nach den Grundsätzen der Pflanzengeographie und mit Bezugnahme auf Landescultur*. Literarisch-artistische Anstalt, München.

- Tackenberg, O., 2001. Methoden zur Bewertung gradueller Unterschiede des Ausbreitungspotentials von Pflanzenarten. Dissertationes Botanicae 347, J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- Thormann, A., Kiehl, K., Pfadenhauer, J., 2003. Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsmaßnahmen auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen. In: Pfadenhauer J., Kiehl K.: Renaturierung von Kalkmagerrasen. Angewandte Landschaftsökologie 55, 73-106.
- Turnbull, L.A., Crawley, M.J., Rees, M., 2000. Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. *Oikos* 88, 225-238
- Uotila, P., 1969. Ecology and area of *Pulsatilla patens* (L.) Mill. in Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 6, 105-111.
- Uotila, P., 1996. Decline of *Anemone patens* (Ranunculaceae) in Finland. *Acta Universitatis Upsaliensis Symbolae Botanicae Upsalienses* 31, 205-210.
- Verhoeven, K.J.F., Simonsen, K.L., McIntyre, L.M., 2005. Implementing false discovery rate control: increasing your power. *Oikos* 108, 643-647.
- Vollmann, F., 1911. Das Schutzgebiet der Bayerischen Botanischen Gesellschaft auf der Garchingener Heide. *Mitteilungen der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 2, 312-318.
- Welk, E., 2002. Arealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 37.
- Wells, T.C.E., Barling, D.M., 1971. Biological flora of the British Isles. *Pulsatilla vulgaris* Mill. (*Anemone pulsatilla* L.). *Journal of Ecology* 59, 275-292.
- Wiesinger, K.; Joas, C., Burkhardt, I., 2003. Zehn Jahre Heideprojekt Münchner Norden - Umsetzung und Praxiserfahrung. In: Pfadenhauer, J., Kiehl, K.: Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 261-272.
- Wildeman, A.G., Steeves, T.A., 1982. The morphology and growth of *Anemone patens*. *Canadian Journal of Botany* 60, 1126-1137.

KAPITEL 4

**DORMANCY AND GERMINATION OF CALCAREOUS GRASSLAND
SPECIES – A FULL-FACTORIAL EXPERIMENT UNDER CONTROLLED
CONDITIONS**



DORMANCY AND GERMINATION OF CALCAREOUS GRASSLAND SPECIES – A FULL-FACTORIAL EXPERIMENT UNDER CONTROLLED CONDITIONS

ABSTRACT

The aim of this study was to investigate the effects of cold-wet stratification, light and temperature on seed germination of *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* and *Scabiosa canescens*. Therefore, a full-factorial experiment was carried out in a climate chamber in spring 2005. Germination of all four species was positively affected by light and was higher in the high temperature treatment than under low temperatures. Stratification had a significantly positive effect on germination of *A. ramosum*, *P. patens* and *S. canescens*. These results are discussed in relation to weather conditions in times of seed shed and thereafter in the field. So, for each species an annual dormancy cycle could be deduced. *A. ramosum* could be classified as a species with spring germination only. *G. cordifolia* and *P. patens* are species, with a germination peak in spring and low germination rates during the rest of the year. For *S. canescens* our results indicate two germination peaks, one in spring and one in autumn. According to these results, conclusions for species introduction in restoration projects were drawn.

INTRODUCTION

Germination is an irreversible process; if it is once started the embryo will grow or die. So for a plant it is very important, that germination takes place at the right time and at the right place (FENNER & THOMPSON 2005). Dormancy in seeds can be a mechanism to delay germination till environmental conditions are suitable. Therefore dormancy is a seed characteristic, which defines the conditions that are necessary for seed germination (VLEESHOUWERS et al. 1995). But dormancy should not be understood as the absence of germination. Many seeds do cycle in and out of dormancy for years without germinating (CZARNECKA 2004, FENNER & THOMPSON 2005). VLEESHOUWERS et al. (1995) claimed that temperature is the only factor that can break dormancy in seeds. And other factors, as for example light activate germination itself after dormancy is broken. Such factors are called germination cues (VLEESHOUWERS et al. 1995). But FINCH-SAVAGE & LEUBNER-METZGER (2006) defined any cue that broadens the environmental requirements for germination as dormancy release factor, so beside temperature, also light and chemical factors can break dormancy. In the field, it is mostly difficult to distinguish between the effects of different factors, but if we want to know how species react to different environmental conditions, we have to separate the factors from each other experimentally.

In calcareous grasslands, seed germination and seedling establishment are the most sensitive life stages of plants. Seed germination here is influenced by different factors – like light quality and seasonal temperatures as well as the combination of both factors (SENDEN et al. 1986, VAN TOOREN & PONS 1988). Many species of open habitats are adapted to germinate at high light availability (GORSKI et al. 1977). The suitable light quality can be detected by the seeds by phytochrome B (BEWLEY & BLACK 1983, FENNER & THOMPSON 2005). So a low red/far red ratio of the light under a leaf canopy, reduces the proportion of phytochrome in the far-red absorbing form. In this way, the seeds are enabled to detect the presence of surrounding vegetation (SMITH 1982). Therefore germination of species which need light as germination cue occurs mostly on open sites or in small vegetation gaps (HUTCHING & BOOTH 1996, KUPFERSCHMID et al. 2000). In dense vegetation the competition with other plants for light, water and nutrients can also impede seedling establishment (RYSER 1993, FENNER & THOMPSON 2005). Besides light, temperature is a very important factor to drive dormancy and germination in calcareous grasslands (FENNER & THOMPSON 2005). So stratification by cold winter temperatures can for example be necessary to release dormancy, and germination of many central European species occurs at mild spring or autumn temperatures, but not in hot and dry summers (CZARNECKA 2004, FENNER & THOMPSON 2005). By this adaptation to environmental conditions, seeds develop an annual dormancy cycle (see CZARNECKA 2004).

In our study, we analysed the germination of four calcareous grassland species under different temperature and light regimes as well as the reaction to cold-wet stratification. We addressed the following questions: (1) Which factors drive seed germination and how do these factors interact? (2) Can annual dormancy cycles be characterised for our four study species?

METHODS

Study species

All study species were longlived perennial hemicryptophytes. *Anthericum ramosum* L. (Anthericaceae) occurs in grasslands and open woods from southern and Central Europe to southern Scandinavia (ROSQUIST 2001). The species flowers from July till August (ROSQUIST 2001). *Globularia cordifolia* L. (Globulariaceae) occurs mainly in the mountain ranges of southern and central Europe. Some populations have spread northward into calcareous grasslands of the prealpine gravel plains around Augsburg and Munich. *Globularia cordifolia* flowers from mid-May to late June, seeds are dispersed by wind (OBERDORFER 2001). *Pulsatilla patens* (L.) MILL. (Ranunculaceae) occurs in calcareous grasslands and open pine forests of Europe, Siberia and North America (HULTÉN & FRIES 1986). In Germany only one population is left in the nature reserve “Garching Heide”. The species is listed in the European Habitats Directive (Annex II) (COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES 1992) and the Bern Convention (COUNCIL OF EUROPE 2002). The species flowers in early spring (mid-April – mid-May), seeds are dispersed by wind from late-June to early-July over short distances (chapter 3). The perennial herb *Scabiosa canescens* Waldst. & Kit. (Dipsacaceae) is restricted to calcareous dry habitats in central and western Europe, extending northwards to the southernmost part of Sweden (ANDERSSON & WALDMANN 2002). The species flowers from July to September and seeds are dispersed by wind (ANDERSSON & WALDMANN 2002) and probably also by animals.

Plant material

For viability and germination tests in the climate chamber seeds of *A. ramosum*, *P. patens* and *S. canescens* were harvested in 2004 from mother plants, which had been cultivated in a common garden from seeds that had been collected in the nature reserve “Garching Heide”. The seeds of *G. cordifolia* were collected in July 2004 in the nature reserve “Garching Heide” and had a mean 1000 seed weight of 0.26 g. *A. ramosum* had a mean 1000 seed weight of 3.52 g, *P. patens* of 1.25 g and *S. canescens* of 0.62 g.

Viability test

Tetrazolium viability tests were carried out in January 2005 on 100 dry-stored seeds of each species. This biochemical test is based on the reduction of the originally water-soluble and colourless 1% tetrazolium solution by respiratory enzymes to triphenylformazon which is insoluble and red. If respiratory activity of living tissue occurs the seeds will turn red and are considered as “viable”. Reduced viability is indicated by light pink colour compared to fully viable seeds that stain dark red (HAMPTON 1995).

In order to soften the seed coats, the seeds were moistened and stored for 4 days. The embryo of every seed was injured by slight cuts allowing penetration of the vital tissues and structures by tetrazolium solution. After these preparations, the seeds of the four species

were stored in the solution and incubated for 24 hours at 20°C. For a close examination of the staining intensity and colour pattern, the seeds were removed from the solution and cut in halves. Only fully red coloured embryos and endosperms indicated full viability.

Germination tests in the climate chamber

A full-factorial experiment was carried out in a climate chamber in order to study the effects of cold-wet stratification, light and temperature on seed germination of *A. ramosum*, *G. cordifolia*, *P. patens* and *S. canescens* under controlled conditions in spring 2005. For each of the eight variants (Tab. 1) and each of the four species eight Petri dishes each with 50 seeds were prepared. Two filter papers per dishes were used for the variants of light germination and four filter papers for dark germination variants. The Petri dishes were watered with distilled water and the dishes of the dark-germination variants were wrapped with aluminium foil. For the stratification treatment 50% of all dishes were packed in plastic bags and stored at 1°C for six weeks. After this time the stratificated and not stratificated dishes were incubated by two different light/temperature regimes. Not stratificated seeds were first watered directly before incubation. Because of the aluminium foil all dark-germination dishes are 24 hours in the dark. Every second day, in total 48 days, dishes of the light-treatment were watered with distilled water and germinated seeds were counted and removed. After 48 days the aluminium foil of the dark-germination dishes was removed and germinated seeds were counted. Percentage of germination was calculated as number of the germinated seeds per 100 seeds. The percentage of germinated seeds was also calculated in relation to the number of viable seeds (see values in brackets).

Tab. 1. Overview of the treatments of the germination experiment in the climate chamber with seeds of *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* and *Scabiosa canescens*. For each species the number of replications was n=8 for each of the eight variants.

	15 / 7°C		25 / 15°C	
	light (12 h)	dark (aluminium foil)	light (12 h)	dark (aluminium foil)
with cold-wet stratification	x	x	x	x
without cold-wet stratification	x	x	x	x

Data analysis

To analyse differences between the treatments of the germination experiment a Kruskal-Wallis-Anova, followed by nonparametric test for multiple comparisons (SIEGEL & CASTELLAN 1988 in STATSOFT 2004) was carried out for each species. A nonparametric two-way analysis of variance with randomization testing (PILLAR & ORLOCI 1996) was carried out to evaluate the effect of temperature, light and stratification and their interactions on germination

behaviour. Probabilities of the rejection of the Null Hypothesis ($P(Q_b^o \geq Q_b)$) were calculated by permutation test with 1000 iterations and the resemblance measure used was Euclidean distance (PILLAR 2004).

RESULTS

Viability test

The tetrazolium test showed differences in seed viability between species. Seed viability was high for *Scabiosa canescens* (83.2%), *Pulsatilla patens* (79.2%) and *Anthericum ramosum* (87.1%). In contrast seed viability of *Globularia cordifolia* reached only 35.0%.

Germination tests in the climate chamber

Germination of all four species was positively affected by light and was higher in the high temperature treatment than under low temperatures (Fig. 1, Tab. 2). Stratification had a significantly positive effect on germination of *A. ramosum*, *P. patens* and *S. canescens*. At lower temperatures stratificated seeds of *G. cordifolia* and *S. canescens* germinated better, what resulted in an interaction between temperature and stratification. The same interaction was found for *A. ramosum*, but for this species the effect of stratification was more pronounced at high temperatures. For *P. patens*, germination was positively affected by stratification when seeds were incubated at higher temperatures in the climate chamber. Interactions between light and temperature were detected for *G. cordifolia*, because light had a positive effect on seed germination at higher temperatures only. During germination of *A. ramosum*, *G. cordifolia* and *S. canescens* light had a significantly positive effect on the germination of stratificated seeds, which led to an interaction between light and stratification.

Three of the four species germinated best with stratificated seeds at 12 h light 25°C and 12 h dark 15°C – *A. ramosum* 16.5% (corrected with viability results: 18.9%), *G. cordifolia* 26.0% (74.3%) and *P. patens* 34.0% (42.9%). With 71.7% (86.3%) not stratificated seeds of *S. canescens* germinated a little bit better in the light treatment and at higher temperatures than stratificated seeds with 68.5% (82.4%) germination.

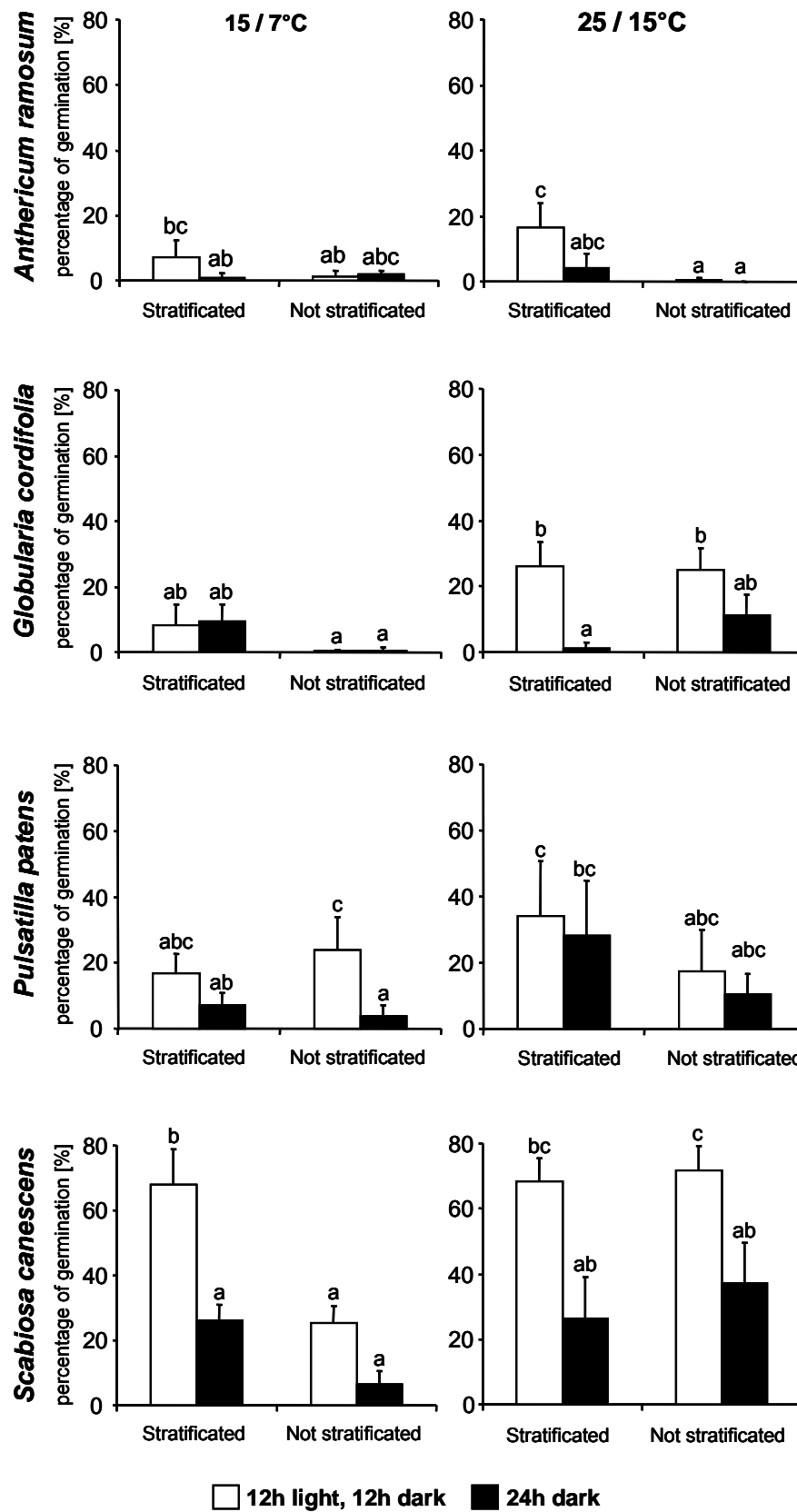


Fig. 1. Effects of cold-wet stratification, light and temperature on percentage germination (not corrected with viability results) of *A. ramosum*, *G. cordifolia*, *P. patens* and *S. canescens* (means \pm 1 standart deviation).

Different letters show significant differences between treatments, to be read for both diagrams per species together. n.s. means not significant.

Tab. 2. Effects of light, temperature and cold-wet stratification as well as their interactions on percentage germination of *A. ramosum*, *G. cordifolia*, *P. patens* and *S. canescens*. Data represent probabilities ($P(Q_b^0 \geq Q_b)$) computed by a three-way analysis of variance with randomisation testing (PILLAR & ORLOCI 1996, PILLAR 2004). Values < 0.05 are significant, n. s. = not significant.

	<i>A. ramosum</i>	<i>G. cordifolia</i>	<i>P. patens</i>	<i>S. canescens</i>
light	0.0001	0.0001	0.0021	0.0001
temperature (temp)	0.0425	0.0001	0.0063	0.0001
stratification	0.0001	n.s.	0.0272	0.0226
light x temperature	n.s.	0.0001	n.s.	n.s.
light x stratification	0.0001	0.0273	n.s.	0.0002
temp x stratification	0.0002	0.0001	0.0004	0.0001
light x temp x strat	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

DISCUSSION

In our study, both light and temperature had a strong influence on the germination of calcareous grassland species. Most of the central European species germinate better in light than in darkness (KINZEL 1913,1915). In our study, light provided a significant germination cue for the investigated species. Gap-rich and sometimes even sparse vegetation cover is common in calcareous grasslands, which means that most calcareous grassland species are probably adapted to high light availability and show higher germination rates in light than in darkness. Results from field experiments also indicate a negative effect of shading on germination and seedling establishment of calcareous grassland species (KUPFERSCHMID et al. 2000, JESCHKE & KIEHL submitted).

Temperature mostly has a dual role: regulation of dormancy and acting as a germination cue (FENNER & THOMPSON 2005). For example, dormancy can be broken by low temperatures, but germination occurs at higher ones. On the other hand, summer heat, mostly in combination with drought, can inhibit seed germination in dry grasslands (CZARNECKA 2004). The germination behaviour of our four study species reflected the species' adaptation to environmental conditions, which prevail at the time of seed shed and thereafter. CZARNECKA (2004) found in a xerothermic grassland in Poland three different types of annual dormancy cycles: (1) species with spring germination only, (2) species with a germination peak in spring and lower germination ability during the rest of the year, (3) species with two germination peaks in spring and autumn. These dormancy cycles can be understood as adaptations to the natural conditions within the grassland, where the most favourable

conditions for germination – moisture and mild temperatures - occur in spring and autumn (CZARNECKA 2004).

Our four study species could also be assigned to these three types of annual dormancy cycles. In the field, seeds of *A. ramosum* germinate probably only in spring. Our results indicate that they were physiologically dormant after seed shed in late summer and need a long period of cold-wet stratification to break dormancy. JACKEL (1999) found, that seeds of the related species *Anthericum liliago* have a primary dormancy, which can only be broken by a damage of the seed coat and a long period of coldness. Furthermore, these seeds lost their germination ability very fast when stored dry. In germination experiments in the Royal Botanic Gardens Kew *Anthericum ramosum* reached 95% germination after addition of 250 mg/l gibberellic acid and 84 days stratification at 2°C at 16°C (12h light, 12h dark) (FLYNN et al. 2006). So the low germination percentage in our experiment was probably due to the shorter stratification time of only 42 days and/or the dry storage before. Own field observations showed, that seedling mortality of *A. ramosum* in the field was high at cold temperatures. So, a long period of cold-wet stratification and relatively high spring temperatures as germination cue are probably adaptations to avoid frost damage of the seedlings.

Seeds of *G. cordifolia* germinated without cold-wet stratification in our study. All seeds used in the experiment were previously stored dry. Nevertheless, also not stratificated seeds of *G. cordifolia* germinated at high temperatures, only a bit less than stratificated seeds. In the Royal Botanic Gardens Kew the germination rate of *G. cordifolia* reached 100% (8h light, 16h dark) after 56 days stratification at 5°C, at 20°C (FLYNN et al. 2006). But no published data for germination percentage without cold-wet stratification are available to our knowledge. In our study, dry storage obviously did not induce dormancy and cold-wet stratification seemed to have no influence on germination ability of the seeds. The significantly positive effect of higher temperatures on germination of *G. cordifolia* indicate, that seed germination of the species is promoted by high temperatures in combination with sufficient moisture, which may occur only in wet summers. In the field, high summer temperatures rarely occur in combination with sufficient water availability. So, the seedling recruitment of *G. cordifolia* is probably a rare event, which is confirmed to field observations (chapter 5).

For *P. patens*, the positive effect of stratification in our study indicates an annual dormancy cycle with a germination peak in spring. For seeds of very early flowering species, like *P. patens*, it is reasonable to germinate at mild temperatures after dispersal in early summer without cold-wet stratification. Such seeds have either morphological dormancy or no dormancy (BASKIN & BASKIN 1998). *P. patens* had most likely a morphological dormancy, which is characteristic for *Ranunculaceae* (BASKIN & BASKIN 1998). Morphological dormancy occurs in seeds with rudimentary embryos (e.g. *Ranunculaceae*), which are referred as underdeveloped embryos (Baskin & Baskin 1998). Also LHOTSKA & MORAVCOVA (1989) found underdeveloped embryos in seeds of the related species *Pulsatilla slavica*. *P. patens* plants shed their seeds in June and if environmental conditions are suitable for embryo growth (light, moisture and moderate temperatures) then germination can occur shortly thereafter without stratification. During summer and early autumn also a low number of seeds

of *P. patens* can germinate, if they are located at safe sites, where they are protected from drought. Seeds of *P. patens*, which are exposed to drought, probably become physiologically dormant then, to avoid germination at unfavourable conditions.

According to CZARNECKA (2004) the species *Scabiosa ochroleuca*, which is related to our study species *S. canescens*, can be classified as species with one germination peak in spring and one in autumn. Similar results were found for another *Scabiosa* species (*S. columbaria*) (PONS 1991). Our results indicate, a similar germination pattern for *S. canescens*. As a late flowering species, *S. canescens* plants shed their seeds in late summer and seeds are directly able to germinate without cold-wet stratification, which is common for *Scabiosa* species (FLYNN et al. 2006). For germination after seed shed in autumn, *S. canescens* seeds need warm temperatures in combination with sufficient water. Because of the late seed shed in the year, the probability of suitable germination conditions in this period is low. So the greater part of the seeds start germination in early spring at mild temperatures. In this way the disadvantage of late seed shed could be compensated and frost damage of seedlings is avoided.

Conclusions for restoration

Our results indicate, that the re-introduction of *A. ramosum*, *G. cordifolia*, *P. patens* and *S. canescens* by sowing in practical restoration projects will be most successful, if seeds are sown shortly after harvesting of the ripe seeds, in order not to miss the seasonal peaks of high germination ability within the dormancy cycle. *A. ramosum* should be preferably sown early after seed ripening, to have an as long period of cold temperatures as possible. Furthermore, all species should be sown over several years with fresh seeds of the respective year, to compensate for yearly fluctuations in percentage of seed viability and suitable weather conditions. The high light demand of the species for germination means that restoration sites have to be open, with a low cover of phanerogams and cryptogams and low vegetation height (see chapter 5). Nevertheless seeds should not be sown on bare soil in large vegetation gaps, because seedlings need some protection by established low vegetation from desiccation (RYSER 1993).

REFERENCES

- Andersson, S., Waldmann, P., 2002. Inbreeding depression in a rare plant, *Scabiosa canescens*. *Hereditas* 136, 207-211.
- Baskin, C.C., Baskin, J.M., 1998. *Seeds: Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. Academic Press, San Diego.
- Bewley, J.D., Black, M., 1983. *Physiology and biochemistry of seeds*. Vol. 1: Development, germination and growth. Vol. 2: Viability, dormancy and environmental control. Springer, Heidelberg.

- Council of Europe, 2002. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. <http://conventions.coe.int/Treaty/en/Treaties/Html/104.htm> (30.08.2005)
- Council of the European Communities, 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal L 206, 22/07/1992, 7-50.
- Czarnecka, J., 2004. Seed longevity and recruitment of seedlings in xerothermic grassland. - Polish J. Ecol. 52, 505-521.
- Fenner, M., Thompson, K., 2005. The ecology of seeds. Cambridge University Press, Cambridge.
- Finch-Savage, W.E., Leubner-Metzger, G., 2006. Seed dormancy and the control of germination. New Phytol. 171, 501-523.
- Flynn, S., Turner, R.M., Stuppy, W.H., 2006. Seed information database. (release 7.0, October 2006) <http://www.kew.org/data/sid>.
- Gorski, T., Gorska, K., Nowicki, J., 1977. Germination of various herbaceous seeds under leaf canopy. Flora Batava 166, 249-259.
- Hampton, J.G., 1995. Methods of viability and vigor testing: a critical appraisal. In: Basra, A.S., (eds.). Seed quality - basic mechanisms and agricultural implications. Food Products Press, New York, USA, 81-118.
- Hultén, E., Fries, M., 1986. Atlas of North European vascular plants: north of the Tropic of Cancer I-III. Koeltz Scientific Books, Königstein.
- Hutchings, M. J. & Booth, K. D. (1996): Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. II. Germination and early survivorship of seedlings under different Management regimes. – J. Appl. Ecol. 33, 1182-1190.
- Lhotska, M., & Moravcova, L., (1989): The ecology of germination and reproduction of less frequent and vanishing species of the Czechoslovak flora. II. *Pulsatilla slavica* Reuss. - Folia Geobot. Phytotaxon. 24, 211-214.
- Jackel, A.-K., 1999. Strategien der Pflanzenarten einer fragmentierten Trockenrasengesellschaft. Diss. Bot. 309. J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- Kinzel, W., 1913. Frost und Licht als beeinflussende Kräfte bei der Samenkeimung. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Kinzel, W., 1915. Frost und Licht als beeinflussende Kräfte bei der Samenkeimung – Erläuterungen und Ergänzungen zum ersten Buch. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Kupferschmid, A.D., Stampfli, A., Newbery, D.M., 2000. Dispersal and microsite limitation in an abandoned calcareous grassland of the southern Prealps. Folia Geobot. 35, 125-141.
- Oberdorfer, E., 2001. Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.

- Pillar, V. D., 2004. MULTIV: Multivariate Exploratory Analysis, Randomization testing and Bootstrap Resampling. User's Guide v. 2.3.10. Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brazil. URL: <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>
- Pillar, V.D., Orłaci, L., 1996. On randomisation testing in vegetation science: multifactor comparison of relevé groups. *J. Veg. Sci.* 7, 585-592.
- Pons, T. L., 1991 Dormancy, Germination and Mortality of seeds in a chalk-grassland flora. *J. Ecol.* 79, 765-780.
- Rosquist, G., 2001. Reproductive biology in diploid *Anthericum ramosum* and tetraploid *A. liliago* (Anthericaceae). *Oikos* 92, 143–152.
- Ryser, P., 1993. Influence of neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. *J. Veg. Sci.* 4, 195-202.
- Senden, J.W., Schenkeveld, A.J., & Verkaar, H.J., 1986. The combined effect of temperature and red far-red ratio on the germination of some short-lived chalk grassland species. *Acta Oecol.* 7, 251-260.
- Smith, H., 1982. Light quality, photoperception, and plant strategy. *Annu. Rtv. Plant Physiol.* 33, 481-518.
- Statsoft INC., 2004 STATISTICA für Windows , Version 6. Tulsa.
- Van Tooren, B.F., Pons, T.L., 1988. Effects of temperature and light on the germination in chalk grassland species. *Funct. Ecol.* 2, 303-310.
- Vleeshouwers, L.M., Bouwmeester, H.J., 2001. A simulation model for seasonal changes in dormancy and germination of weed seeds. *Seed Sci. Res.* 11, 77-92.

Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (10), 304-310

KAPITEL 5

**ANSIEDLUNG VON LEBENSRAUMTYPISCHEN PFLANZEN
IN NEU ANGELEGTEN KALKMAGERRASEN
METHODENVERGLEICH ZWISCHEN ANSAAT UND PFLANZUNG**



Daniela Röder, Kathrin Kiehl

ANSIEDLUNG VON LEBENSRAUMTYPISCHEN PFLANZEN IN NEU ANGELEGTE KALKMAGERRASEN METHODENVERGLEICH ZWISCHEN ANSAAT UND PFLANZUNG

ZUSAMMENFASSUNG

Bei der im Münchner Norden praktizierten Magerrasen-Neuanlage durch Übertragung diasporenhaltigen Mähguts werden einige frühblühende, niedrigwüchsige und schwer etablierbare Arten nicht übertragen. Ziel der vorliegenden Untersuchung war daher Pflanzung und Ansaat als zusätzliche Renaturierungsmaßnahmen zur Mähgutübertragung zu erproben. Dazu wurden zwei Flächen mit Oberbodenabtrag und eine Fläche ohne Abtrag ausgewählt. Auf diesen Flächen wurden an vier Pflanzenarten – *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens*, *Scabiosa canescens* – die Varianten der Einbringung untersucht (Herbstsaat, Herbst- und Frühjahrs-pflanzung). Die Pflanzung war für alle Arten, auf allen Flächen erfolgreicher als die Ansaat. Bei der Ansaat lagen die Keimraten im Freiland unter 10%, *Globularia cordifolia* keimte kaum. Auf der Oberbodenabtragsfläche mit einer aufgrund früheren Mähgutauftrages relativ dichten, aber dennoch lückigen Vegetationsdecke, keimten die meisten Samen und etablierten sich alle Keimlinge dort, wo die Untersuchungsfläche vor der Ansaat abgereicht wurde. Die *Pulsatilla patens*-Pflanzen der Herbstpflanzung etablierten sich auf allen Flächen signifikant besser als die der Frühjahrs-pflanzung, welche zum Großteil trotz Bewässerung vertrockneten. Der Zeitpunkt der Pflanzung hatte auf die Etablierung der anderen Arten dagegen keinen Einfluss. Diese gediehen jedoch alle signifikant besser auf Flächen mit Oberbodenabtrag. Die kostengünstige Ansaat kann für *Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* empfohlen werden und sollte auf Flächen mit Oberbodenabtrag stattfinden. Die wesentlich kostenintensivere Pflanzung wird für die Ansiedlung von *Globularia cordifolia* angeraten, da die Art sich durch Samen kaum ansiedeln lässt.

EINLEITUNG

Zur Wiederansiedlung und Neuetablierung von Magerrasen wurden bereits verschiedene Renaturierungsverfahren untersucht, welche die Ausbreitung von Zielarten unterstützen bzw. erst ermöglichen sollen. Die am häufigsten verwendeten Verfahren sind Ansaat (z.B. STEVENSON et al. 1995, STEVENSON et al. 1997, ANDERLIK-WESINGER 2002), Anpflanzung (z.B. MILLER 1998, DAVIES et al. 1999, ANDERLIK-WESINGER 2002), Sodenübertragung (KIRMER 2004) und Mähgutübertragung (z.B. PATZELT 1998, HÖLZEL & OTTE 2003, KIRMER 2004). Im Münchner Norden wurden Kalkmagerrasen durch die Übertragung diasporenhaltigen Mähguts auf ehemaligen Äckern erfolgreich wieder angesiedelt (PFADENHAUER & MILLER 2000, THORMANN et al. 2003, KIEHL et al. 2006). Einige besonders früh oder spät blühende Pflanzenarten, darunter auch wichtige Matrixarten der Kalkmagerrasen, konnten durch diese Methode jedoch nicht übertragen werden (THORMANN et al. 2003). Andere Arten etablieren sich nicht oder nur in geringem Maße, obwohl die Übertragung keimfähiger Diasporen nachgewiesen werden konnte (PFADENHAUER & MILLER 2000, KIEHL et al. 2006). Um eine Vegetation auf Renaturierungsflächen wiederanzusiedeln deren Artenzusammensetzung derjenigen ursprünglicher Magerrasen gleicht, ist es deshalb notwendig die Renaturierungsverfahren für einzelne besonders typische Pflanzenarten weiter zu optimieren. Da die Ausbreitungsdistanzen und Wandergeschwindigkeiten der meisten Kalkmagerrasenarten nur gering sind, ist eine Einwanderung der Arten auf Renaturierungsflächen durch natürliche Ausbreitung in absehbarer Zeit nicht zu erwarten (HUTCHINGS & BOOTH 1996b, POSCHLOD et al. 1996, KIEHL & PFADENHAUER 2007). Die Erprobung und Untersuchung geeigneter Übertragungs- und Ansiedlungsmethoden für Arten, die nicht in ausreichendem Maße mit dem Mähgut übertragen werden können, ist somit von großer Bedeutung.

Ziel der vorliegenden Untersuchung war, die Möglichkeit der Ansaat und Pflanzung bisher kaum oder gar nicht übertragener typischer Pflanzenarten der Kalkmagerrasen in der nördlichen Münchner Schotterebene als ergänzende Renaturierungsmaßnahmen zur Mähgutübertragung zu erproben sowie den Erfolg und die Kosten der beiden Verfahren gegeneinander abzuwägen. Dabei wurden für die Arten *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* untersucht, welchen Einfluss die Flächenvorbereitung auf die Keimung und Etablierung hat und wie sich verschiedene Pflanzzeitpunkte auf den Erfolg der Ansiedlung auswirken.

UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die Untersuchungsflächen liegen in der näheren Umgebung des Naturschutzgebiets „Garchinger Heide“. Das 27 ha große Naturschutzgebiet liegt etwa 15 km nördlich von München und beherbergt eine Kalkmagerrasenvegetation mit einer einmaligen Kombination submediterraner, dealpiner und pontischer Florenelementen (LIPPERT 1989, Kapitel 2). Zum Schutz der „Garchinger Heide“ und zum Aufbau eines Kalkmagerrasen-Biotopverbundes

wurde 1990 der „Heideflächenverein Münchner Norden e.V.“ (s. <http://www.heideflaechenverein.de>) gegründet, der im Umfeld des Naturschutzgebiets Ackerflächen für die Wiederherstellung von Kalkmagerrasen erworben hat. Auf diesen Flächen wurde von 1993 bis 2002 das Erprobungs- und Entwicklungs-Vorhaben „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München“ (E+E-Vorhaben) zum Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsverfahren auf die Wiederansiedlung von Kalkmagerrasen auf ehemaligen Ackerflächen durchgeführt (PFADENHAUER et al. 2000a, PFADENHAUER & KIEHL 2003). Die Untersuchungen zur Einbringung von Kalkmagerrasenarten durch Ansaat und Pflanzung wurden auf folgenden drei Flurstücken durchgeführt (Abb. 1):

- Flurstück 2526A - Oberbodenabtrag 1993, Mähgutübertragung 2001
- Flurstück 506A - Oberbodenabtrag 1993, Mähgutübertragung 1993
- Flurstück 2487 - kein Oberbodenabtrag, 1993 bis 2001: einschürige Mahd mit Abtransport des Mahdgutes, 2002 bis 2003: weitere Aushagerung durch Anbau von Winterroggen und Wintergerste ohne Düngung und Pflanzenschutz, 2004: Bodenbearbeitung und anschließende Mähgutübertragung im Herbst

Flurstück 506A und Flurstück 2487 grenzen direkt an das Naturschutzgebiet „Garching Heide“ und Flurstück 2526 liegt etwa 800 m vom NSG entfernt im sogenannten „Biotopverbund“ (PFADENHAUER et al. 2000a) und ist durch einen Triebweg des Schafbeweidungskonzeptes mit dem NSG verbunden.

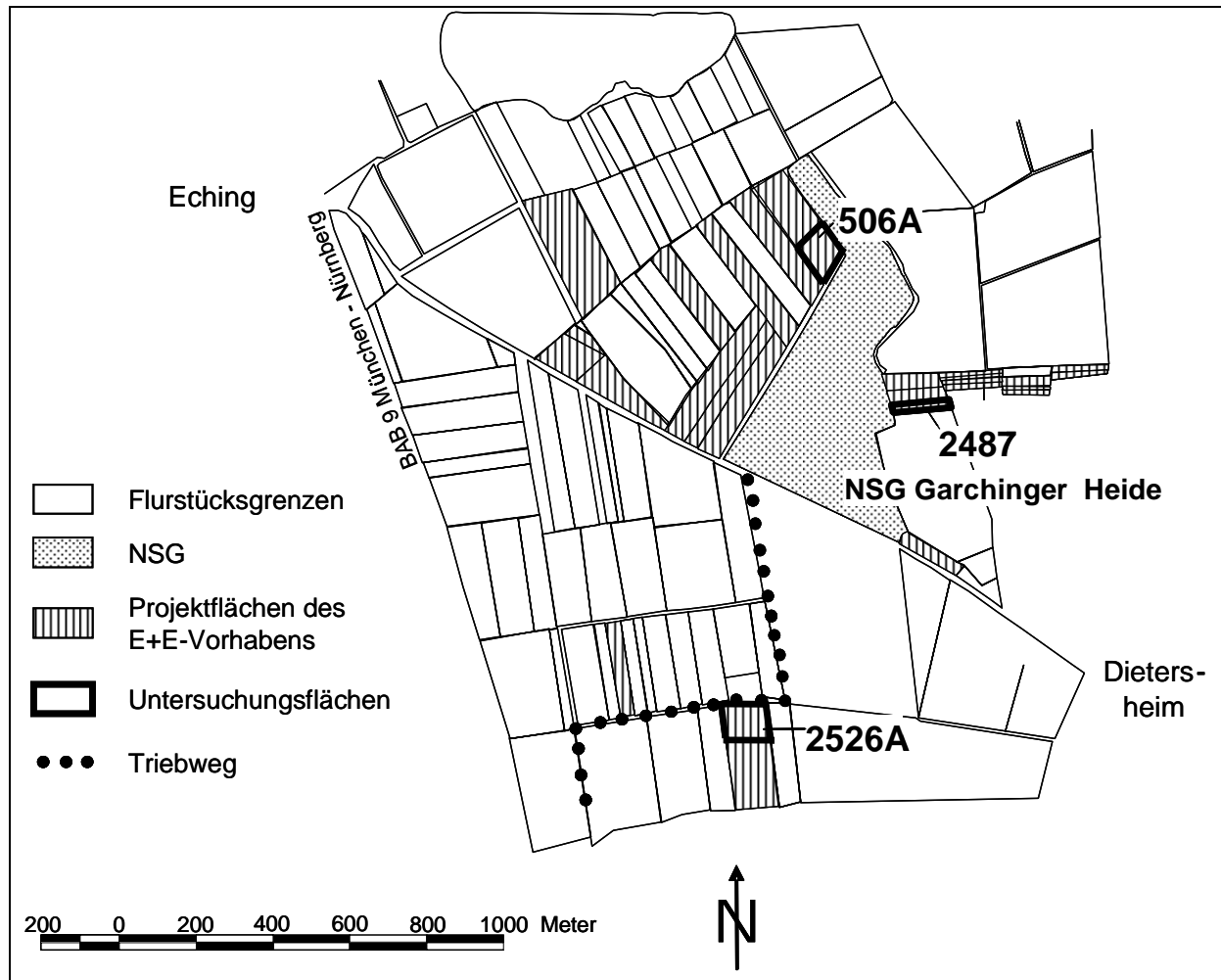


Abb. 1: Untersuchungsflächen Flurstück 506A, 2526A und 2487
im Umfeld des Naturschutzgebietes „Garchinger Heide“

WITTERUNGSVERLAUF IM UNTERSUCHUNGSZEITRAUM

Zur Veranschaulichung des Witterungsverlaufs im Untersuchungszeitraum werden Lufttemperatur, Niederschlag und Verdunstung dargestellt (Abb. 2). Außerdem wurde die Niederschlagsbilanz als Differenz zwischen der Monatssumme der Niederschläge und der Monatssumme der Verdunstung, welche nach der HAUDE-Formel ermittelt wurde (vgl. HÄCKEL 1999), berechnet.

Im Anschluss an die Herbstpflanzung im September 2004 kam es zu einer Trockenperiode mit hoher Verdunstungsrate und einer sehr negativen Niederschlagsbilanz, die sich erst im November wieder normalisierte. Das Frühjahr und der Sommer 2005 waren verhältnismäßig feucht und kühl, so dass die Niederschlagsbilanz bis auf eine trockene Periode im Anschluss an die Frühjahrspflanzung im Juni 2005 relativ ausgeglichen war. Der Herbst 2005 war dann warm und trocken, was zu einer hohen Verdunstung führte. Das Frühjahr 2006 war wiederum sehr feucht, anschließend folgte jedoch ein warmer und trockener Frühsommer.

Der Juli 2006 war sehr heiß und es fielen kaum Niederschläge, was zu einer extremen Trockenheit führte.

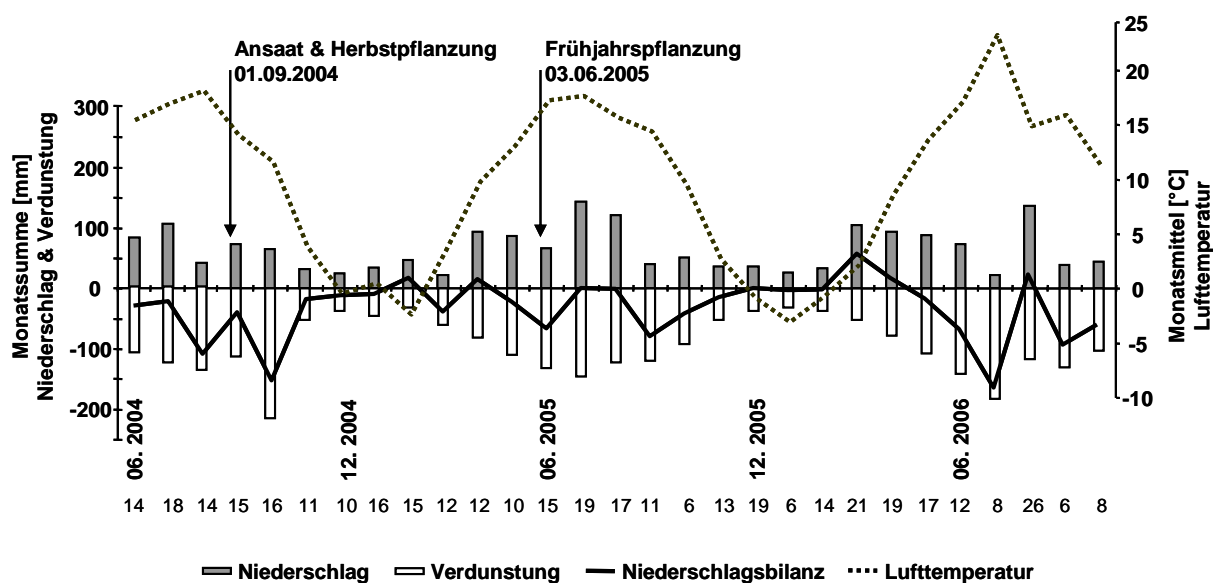


Abb. 2: Niederschlagsbilanz (in mm) aus der Monatssumme des Niederschlags und der Verdunstung sowie die Anzahl der Regentage pro Monat (unten) und das Monatsmittel der Lufttemperatur in °C. Mit Pfeilen ist der Zeitpunkt der Ansaat sowie der Herbst- und Frühjahrspflanzung gekennzeichnet. (Daten der Meteorologischen Forschungsstation der TU München in Garching)

ARTEN

Für die Untersuchung wurden mit *Anthericum ramosum* L. (Rispige Graslilie), *Scabiosa canescens* WALDST. & KIT. (Graue Skabiose), *Pulsatilla patens* (L.) MILL. (Finger-Kuhschelle) und *Globularia cordifolia* L. (Herzblättrige Kugelblume) Arten unterschiedlicher Wuchs- und Lebensformen ausgewählt.

Anthericum ramosum ist eine wichtige Matrixart der Kalkmagerrasen der Münchner Schotterebene (Kapitel 2). Bisher konnte sich die Art jedoch trotz der Anwesenheit zahlreicher keimfähiger Samen im Mähgut kaum auf den Renaturierungsflächen des E+E-Vorhabens etablieren (PFADENHAUER & MILLER 2000). Auch *Scabiosa canescens* wurde bisher kaum übertragen. Die Art ist in ganz Zentraleuropa gefährdet. Das Arealzentrum von *Scabiosa canescens* liegt in Deutschland. Der Bestand geht hier jedoch stark zurück, so dass die Art auch in Deutschland gefährdet ist (KORNECK et al. 1996). *Scabiosa canescens* wurde deshalb in das bayerische Artenhilfsprogramm für endemische und stark bedrohte Pflanzenarten aufgenommen (BERG 2001). *Pulsatilla patens* ist eine frühblühende und -fruchtende Art und konnte deshalb bisher durch die im Juli/August durchgeführte Mähgutübertragung nicht auf die Renaturierungsflächen übertragen werden. Das Naturschutzgebiet „Garching Heide“ ist der letzte noch existierende Wuchsort von *Pulsatilla patens* in Deutschland (Kapitel 3). Die Art ist deshalb in Deutschland vom Aussterben bedroht (KORNECK et al. 1996) und nach der FFH-Richtlinie Anhang II geschützt

(COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES 1992). *Globularia cordifolia* ist ein nur wenige Zentimeter hoher Zwergstrauch. Aufgrund ihres noch häufigen Vorkommens in den Alpen ist die Art weder in Bayern noch in Deutschland gefährdet. In den regionalen Roten Listen des bayerischen Moränengürtels und des Molassehügellands hat sie jedoch den Schutzstatus 2 (SCHEUERER & AHLMER 2002). In der Garchinger Heide kommt die Art schwerpunktmäßig auf den besonders nährstoffarmen Flächen des so genannten „Rollfeldes“ vor, auf dem 1945 der Oberboden abgetragen wurde (Kapitel 2). Aufgrund ihrer geringen Wuchshöhe wurde *Globularia cordifolia* bisher kaum mit dem Mähgut auf die Renaturierungsflächen des E+E-Vorhabens übertragen.

METHODEN

Charakterisierung der Bodeneigenschaften

Zur Charakterisierung der Bodeneigenschaften wurden im August 2004 von allen drei Flurstücken je fünf Proben des Oberbodens (0-10 cm) entnommen. Bei diesen Proben handelte es sich jeweils um Mischprobe aus drei Einstichen, die mit dem Pürckhauerbohrer am Rand der Pflanz- bzw. Ansaatflächen genommen wurden. Die Bodenproben wurden bei 60°C getrocknet, gewogen und gesiebt (2 mm Maschenweite). Der Feinboden (< 2 mm) wurde gewogen und hinsichtlich der Nährstoffgehalte analysiert. Jeweils die Hälfte einer Bodenprobe wurde gemahlen und mit Hilfe eines Elementaranalysators (VarioEL) im CN-Modus der Gehalt an Gesamtstickstoff und Gesamtkohlenstoff bestimmt. Da in kalkhaltigen Böden Kohlenstoff nicht nur in organischer (C_{org}) sondern auch in anorganischer Form (C_{anorg}) als Bestandteil des Kalziumcarbonats ($CaCO_3$) auftritt, wurde der Kalziumcarbonatanteil der Bodenproben nach der Scheibler-Methode (SCHLICHTING et al. 1995) ermittelt und daraus der Anteil des anorganischen Kohlenstoffes berechnet. Die Differenz des Gesamtkohlenstoffes und des anorganischen Kohlenstoffes ergab dann den Gehalt an organischem Kohlenstoff. Der Gehalt an Kalzium-Amoniumlactat-(CAL-) austauschbarem P_2O_5 und K_2O wurde bestimmt (SCHLICHTING et al. 1995, VDLUFA 2002), um das Angebot an pflanzenverfügbarem Phosphor und Kalium in den Bodenproben abzuschätzen.

Saatgut und Pflanzenanzucht

Die Samen für den Ansaatversuch und zur Anzucht der Pflanzen von *Anthericum*, *Pulsatilla* und *Scabiosa* stammten aus einem auf die Vermehrung von Wildpflanzen spezialisierten ortansässigen landwirtschaftlichen Betrieb. Die Samen wurden 2004 von Mutterpflanzen geerntet, welche im Auftrag des Heideflächenvereins Münchner Norden e.V. aus Samen aus dem Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ kultiviert wurden. Die Samen von *Globularia* wurden im Juli 2004 im Naturschutzgebiet „Garchinger Heide“ gesammelt.

Zur Anzucht der Pflanzen wurden ein Teil der Samen im Herbst 2004 in Anzuchtsschalen ausgesät und im Freien deponiert. Nach der Keimung im Frühjahr wurden die Pflanzen in Multitopfplatten (Ø 4 cm) pikiert.

Ansaat und Pflanzung der Arten im Gelände

Auf der Untersuchungsfläche 2526A mit Oberbodenabtrag und auf der Fläche 2487 ohne Abtrag wurden im Sommer 2004 für jede der vier ausgewählten Arten jeweils acht Blöcke von je 1 m x 3 m angelegt, die in drei Teilflächen von 1 m x 1 m unterteilt wurden. Die drei Versuchsvarianten Ansaat, Herbstpflanzung und Frühjahrspflanzung wurden diesen Teilflächen zufällig zugeordnet (randomisiertes Blockdesign). Bei der Ansaat wurde in jeweils einer der Teilflächen pro Block im September 2004 mit Hilfe eines 5 cm-Rasters 49 Samen gesät, wobei die Samen von oben in das Rasterfeld fallen gelassen wurden. In der zweiten Teilfläche wurden am 1. September 2004 und in der dritten Teilfläche am 3. Juni 2005 jeweils neun Pflanzen der jeweiligen Art ausgebracht. Bei *Pulsatilla patens* konnten im Juni 2005 nur jeweils sechs Pflanzen pro Teilfläche gepflanzt werden, da nicht mehr Individuen zur Verfügung standen. Die Herbstpflanzung und die Ansaat auf der Fläche 2487 ohne Oberbodenabtrag fanden kurz vor der Mähgutübertragung am 1. September 2004 statt. Die installierten Untersuchungsblöcke wurden bei der maschinellen Ausbringung des Mähguts zunächst ausgelassen, um das Mähgut dort dann anschließend per Hand zu verteilen. Auf der Oberbodenabtragsfläche 506A wurden im Sommer 2004 acht Blöcke von jeweils 1 m x 4 m eingerichtet. Die Teilflächen standen für die gleichen Versuchsvarianten zur Verfügung, die auch auf den anderen Flurstücken durchgeführt wurden. Auf der zusätzlichen vierten Teilfläche wurde vor der Ansaat im September 2004 die Moos- und Streuschicht durch Abrechen entfernt. Die Pflanzen der Herbst- und Frühjahrspflanzung wurde jeweils direkt bei der Ausbringung angegossen und drei Tage danach einmal bewässert.

Die Pflanzen der Herbstpflanzung wurden alle noch im September 2004 vermessen. Im Anschluss an die Frühjahrspflanzung am 3. Juni 2005 wurden dann alle Pflanzen beider Pflanzungen gemessen. Für *Anthericum* und *Pulsatilla* wurden dabei die Blätter pro Pflanze gezählt und die Blattlängen bestimmt. Für *Globularia* wurde der Rosettendurchmesser und für *Scabiosa* die Anzahl und die Länge der Haupt- und Seitentriebe ermittelt. Das Absterben von Pflanzen wurde - soweit möglich - dokumentiert und die Ursache notiert. Weitere Messungen dieser Parameter erfolgten im September 2005 sowie Ende Juli 2006. Die Keimung der Samen und die Etablierung der Keimlinge wurde jeweils im Juni und September der Jahre 2005 und 2006 kontrolliert.

Um die Vegetation der Untersuchungsflächen zu charakterisieren, wurden im Sommer 2005 auf allen 1 m² großen Teilflächen die Deckung der Gefäßpflanzen und Moose sowie der Anteil des offenen Bodens und der Streu in Prozent geschätzt.

Auswertung der Daten

Um die Etablierungsrate der Pflanzen der Herbst- und Frühjahrspflanzung zu ermitteln, wurden die Daten der letzten Messung im Juli 2006 verwendet. Der prozentuale Zuwachs der Arten wurde durch den Vergleich der phänometrischen Messdaten von Juni 2005 und Juli 2006 ermittelt. Dabei wurden nur die noch im Juli 2006 vorhandenen Pflanzen betrachtet. Die prozentuale Keimrate des Saatguts wurde von den im Juni 2005 erhobenen Daten ermittelt, wobei 100% 49 Keimlingen pro 1 m² entsprechen. Die Daten von Juni 2006

wurden zur Berechnung der Etablierungsrate der Jungpflanzen verwendet, wobei auch hier 100% 49 Pflanzen pro 1 m² entsprechen.

Der Einfluss des Pflanzzeitpunktes sowie der Untersuchungsfläche wurde mit einer Kruskal-Wallis-ANOVA ausgewertet. Um zu ermitteln, ob die Versuchsvarianten einen signifikanten Einfluss auf die Etablierung der Pflanzen der Frühjahrs- und Herbstpflanzung oder die Samenkeimung und Keimungsetablierung hatte, wurde eine Kruskal-Wallis-ANOVA mit einem anschließenden multiplen Vergleich für mittlere Ränge aller Gruppen durchgeführt (SIEGEL UND CASTELLAN 1988 in STATSOFT 2004).

Kostenkalkulation

Zur Berechnung der Kosten der Pflanzung und Ansaat wurden Preise des ortsansässigen Saatgutvermehrungsbetriebs, sowie Aufzeichnungen des Heideflächenvereins Münchner Norden e.V. zu Grunde gelegt. Die Berechnung der Kosten erfolgte jeweils für 1000 m² Ansaat bzw. Pflanzung. Die Kosten für die Mähgutübertragung wurden hier nicht mit einbezogen, da diese Maßnahme auf allen Flächen unabhängig von Ansaat oder Pflanzung durchgeführt werden sollen. Angaben über die Kosten des Bodenabtrags und der Mähgutübertragung im Rahmen des E+E-Vorhabens „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München“ sind bei PFADENHAUER et al. (2000b) und WIESINGER et al. (2003) zu finden.

ERGEBNISSE

Bodenuntersuchungen

Auf den Bodenabtragsflächen 506A und 2526A sind sowohl der Feinbodenanteil als auch die Gehalte an CAL-austauschbarem P₂O₅ und K₂O, der Gehalt des organischen Kohlenstoffs und des Gesamtstickstoffs im Boden geringer als auf der Fläche 2487 ohne Oberbodenabtrag (Tab. 1). Dabei unterscheiden sich die Böden der beiden Bodenabtragsflächen kaum voneinander.

Tab. 1: Mittlerer Anteil des Feinbodens und die Gehalte an CAL-austauschbares P₂O₅ und K₂O, des organischen Kohlenstoffs (C_{org}) sowie des Gesamtstickstoffs (N_{ges}) in den Böden der Untersuchungsflächen. Angegeben sind die Mittelwerte ± Standardabweichung. Der Feinbodenanteil bezieht sich auf den trockenen Boden (n=5). Alle übrigen Angaben beziehen sich auf den trockenen Feinboden (< 2 mm).

	Feinboden [%]	P ₂ O ₅ [mg/100g]	K ₂ O [mg/100g]	C _{org} [%]	N _{ges} [%]
506A (Bodenabtrag)	20 ± 2	3,6 ± 0,8	6,4 ± 1,5	2,0 ± 0,8	0,1 ± 0,02
2526A (Bodenabtrag)	18 ± 6	5,8 ± 0,9	7,2 ± 1,4	2,2 ± 1,3	0,1 ± 0,06
2487	25 ± 5	72,6 ± 0,8	23,0 ± 1,2	6,3 ± 0,9	0,6 ± 0,03

Vegetationsparameter

Die Bodenabtragsfläche 506A unterscheidet sich von der jüngeren Abtragsfläche 2526A besonders durch die höhere Deckung der Gefäßpflanzen und die hohe Deckung hochwüchsiger pleurokarper Moose. Auf der Bodenabtragsfläche 2526A kamen dagegen hauptsächlich niedrigwüchsige akrokarpe Moose mit geringer Deckung vor. Die Versuchsvariante „Rechen“ auf Flurstück 506A hatte nur geringfügige Auswirkungen auf die Deckung der Gefäßpflanzen und Moose im Folgejahr. Auf der im Herbst 2004 vor der Mähgutübertragung umgebrochenen Fläche 2487 ohne Oberbodenabtrag haben sich im darauffolgenden Jahr zunächst viele Brachearten, Ackerkräuter und einige Mähgutarten angesiedelt. Bisher konnten sich keine Moose etablieren.

Tab. 3: Deckung der Gefäßpflanzen, der offenen Bodenstellen, der Moose und der Streu auf der Bodenabtragsfläche 506A mit und ohne Abrechen und auf der Bodenabtragsfläche 2526 (im September 2004) und auf dem Flurstück 2487 ohne Oberbodenabtrag (im Juli 2005).

Deckung [%]	Gefäßpflanzen	offener Boden	Moose	Streu
506A mit vorbereitendem Rechen	43 ± 10	25 ± 16	46 ± 20	11 ± 2
506A ohne vorbereitendes Rechen	45 ± 9	23 ± 16	51 ± 19	11 ± 3
2526A	23 ± 7	69 ± 17	4 ± 7	12 ± 11
2487	86 ± 7	14 ± 7	0 ± 0	30 ± 0

Ansaat und Pflanzung im Gelände

Für alle Arten und auf allen Flächen war die Pflanzung erfolgreicher als die Ansaat (Abb. 3 und 4). Im Allgemeinen waren die Keimraten sehr gering, wobei der Großteil der Keimlinge im Frühjahr 2005 keimte und nur einzelne neue Keimlinge im Frühjahr 2006 erschienen. Die Samen von *Globularia* keimten kaum und die von *Anthericum* nur auf den Abtragsflächen, wobei die Keimlingssterblichkeit dort sehr gering war. Eine relativ hohe Keimlingssterblichkeit trat bei *Scabiosa* auf der Bodenabtragsfläche 2526A und auf der Fläche ohne Bodenabtrag 2487 auf. Das Rechen der Flächen vor der Ansaat auf dem Flurstück 506A mit Oberbodenabtrag wirkte sich positiv auf die Keimung und die Etablierung von *Pulsatilla* und *Scabiosa* aus, für *Pulsatilla* war der Unterschied zu den nicht gerechten Kontrollflächen signifikant.

Der Zeitpunkt der Pflanzung hatte nur auf die Etablierung von *Pulsatilla* einen Einfluss. Hier gediehen die Individuen, die im Herbst gepflanzt wurden signifikant besser als die der Frühjahrspflanzung. Die Etablierung auf den einzelnen Flächen unterschied sich dagegen bei dieser Art nicht signifikant voneinander. Auf das Überleben von *Anthericum*, *Globularia* und *Scabiosa* hatte der Pflanzzeitpunkt keinen Einfluss, aber die Beschaffenheit der Untersuchungsfläche. So konnten sich die gepflanzten *Anthericum*-Individuen, mit einigen

wenigen Ausnahmen, nur auf den Abtragsflächen etablieren. Auch auf das Überleben der gepflanzten *Globularia*- und *Scabiosa*-Individuen hatte der Oberbodenabtrag einen signifikant positiven Einfluss. Bei den gepflanzten *Scabiosa*-Individuen beider Pflanzungen waren die Verluste durch Trockenheit jedoch auf den Flächen mit Oberbodenabtrag signifikant am höchsten (Tab. 5). Die Verluste der gepflanzten Individuen von *Globularia* waren dagegen während der Trockenperiode auf der Fläche 2487 ohne Bodenabtrag signifikant am höchsten. Die *Anthericum*-Pflanzen waren kaum von der Trockenheit betroffen.

Auf der Fläche 2487 ohne Oberbodenabtrag waren die Verluste durch das Herausreißen der Pflanzen durch Tiere für *Anthericum*, *Globularia* und *Pulsatilla* besonders hoch. Im Herbst waren dafür vor allem Saatkrähen verantwortlich und im Frühjahr Mäuse. Auf den beiden Abtragsflächen kam es nur in einzelnen Fällen zu Verlusten durch Tiere.

Globularia, *Pulsatilla* und *Scabiosa* zeigten auf dem Flurstück 2487 ohne Bodenabtrag den höchsten Zuwachs (Abb. 5). Für *Anthericum* konnte kein Zuwachs bestimmt werden, da alle Pflanzen durch Saatkrähen und Mäuse ausgerissen wurden. Auf allen Flächen kamen die gepflanzten und etablierten Individuen aller Arten ohne signifikante Unterschiede zur Blüte. Dagegen entwickelten sich die ausgesäten Pflanzen nur sehr zögerlich und bildeten im Verlauf der beiden Untersuchungsjahre keine Blüten.

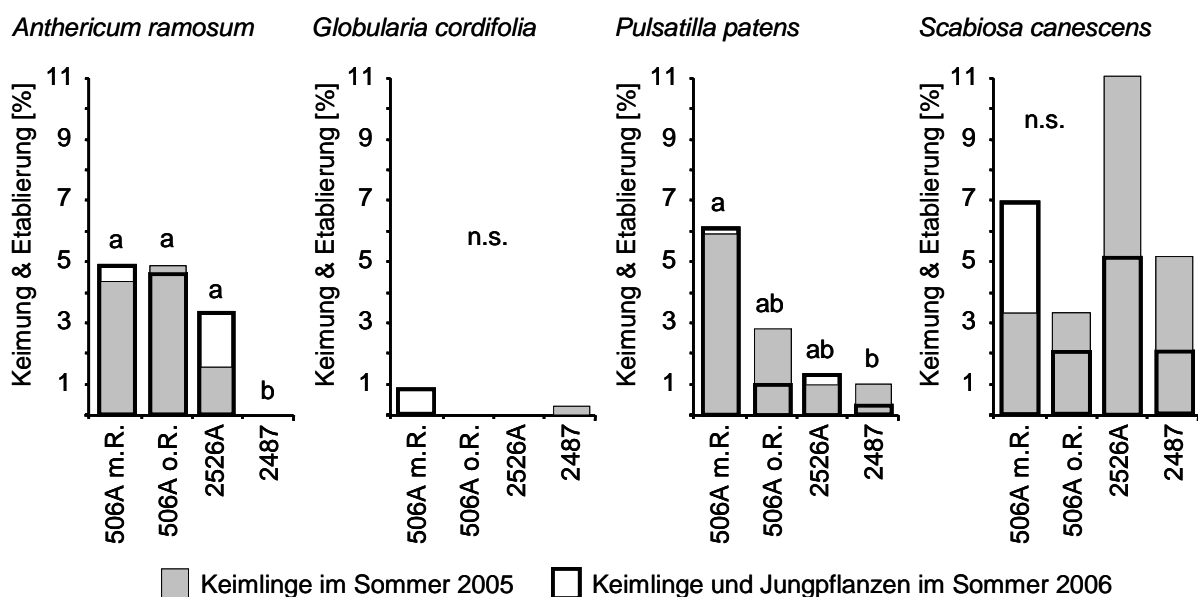


Abb. 3: Keimung und Etablierung der Samen von *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* auf den Bodenabtragsflächen 506A (m.R.: mit Rechen, o.R.: ohne Rechen vor der Ansaat) und 2526A sowie auf der Fläche ohne Bodenabtrag 2487. 100% entsprechen 49 Pflanzen pro 1 m². Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen der Anzahl der gefundenen Keimlinge und Jungpflanzen auf unterschiedlichen Flächen im Sommer 2006 (für jedes Diagramm getrennt zu lesen), n.s.: nicht signifikant.

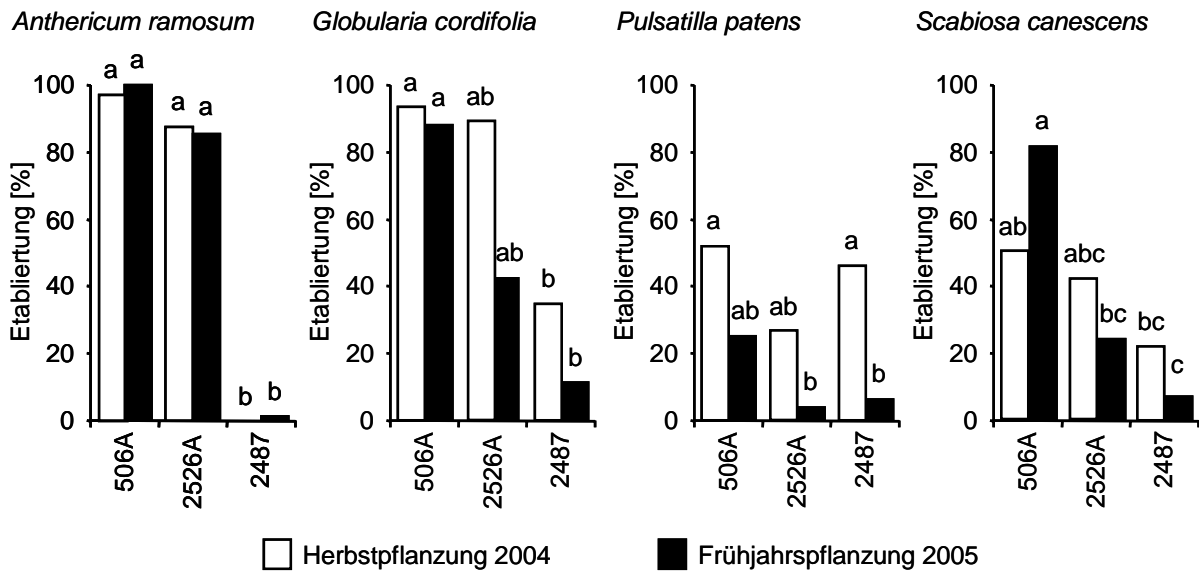


Abb. 4: Anteil etablierter Individuen der Herbstpflanzung 2004 und der Frühjahrspflanzung 2005 von *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* auf den Bodenabtragsflächen 506A und 2526A sowie auf der Fläche ohne Bodenabtrag 2487. 100% entsprechen 9 Pflanzen pro 1 m². Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) (für jedes Diagramm getrennt zu lesen), n.s.: nicht signifikant.

Tab. 4: Einfluss des Pflanzzeitpunkts und der Untersuchungsfläche auf die Etablierung der Arten. Angegeben ist der H-Wert und die Signifikanz p der Kruskal-Wallis-ANOVA. Fett gedruckte Werte sind signifikant $p < 0,05$.

	Anthericum ramosum	Globularia cordifolia	Pulsatilla patens	Scabiosa canescens
Pflanzzeitpunkt	H= 0,80 p = 0,37	H= 1,61 p = 0,21	H= 14,02 p = 0,0002	H= 0,004 p = 0,95
Untersuchungsflächen	H= 36,01 p = 0,0000	H= 16,71 p = 0,0000	H= 0,02 p = 0,87	H= 10,96 p = 0,0009

Tab 5: Anteil etablierter Individuen und prozentualer Verlust von Pflanzen von *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* durch Trockenheit und Tiere auf den Bodenabtragsflächen 506A und 2526A sowie auf der Fläche ohne Bodenabtrag 2487.

	<i>A. ramosum</i>		<i>G. cordifolia</i>		<i>P. patens</i>		<i>S. canescens</i>	
	Herbst	Frühjahr	Herbst	Frühjahr	Herbst	Frühjahr	Herbst	Frühjahr
Flurstück 506A (Bodenabtrag)								
Etablierte Individuen [%]	97,2	100,0	93,0	87,5	51,4	25,0	50,0	81,9
Verlust durch Tiere [%]	0	0	0	0	0	0	0	4,2
Verlust durch Trockenheit [%]	1,4	0	6,9	12,5	48,6	75,0	50,0	13,9
Flurstück 2526A (Bodenabtrag)								
Etablierte Individuen [%]	87,5	85,2	88,9	42,0	26,4	3,7	45,8	26,4
Verlust durch Tiere [%]	0	0	0	0	0	0	0	1,4
Verlust durch Trockenheit [%]	4,2	0	11,1	52,8	72,2	95,8	52,8	72,2
Flurstück 2487								
Etablierte Individuen [%]	0	1,4	34,7	11,1	45,8	6,3	23,6	6,9
Verlust durch Tiere [%]	66,7	97,2	5,6	38,8	12,5	20,8	76,4	93,1
Verlust durch Trockenheit [%]	33,3	1,4	59,7	37,5	41,7	72,9	0	0

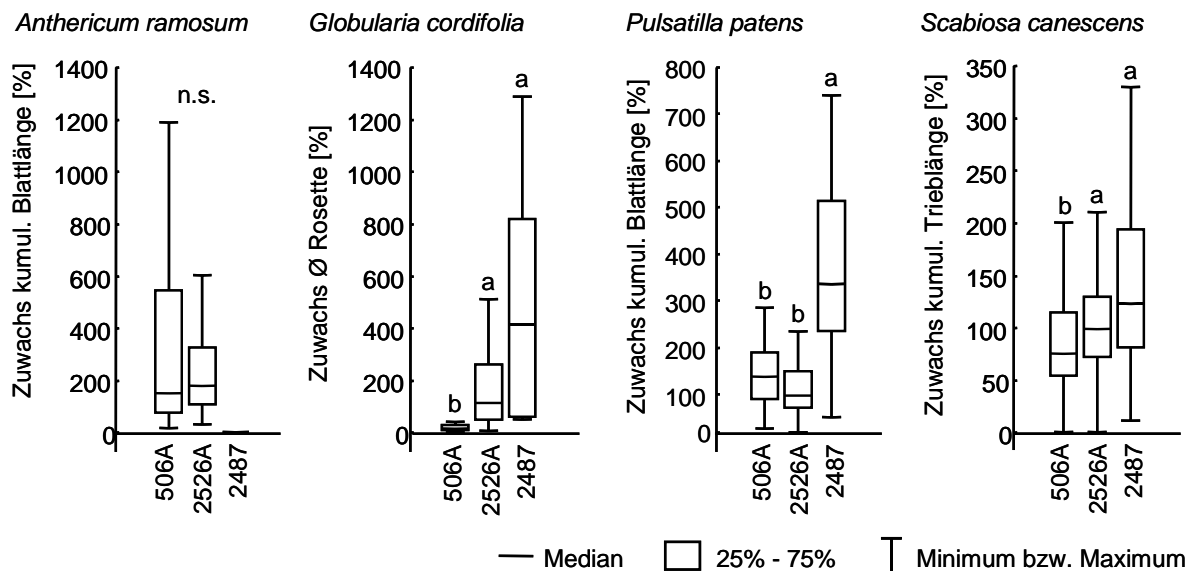


Abb. 5: Veränderung phänometrischer Parameter als Maß für den Größenzuwachs der untersuchten Pflanzenarten vom Juli 2005 bis Juli 2006 auf den Untersuchungsflächen mit Bodenabtrag 506A und 2526A sowie auf der Fläche ohne Bodenabtrag 2487. Dargestellt sind der Zuwachs der kumulativen Blattlänge von *Anthericum ramosum* und *Pulsatilla patens*, der Zuwachs des Rosettendurchmessers von *Globularia cordifolia* und der Zuwachs der kumulativen Trieblänge (Haupttrieb + Seitentriebe) von *Scabiosa canescens*

Kostenkalkulation

Die Kostenkalkulation zeigt deutlich, dass die Pflanzung wesentlich teurer ist als die Ansaat (Tab. 6). Dabei kann die Pflanzung inklusive Bewässerung und Schutzmassnahmen den Preis der Ansaat um das 50- bis 100-fache überschreiten. Die Preisspanne für die Produktion des Saatguts und der Pflanzen ist deshalb so weit, da der Preis stark von dem Aufwand während der Samengewinnung und der Anzucht der Pflanzen sowie der Art der Ausbringung des Saatguts bzw. der Pflanzen auf den Renaturierungsflächen abhängt.

Tab. 6: Kostenkalkulation der Ansaat (6a) und der Pflanzung (6b).

Tab. 6: Kostenkalkulation der Ansaat (6a) und der Pflanzung (6b).

6a: Ansaat		Preisspanne	Mittlerer Preis pro 1 m ²	Mittlerer Preis pro 1000 m ²
Saatgut	1 m ² (0,5 bis 1kg/ha)	0,04 – 0,10 €	0,07 €	70,00 €
Ansaat	1 m ²	0,06 – 0,10 €	0,08 €	80,00 €
Summe				150,00 €

6b: Pflanzung		Preisspanne	Mittlerer Preis pro 1 m ²	Mittlerer Preis pro 1000 m ²
Pflanze inkl. Pflanzung	1 Stück / m ²	1,00 – 2,50 €	1,75 €	1750 €
	4 Stück / m ²	4,00 – 10,00 €	7,00 €	7000 €
Bewässerung 10 Tage	1 m ²	3,00 – 5,00 €	4,00 €	4000 €
Vogelschutznet z	1 m ²	0,60 €	0,60 €	600 €
Summe bei Pflanzung von 1 Stück / m ²				6 350,00 €
Summe bei Pflanzung von 4 Stück / m ²				11 600,00 €

DISKUSSION

Renaturierungserfolge durch Ansaat und Pflanzung

Um zusätzlich zu herkömmlichen, effizienten Wiederansiedlungsmethoden, wie z.B. der Mähgutübertragung, schwer übertragbare Arten auf Renaturierungsflächen anzusiedeln, wird die Ansaat oder Anpflanzung gärtnerisch vorkultivierter Individuen empfohlen (PFADENHAUER & KLÖTZLI 1996, WIESINGER et al. 2003). Die Ansaat eignet sich nach ANDERLIK-WESINGER (2002) vor allem für Pflanzenarten mit einer hohen Keimfähigkeit und einer schnellen Keimung. Von den vier untersuchten Arten weist unter Laborbedingungen nur *Scabiosa canescens* eine hohe Keimrate um 80% auf, *Pulsatilla patens* erreichte eine mittlere

Keimrate von etwa 40% (Kapitel 4). Beide Arten keimten auch im Gelände am besten. Als Gründe für die dennoch geringen Keimungs- und Überlebensraten sind für die Bodenabtragsflächen vor allem extreme Temperaturen und Trockenheit zu nennen. Diese Faktoren waren auch in Steinbrüchen entscheidend für den Erfolg von Ansaaten (TRÄNKLE 1997). Hohe Temperaturen führen auf ungeschützten und steinigen Böden mit geringem Feinbodenanteil dazu, dass die Keimung ausbleibt bzw. junge Keimlinge sofort wieder absterben, wie es bei den *Scabiosa*-Keimlingen auf der Bodenabtragsfläche 2526A der Fall war. Auf Bodenabtragsflächen, auf denen sich durch frühere Mähgutübertragung bereits eine Vegetationsdecke etabliert, wie auf dem Flurstück 506A, kann aber auch eine dichte und hohe Moosschicht einen negativen Einfluss auf die Keimung und Etablierung von Magerrasenarten haben (JESCHKE & KIEHL eingereicht). Das Rechen vor der Ansaat hatte in der vorliegenden Untersuchung zwar nur einen geringfügigen Einfluss auf die Deckung der Moose, dabei wurden jedoch kleine vegetationsfreie Lücken geschaffen, die dazuführten, dass sich hier - im Gegensatz zu den ungerechten Flächen - alle Keimlinge etablieren konnten. Diese Kombination aus Vegetationslücken und Schutzstellen (vgl. RYSER 1993) war für die erfolgreiche Etablierung aller Arten, insbesondere aber für *Pulsatilla* und *Scabiosa*, die beste Variante. Ähnliche Beobachtungen konnten auch bei der Etablierung von *Pulsatilla patens* auf einer Bodenabtragsfläche im NSG „Garchinger Heide“ gemacht werden (Kapitel 3). HUTCHINGS & BOOTH (1996b) fanden bei einem Ansaatexperiment heraus, dass sich Keimlinge besser auf Flächen mit höherer Vegetationsdeckung, aber geringer Vegetationshöhe etablieren konnten als auf vegetationslosen Flächen, da die Vegetation Temperaturschwankungen ausgleicht und den Boden vor dem Austrocknen schützt. Auf tiefgründigen, nährstoffreichen Böden, wie auf dem Flurstück 2487, wirkt sich dagegen vermutlich die Beschattung durch konkurrenzstarke höherwüchsige Pflanzen negativ auf die Keimung aus (vgl. TRÄNKLE 1997), da alle in der vorliegenden Arbeit untersuchten Arten Licht für die Keimung benötigen (Kapitel 4). Auch die Etablierung der wenigen Keimlinge wird auf nährstoffreichen Böden durch die Konkurrenz um Licht, Wasser und Nährstoffe erschwert (vgl. HUTCHINGS & BOOTH 1996b). Durch den Bodenabtrag auf den anderen beiden Flächen wurde der Nährstoffgehalt des Bodens dagegen erheblich gesenkt und ein Großteil der Samenbank und somit auch viele unerwünschte Arten entfernt (KIEHL et al. 2003, THORMANN et al. 2003).

Die Pflanzung erlaubt die schnelle Etablierung von Arten mit einer geringen Keimrate und einer langsamen Jugendentwicklung (HUTCHINGS & BOOTH 1996a, VERGEER 2005). Für alle vier untersuchten Arten war die Ansiedlung durch Pflanzung deshalb wesentlich erfolgreicher als durch Ansaat. Der Zeitpunkt der Pflanzung hatte dabei lediglich auf die Etablierung von *Pulsatilla* einen signifikanten Einfluss. Bei dieser Art vertrockneten viele Individuen der Frühjahrspflanzung trotz Bewässerung in der kurzen trockenen Periode nach der Pflanzung, da ihre relativ großen Blätter viel transpirieren. Ähnliche Beobachtungen konnten auch bei der nah verwandten Art *Pulsatilla vulgaris* in Großbritannien gemacht werden, welche sogar im etablierten Zustand durch anhaltende Trockenheit im Sommer stark geschädigt wird (WELLS & BARLING 1971). Die trockene Periode im Anschluss an die Herbstpflanzung wirkte sich nicht so gravierend auf die Etablierung der *Pulsatilla*-Individuen aus, da durch die kurzen Tage die Pflanzen ihre Stomata früher schlossen (vgl. LARCHER 2003) und somit die

tägliche Transpiration stark minimiert wurde. Zudem waren alle Pflanzen Mitte November vollständig eingezogen, so dass keinerlei Transpiration mehr stattfand. Aus diesen Gründen ist prinzipiell von einer Frühjahrspflanzung von *Pulsatilla patens* abzuraten. Zu ähnlichen Ergebnissen gelangte auch UNTERASINGER (2002) für die Pflanzung der verwandten Art *Pulsatilla oenipontana*. Nur bei intensiver Bewässerung im Frühjahr und Sommer, über einen längeren Zeitraum und evtl. mehrmals täglich, wäre eine Frühjahrspflanzung von *Pulsatilla patens* erfolgreich. Die meisten *Scabiosa*-Pflanzen vertrockneten ohne Unterschied der Pflanzzeitpunkte auf den Abtragsflächen. Auf der Abtragsfläche 506A konnte sich *Scabiosa* aber besser etablieren als auf 2526A, vermutlich weil die Pflanzen hier aufgrund des länger zurückliegenden Mähgutauftrags durch Gefäßpflanzen und Moose besser vor Austrocknung geschützt waren und sich der Boden hier weniger aufheizte (VAN TOOREN 1988, RYSER 1993). Auch *Globularia* konnte sich durch das Vorhandensein der Schutzstellen auf der Abtragsfläche 506A am besten etablieren. Die schmalblättrigen Pflanzen von *Anthericum* waren aufgrund ihrer geringeren Transpirationsfläche kaum vom Vertrocknen betroffen. Der Oberbodenabtrag hatte aber trotz der Trockenheit hier auf den Erfolg der Pflanzung von *Anthericum*, *Globularia* und *Scabiosa* einen positiven Einfluss, da die Konkurrenz durch hochwüchsige Arten vermindert war. Eine Studie von DAVIES et al. (1999) zeigte, dass die Mortalitätsrate von ausgepflanzten Magerrasenarten mit zunehmendem Nährstoffgehalt des Bodens und steigender Produktivität der Magerrasen zunahm. Die überlebenden Pflanzen aller Arten, besonders aber von *Globularia* und *Pulsatilla*, entwickelten sich allerdings auf der Fläche 2487 ohne Bodenabtrag besser als auf den Abtragsflächen, da die höheren Bodennährstoffgehalte und die bessere Wasserverfügbarkeit, zu einem erhöhten Pflanzenwachstum führten.

Auf der Fläche 2487 ohne Bodenabtrag kam es zu einem enormen Verlust von Pflanzen durch die Schädigung durch Tiere. Besonders die beiden hoch wachsenden Arten *Anthericum* und *Scabiosa* waren davon betroffen. Die Pflanzen der Herbstpflanzung wurden dabei hauptsächlich durch Saatkrähen mit Ballen herausgerissen und die der Frühjahrspflanzung durch Mäuse abgebissen. Mit geeigneten Zäunen und Netzen während der Etablierungsphase der Pflanzen könnten hier sicherlich bessere Erfolge erzielt werden.

Nutzen – Kosten Abgleich

Die Ergebnisse unsere Untersuchung zeigen, dass die Pflanzung wesentlich erfolgreicher war als die Ansaat. Die Pflanzung ist in der Praxis jedoch auch um das 100-fache teurer. Daher stellt sich die Frage, ob sich dieser finanzielle Aufwand lohnt. Samen lassen sich einfacher und billiger in großer Zahl auf Renaturierungsflächen einbringen, was die Chance einer hohen genetischen Variabilität innerhalb der angesiedelten Population deutlich erhöht (vgl. VERGEER 2005). Samen benötigen aber auch spezifische Keimungsbedingungen und wenn diese nicht gegeben sind oder geschaffen werden können, ist der Erfolg der Maßnahme sehr gering. Außerdem benötigen Keimlinge besonders in dichter Vegetation meist mehrere Jahre, um sich zu etablieren und schließlich als ausgewachsene Pflanzen zu reproduzieren. Um den Erfolg von Ansaatmaßnahmen zu verbessern, kann im Folgejahr nochmals per Hand nachgesät werden. Dadurch können zum einen jahresklimatisch

bedingte Variation der Lebens- und Keimfähigkeit der Samen und zum anderen schlechte Keimungsbedingungen im Ausbringungsjahr ausgeglichen werden. Die höheren Kosten werden dann durch den verbesserten Renaturierungserfolg aufgewogen. Für *Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* sollte eine Ansaat jedoch nur auf Flächen mit Oberbodenabtrag durchgeführt werden, da auf Nichtabtragsflächen, die Konkurrenz starkwüchsiger Arten zu hoch ist. *Globularia cordifolia* eignet sich dagegen auf Grund der extrem geringen Keimraten nicht für die Ansaat, lässt sich aber durch Pflanzung etablieren. Wie neuere Untersuchungen zeigen, lässt sich die Art aber auch durch Rechgut übertragen (JESCHKE & KIEHL in prep.). Da die Pflanzung wesentlich teurer ist, sollte sie nur bei Arten durchgeführt werden, die kaum oder gar nicht keimen oder von denen nicht genug Saatgut zur flächendeckenden Ansaat zur Verfügung steht (vgl. HUTCHINGS & BOOTH 1996a, VERGEER 2005). Für Pflanzenarten, die sich gut ausbreiten, empfehlen wir in lückigen Pflanzenbeständen eine Mindestpflanzdichte von 1 Pflanze pro 1 m² (vgl. PATZELT 1998) und für weniger ausbreitungsstarke Arten sowie in dichteren Beständen eine Mindestdichte von 4 Pflanzen pro 1 m². Die notwendige Gesamtindividuenzahl pro Fläche für die Initialisierung einer überlebensfähigen Population ist abhängig von einer Reihe von Artmerkmalen, wie z.B. Langlebigkeit, Wuchsform, Art der Vermehrung und Stabilität des Lebensraums (PAVLIK 1996). Als minimale Populationsgröße für dauerhaft überlebensfähige Populationen von *Anthericum*, *Globularia*, *Pulsatilla* und *Scabiosa* empfehlen wir nach PAVLIK (1996) 800 bis 1200 Individuen.

Insgesamt sollten beide Maßnahmen, wie schon oben erwähnt, lediglich als Ergänzung zur Mähgutübertragung stattfinden, um zusätzlich auch früh- und spätblühende, sowie Arten mit hohen Keimungs- und Etablierungsansprüchen zu übertragen, so dass somit ein relativ vollständiges Arteninventar auf den Renaturierungsflächen erreicht wird. Auf Flächen mit Oberbodenabtrag ist in den ersten Jahren nach der Mähgutaufbringung und ergänzenden Saat bzw. Pflanzung nur ein geringes Pflegemanagement zur Entfernung eventuell aufkommender Gehölze notwendig. Auf Renaturierungsflächen ohne Bodenabtrag ist jedoch eine regelmäßige Pflegemahd erforderlich, um den Aufwuchs konkurrenzstarker Arten zu mindern (vgl. THORMANN et al. 2003, KIEHL & PFADENHAUER 2007).

DANKSAGUNG

Ich danke dem Heideflächenverein Münchner Norden e.V. und Johann Krimmer für die Bereitstellung des Saatguts und der Hilfe bei der Anzucht der Pflanzen sowie die fachliche Beratung und tatkräftige Unterstützung bei der Durchführung und Auswertung der Versuche. Auch möchte ich Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer für die hilfreichen Diskussionen und Problemlösungen danken. Außerdem danke ich der Hanns-Seidel-Stiftung und dem Heideflächenverein Münchner Norden e.V. für die ideelle und finanzielle Förderung.

LITERATUR

- Anderlik-Wesinger, G., 2002. Spontane und gelenkte Vegetationsentwicklung auf Rainen. Untersuchungen zur Effizienz verschiedener Methoden der Neuanlage. *Agrarökologie* 43.
- Berg, M., 2001. Das Artenhilfsprogramm für endemische und stark bedrohte Pflanzenarten Bayerns. *Schriftenreihe des Bayerischen Landesamts für Umwelt* 156, 19-88.
- Council of the European Communities, 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal L* 206, 22/07/1992, 7-50.
- Davies, A., Dunnett, N.P., Kendle, T., 1999. The importance of transplanted size and gap width in the botanical enrichment of species-poor grassland in Britain. *Restoration Ecology* 7, 271-280.
- Häckel, H., 1999. *Meteorologie*. 4. Aufl. Ulmer Verlag, Stuttgart
- Hölzel, N., Otte, A., 2003. Restoration of a species-rich flood-meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science* 6, 131-140.
- Hutchings, M.J., Booth, K.D., 1996a. 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. *Journal of Applied Ecology* 33, 1171-1181.
- Hutchings, M.J., Booth, K.D., 1996b. Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. II. Germination and early survivorship of seedlings under different management regimes. *Journal of Applied Ecology* 33, 1182-1190.
- Kiehl, K., Thormann, A., Pfadenhauer, J., 2003. Nährstoffdynamik und Phytomasseproduktion in neu angelegten Kalkmagerrassen auf ehemaligen Ackerflächen. In: Pfadenhauer, J., Kiehl, K., (Hrsg.) *Renaturierung von Kalkmagerrasen* *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 39-71.
- Kiehl, K., Thormann, A., Pfadenhauer, J., 2006. Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. *Restoration Ecology* 14, 148-156.
- Kiehl, K., Pfadenhauer, J., 2007. Establishment and long-term persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology* 189, 31-48.
- Kirmer, A., 2004. *Methodische Grundlagen und Ergebnisse initiiertes Vegetationsentwicklung auf xerothermen Extremstandorten des ehemaligen Braunkohlentagebaus in Sachsen-Anhalt*. *Dissertationes Botanicae* 385.
- Korneck, D., Schnittler, M., Vollmer, I., 1996. *Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 28.
- Larcher, W., 2003. *Physiological Plant Ecology*, 4th Ed. Springer, Berlin.
- Lippert, W., 1989. Die Garchinger Heide und ihre Pflanzenwelt. In: Gemeinde Eching, Landkreis Freising (Hrsg.): *Garchinger Heide, Echinger Lohe, Naturschutzgebiete in der*

- Gemeinde Eching, Landkreis Freising. Bruckmann Verlag und Druck GmbH, München, 27-38.
- Miller, U., 1998. Renaturierung von Kalkmagerrasen: Demographische Differenzierung ausgewählter Kalkmagerrasenarten bei künstlicher Ansiedlung auf einer Ackerbrache. Herbert Utz Verlag, München.
- Patzelt, A., 1998. Vegetationsökologische und populationsbiologische Grundlagen für die Etablierung von Magerwiesen in Niedermooren. *Dissertationes Botanicae* 297.
- Pavlik, B.M., 1996. Defining and measuring success. In: Falk, D.A., Millar, C.I., Olwell, M. (eds.). *Restoring Diversity*. Island Press, Washington D.C., Covelo, California, 127-155.
- Pfadenhauer, J., Kiehl, K., 2003. Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* 55.
- Pfadenhauer, J., Fischer, F.P., 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. *Angewandte Landschaftsökologie* 32.
- Pfadenhauer, J., Lösch, R., Joas, C., 2000b. 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. *Angewandte Landschaftsökologie* 32, 19-35.
- 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. *Angewandte Landschaftsökologie* 32, 37-87.
- Pfadenhauer, J., Klötzli, F., 1996. Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems, an overview. *Vegetatio* 126, 101-115.
- Poschlod, P., Bakker, J., Bonn, S., Fischer, S., 1996. Dispersal of plants in fragmented landscapes. In: Settele J., Margules, C.R., Poschlod, P., Henle, K. (Hrsg.), *Species survival in fragmented landscapes*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 123-127.
- Ryser, P., 1993. Influence of neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. *Journal of Vegetation Science* 4, 195-202.
- Scheuerer, M.R., Ahlmer, W., 2003. Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. *Schriftenreihe des Bayerischen Landesamts für Umwelt* 165.
- Schlichting, E., Blume, H-P., Stahr, K., 1995. *Bodenkundliches Praktikum: eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler*. 2. Auflage. Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin.
- Statsoft, INC., 2004. *STATISTICA für Windows*. Version 6. Tulsa.
- Stevenson, M.J., Bullock, J.M., Ward, L.K., 1995. Re-creating semi-natural communities: Effect of sowing rate on establishment of calcareous grassland. *Restoration Ecology* 3, 279-289.

- Stevenson, M.J., Ward, L.K., Pywell, R.F., 1997. Re-creating semi-natural communities: vacuum harvesting and hand collection of seeds on calcareous grassland. *Restoration Ecology* 5, 66- 76.
- Thormann, A., Kiehl, K., Pfadenhauer, J., 2003. Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsmaßnahmen auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen. In: Pfadenhauer, J., Kiehl, K., Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 73-106.
- Tränkle, U., 1997. Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen in Südwestdeutschland und neue Ansätze für eine standorts- und naturschutzgerechte Renaturierung. In: Poschlod, P., Tränkle, U., Böhmer, J., Rahmann H. (Hrsg.), *Steinbrüche und Naturschutz – Sukzession und Renaturierung*, Ecomed, Landsberg, 1-330.
- Unterasinger, R., 2002. Populationsgröße, Wiederansiedelung und Konkurrenzverhalten von *Pulsatilla oenipontana* Dalla Torre & Sarnthein. Diplomarbeit an der Universität Innsbruck.
<http://homepage.univie.ac.at/romed.unterasinger/diplomarbeit.html>, 28.11.2006
- Van Tooren, B.F., 1988. The fate of seeds after dispersal in chalk grassland: the role of the bryophyte layer. *Oikos* 53, 41-48.
- Vergeer, P., 2005. Introduction of threatened species in a fragmented and deteriorated landscape. Dissertation Radboud Universiteit Nijmegen.
- VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten), 2002. Methodenbuch Band I.: Die Untersuchung von Böden. 3. Teillieferung A 6.2.1.1. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- Wells, T.C.E., Barling, D.M., 1971. Biological flora of the British Isles. *Pulsatilla vulgaris* Mill. (*Anemone pulsatilla* L.). *Journal of Ecology* 59, 275-292.
- Wiesinger, K., Joas, C., Burkhardt, I., 2003. Zehn Jahre Heideprojekt Münchner Norden - Umsetzung und Praxiserfahrung. In: Pfadenhauer, J., Kiehl, K., Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 261-288.

KAPITEL 6

**SPECIES RESPONSE TO DIFFERENT MOWING REGIMES
– A CLIPPING EXPERIMENT**

SPECIES RESPONSE TO DIFFERENT MOWING REGIMES

– A CLIPPING EXPERIMENT

ABSTRACT

In this study we observed the clipping tolerance of *Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens* and *Scabiosa canescens* as well as of the calcareous grassland grasses *Brachypodium rupestre* and *Bromus erectus* in a green house experiment. We proved following treatments: one-cut, two-cut and control (no cut). *Anthericum ramosum* appeared to be less clipping tolerant than *Pulsatilla patens* and *Scabiosa canescens*. The species could compensate clipped aboveground biomass, but at the cost of reduced generative reproduction - clipped inflorescences could not be renewed. *Scabiosa canescens* could not compensate for lost biomass, but a higher clipping frequency enhanced clonal reproduction. *Pulsatilla patens* was not affected by clipping. Because the species develops early in the year, it was concluded, that *Pulsatilla patens* is able to prevent disturbance by seasonal avoiding. For both grasses regrowth was strongly enhanced after the first cut and clipping could be compensated, but not after the second one. In conclusion, a one-cut treatment was recommended for the management of calcareous grasslands.

INTRODUCTION

During the coevolution of herbivores and plants, plant species developed different strategies to cope with disturbance. After partial defoliation biomass loss can be undercompensated, compensated or overcompensated by plant regrowth (MC NAUGHTON 1982, BELSKY 1986, CRAWLEY 1997). One possibility of regrowth is the activation of meristems after removal or damage of vegetative or floral meristems (reviewed in TIFFIN 2000). So, plants can increase the number of shoots, leaves, inflorescences, roots and rosettes (reviewd in BELSKY 1986, HARTEMINK et al. 2004), but many of these increases are either short-lived or at the expense of other parts of the plant (BELSKY 1986). The potential of regrowth depends mostly on the time of disturbance (CRAWLEY 1997). Disturbance events early in the growing season let a greater chance for regrowth than late season disturbance. Different plant species, however, show different responses to defoliation. Therefore, it is difficult to define an optimal management of species rich plant communities, e.g. in semi-natural grasslands.

During the restoration of calcareous grasslands on former arable fields with nutrient rich soils the establishment of target species can be hampered by the dominance of tall species of the association *Arrhenatheretum* (DAVIES et al. 1999, KIEHL & WAGNER 2006, KIEHL & PFADENHAUER 2007). Furthermore, increased nitrogen deposition can cause dominance of competitive *Mesobromion*-grass species, especially *Brachypodium pinnatum* throughout the whole distribution area of calcareous grasslands in Western Europe with a negative effect on plant species richness (BOBBINK & WILLEMS 1987, Bobbink et al. 1998). One possibility to reduce the dominance of tall species of the *Arrhenatheretum* and *Mesobromion* as well as to impoverish nutrient-rich soils is to increase the mowing frequency in ancient and newly restored calcareous grasslands. Most target species of calcareous grasslands, however, might be negatively affected by an intensified mowing regime (e.g. QUINGER 2002). Therefore, it is necessary to know how target species of the calcareous grasslands (e.g. KIEHL & PFADENHAUER 2007) as well as unwanted species respond to different mowing regimes. In our study we addressed the following questions: (1) What is the effect of different clipping frequencies on the biomass regrowth of three rare calcareous grassland species (*Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens*, *Scabiosa canescens*) and two potentially dominant grass-species (*Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus*)? (2) What is the effect of clipping on generative reproduction and clonal growth of these species?

METHODS

Study species

For our study we chose five perennial species of calcareous grasslands. The monocotyle forb species *Anthericum ramosum* L. (Anthericaceae) flowers from July till August (ROSQUIST 2001) and shows vegetative growth by a rhizome which can build several shoots (KUTSCHERA & LICHTENEGGER 1982). The dicotyle *Pulsatilla patens* (L.) MILL.

(Ranunculaceae) flowers in early spring (mid-April – mid-May). A second flower in autumn can occur occasionally. The species can spread vegetatively through branching of the vertical root system (WILDEMAN & STEEVES 1982). For the closely related species *P. vulgaris* Mill. WELLS & BARLING (1971) reported the building of new rosettes near the parent plant from belowground organs. The dicotyle *Scabiosa canescens* Waldst. & Kit. (Dipsacaceae) flowers from July to September (OBERDORFER 2001). The species is able to reproduce vegetatively by building several daughter rosettes on long tillers (field observations). The grass *Brachypodium pinnatum* (L.) P. Beauv. (Poaceae) flowers from June till August (OBERDORFER 2001) and shows a high vegetative reproduction by root tillers (KUTSCHERA & LICHTENEGGER 1982). *Bromus erectus* Huds. (Poaceae) flowers from May till July (OBERDORFER 2001) and the species builds tussocks by short aboveground tillers, but a vegetative spread does not occur (KUTSCHERA & LICHTENEGGER 1982).

Plant material

Seeds of *Anthericum*, *Pulsatilla* and *Scabiosa* were harvested in 2004 from mother plants, which were cultivated from seeds collected in the nature reserve “Garching Heide” north of Munich (Germany, 48°18'N, 11°39'E). The seeds of *Brachypodium* had been collected in 2005 in the surrounding of Freising (Germany) and the seeds of *Bromus* near Freinhausen (Germany).

The seeds of *Anthericum*, *Pulsatilla* and *Scabiosa* were sown in January 2004 and nettled after three months. The plants overwintered in an unheated greenhouse. In May 2005 one individual per pot was planted in standard potting soil and grown in the greenhouse. Seeds of *Brachypodium* and *Bromus* were sown in January 2006 and nettled two months latter. Also one individual per pot was planted in standard potting soil in May 2006 and grown in the greenhouse until start of the experiment in June 2006.

Clipping experiment

To study species response to different mowing regimes, a clipping experiment was carried out in the greenhouse. 20 plants per treatment of *Anthericum* and *Scabiosa* were clipped in summer 2005. The plants of *Pulsatilla* were not enough developed at that time, so the species was clipped together with *Brachypodium* and *Bromus* in summer 2006, each of the species with 12 plants per treatment. Three clipping treatments were applied: (0) control – no clipping, (1) clipping once, (2) clipping twice (clipping 3 cm above soil surface). The first cut was made in the middle of June and the second cut was carried out four weeks after the first. Another four weeks later, all plants of all three treatments were harvested directly above soil surface. Before cutting the number and length of shoots (*Scabiosa*) or leaves respectively (all other species), the number of flowers/inflorescences and the number of clonal reproductive organs (new daughter rosettes of *Scabiosa*) were counted. Clipped biomass of all cuts was dried at 60°C and weighed. Two weeks after the final harvest belowground biomass of *Anthericum* and *Pulsatilla* was washed out and clonal buds were counted. After that, the roots were dried and weighed. It was not possible to wash out belowground biomass of

Scabiosa, *Brachypodium* and *Bromus* without severe losses, because of the very fine and dense root system.

Data analysis

A Kruskal-Wallis-ANOVA was used, followed by a nonparametric test for multiple comparisons of mean ranks to analyse differences between the aboveground biomass after final harvest of the three clipping treatments of all species (SIEGEL UND CASTELLAN 1988 in STATSOFT 2004). Also the differences between the belowground biomass after final harvest of the three treatments of *Anthericum* and *Pulsatilla* were tested. In the same way we analysed the differences between the number of leaves/shoots and the cumulative leave/shoot length as well as the number of generative and clonal reproduction organs of each plant per treatment of all species.

RESULTS

Biomass

At the end of the experiment, aboveground biomass of all five plant species decreased with increasing clipping frequency (Fig. 1). Total aboveground biomass produced during the experiment (including clipped biomass) did not differ between treatments for *Anthericum* and *Pulsatilla*, but was negatively affected by clipping both for *Scabiosa*, *Brachypodium* and *Bromus*. Clipping had a significantly negative effect on belowground biomass of *Anthericum*, but not for *Pulsatilla*.

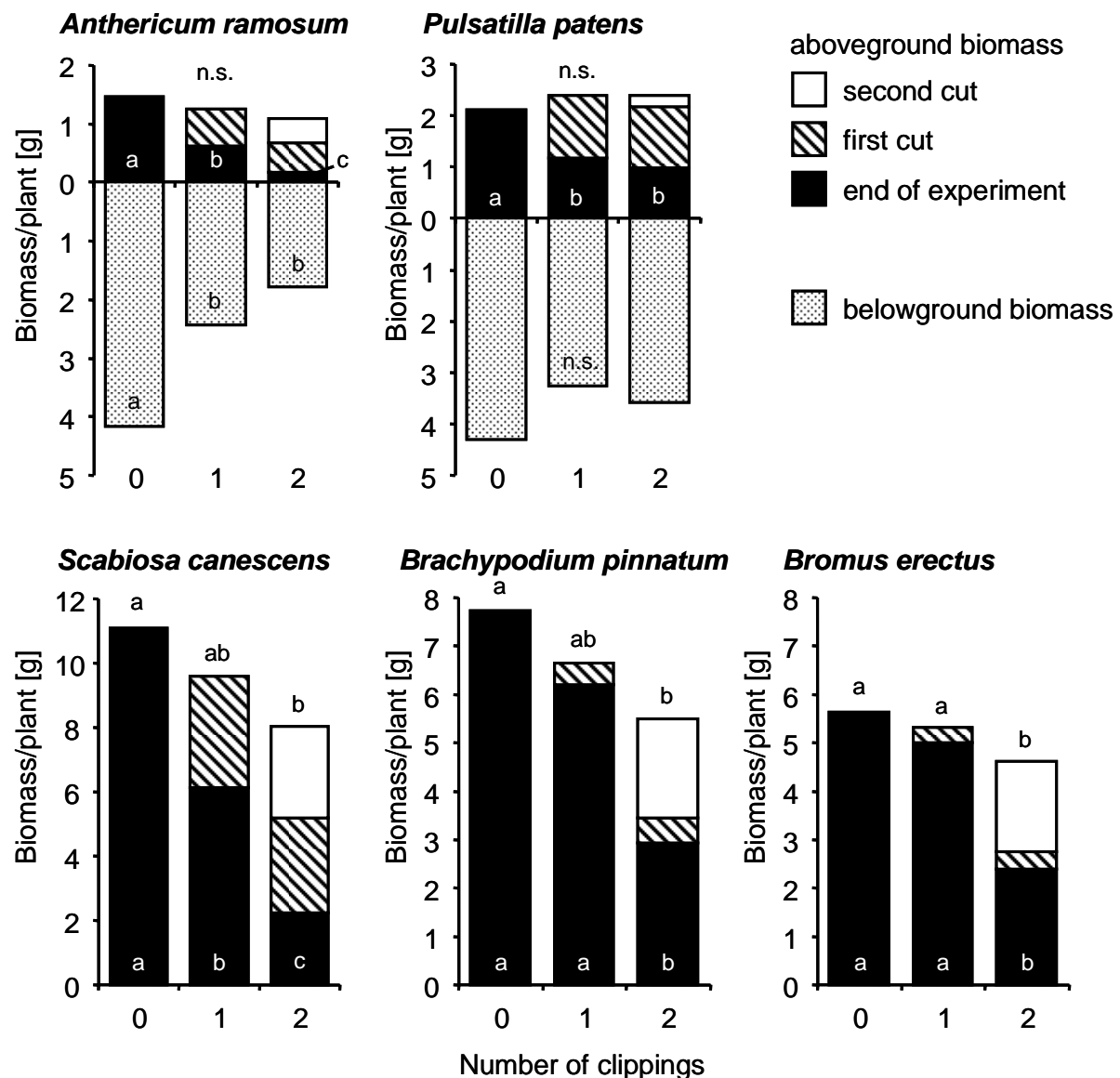


Fig. 1: Biomass per plant (dry weight in g) of *Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens*, *Scabiosa canescens*, *Brachypodium pinnatum* and *Bromus erectus*. Aboveground biomass was measured after every cut for all species, belowground biomass was measured two weeks after final harvest only for *Anthericum ramosum* and *Pulsatilla patens*. 0 = control, 1 = clipping once, 2 = clipping twice. Different letters show significant differences of $P < 0.05$, n.s. = not significant. Note the different scales.

Leaves respectively shoots

Clipping had no effect on the number of leaves of *Anthericum*, *Brachypodium* and *Bromus*. In contrast, both clipping once and twice led to a significant reduction of the number of leaves of *Pulsatilla* and of the number of shoots of *Scabiosa* (Tab. 1).

Clipping once did already reduce the cumulative leaf length of *Anthericum* at the end of the experiment (Fig. 2). The cumulative leaf length of *Pulsatilla*, *Brachypodium* and *Bromus* as well as the cumulative shoot length of *Scabiosa* was harmed not until the second cut.

Tab. 1: Number of leaves per plant of *Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens*, *Brachypodium pinnatum* and *Bromus erectus* as well as number of shoots per plant of *Scabiosa canescens* at the end of the experiment. Different letters show significant differences of $P < 0.05$, n.s. = not significant, to be read for each row separately.

	n	control	clipping once	clipping twice	P
<i>Anthericum ramosum</i> No. of leaves	20	5.8	6.6	6.6	n.s.
<i>Pulsatilla patens</i> No. of leaves	12	59.4 a	37.1 b	37.7 b	$P = 0.044$
<i>Scabiosa canescens</i> No. of shoots	20	6.7 a	8.6 b	2.9 b	$P = 0.005$
<i>Brachypodium pinnatum</i> No. of leaves	12	259.4 a	299.3 a	188.9 b	$P = 0.016$
<i>Bromus erectus</i> No. of leaves	12	107.2	134.2	115.0	n.s.

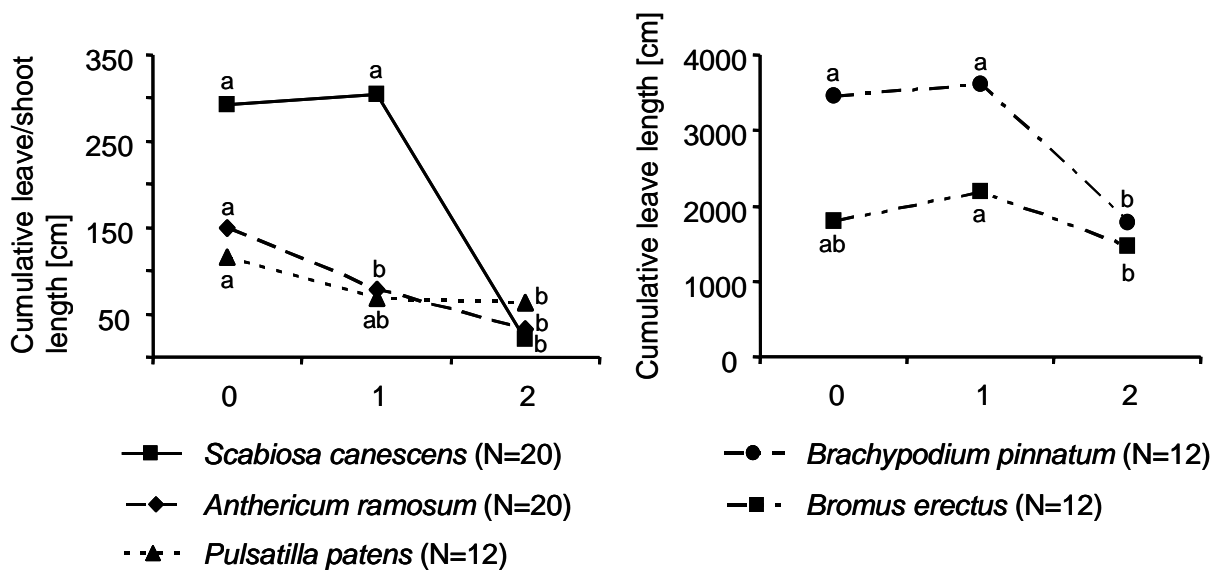


Fig. 2: Cumulative leaf length of *Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens*, *Brachypodium pinnatum* and *Bromus erectus* as well as cumulative shoot length of *Scabiosa canescens* at the end of the experiment (values per plant in cm). Different letters indicate significant differences of $P < 0.05$ (to be read for each species separately). Note the different scales.

Reproductive organs

Clipping twice had a negative effect on the formation of rhizome buds of *Anthericum*, but not for *Pulsatilla* (Fig. 3). In contrast, clonal reproduction by formation of daughter rosettes of *Scabiosa* was enhanced by clipping twice. *Brachypodium* did not build up new rhizomes until the end of the experiment.

Clipping once reduced the number of flowers of *Anthericum* and *Scabiosa* significantly and after clipping twice hardly any flowers did regrow (for *Anthericum* none). *Pulsatilla* flowered already before the start of the experiment, but in the two weeks between the final harvest of the above ground biomass and the harvest of the below ground biomass some plants were able to produce a second flower. *Bromus* set inflorescences in all treatments similarly at the end of the experiment before final harvesting. For both *Pulsatilla* and *Bromus* the experimental treatments had no effect on the number of generative organs. *Brachypodium* did not produce any flowers until the end of the experiment.

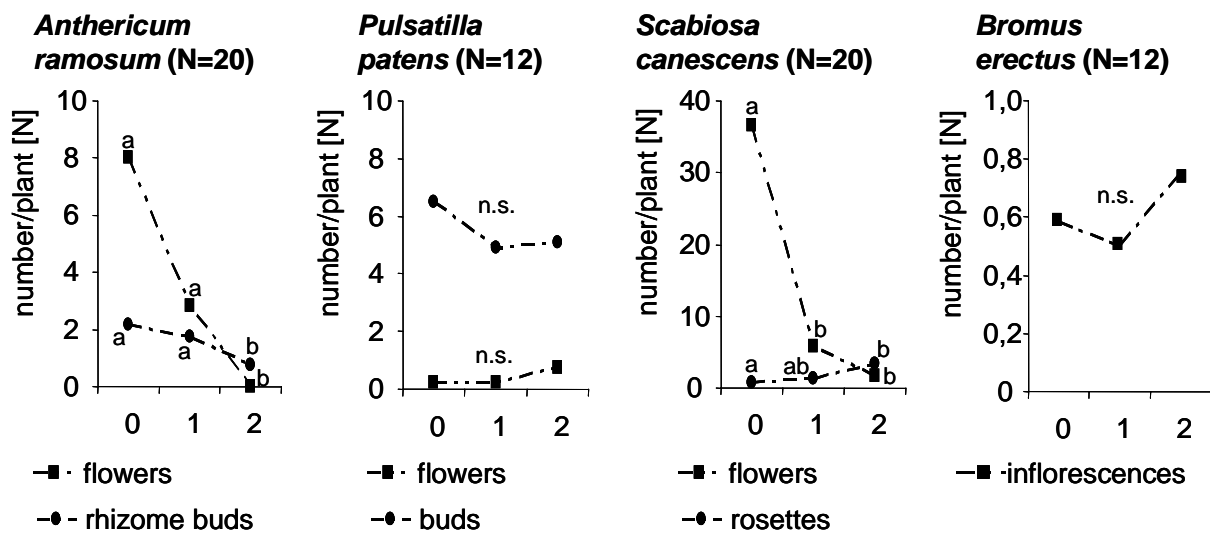


Fig. 3: Number of generative and clonal reproductive organs of *Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens*, *Scabiosa canescens* and *Bromus erectus* per plant at the end of the experiment, flowers of *Pulsatilla* did grow after the final harvest. No individual of *Brachypodium pinnatum* had build any root tiller or inflorescences until the end of the experiment. Different letters indicate significant differences of $P < 0.05$, n.s. = not significant (to be read for each parameter separately). Note the different scales.

DISCUSSION

Central European calcareous grasslands developed during centuries of moderate land use by grazing or mowing (POSCHLOD & WALLISDEVRIES 2002). Therefore most calcareous grassland species have developed different strategies to avoid defoliation or to cope with it. In our study, the three forb species showed different responses to clipping. *Anthericum ramosum* appeared to be less clipping tolerant than the other two species. *Anthericum* compensated by aboveground growth, but at the cost of reduced root growth already after one cut. A similar reaction to defoliation has also been observed for other forb species (e.g. MABRY & WAYNE 1997, ZANGERL et al. 1997). Because of the smaller root volume water and nutrient supply can be limited, which can lead to reduced plant fitness especially in dry and nutrient poor environments (TIFFIN 2000). At the end of the experiment, *Anthericum* plants clipped once and twice had a very reduced leaf mass, which probably led to reduced photosynthesis and finally to less reserves that could be stored in the rhizome. This may

result in a competitive disadvantage in the next growing season. Furthermore, both the generative and the clonal reproduction of *Anthericum* was strongly harmed. The species was not able to renew clipped inflorescences, which means that two cuts made generative reproduction impossible. In conclusion, frequent clipping during flowering time will in the long run lead to the replacement of *Anthericum* by more clipping-tolerant species.

Both total biomass production and generative reproduction of *Scabiosa* were negatively affected by clipping. Especially the loss of shoots could not be compensated and clipped shoots remained very small after two cuts. In the field, shorter plants with reduced flowering attract less pollinators, which can finally result in reduced seed production. JUENGER & BERGELSON 2000 observed this reaction for the perennial species *Ipomopsis aggregate* (Polemoniaceae). Furthermore, shorter plants are shaded by neighbours to a higher extent, which can have a negative effect on plant fitness (TIFFIN 2000). In spite of these negative effects of clipping, the species was able to enhance clonal reproduction with increased clipping frequency, which can be interpreted as an overcompensation strategy. For *Succisa pratensis*, another Dipsacaceae species, HARTEMINK et al. (2004) also found an increase in the number of side rosettes after flower bud removal. This shift in allocation towards other reproduction strategies could also be assumed for *Scabiosa*. As *Scabiosa* is a perennial species, the investment in clonal growth will probably result in competitive advantages in the next growing seasons (c.p. HARTEMINK et al. 2004).

Pulsatilla patens develops early in the year. In our study, clipping had only an effect on the number and length of leaves. Belowground biomass production, flowering and the formation of new flower buds were probably already finished before clipping started in mid summer. So ROWE (1969) observed that prairie fires in late summer did not prevent the north-american species *Pulsatilla patens* ssp. *multifida* from sprouting early the following year. Furthermore, WILDEMANN & STEEVES (1982) reported that the strongest plants are found in areas which are regularly grazed, mowed or burned. Observations of the related species *Pulsatilla vulgaris* showed, that the species benefit from heavy trampling by humans and was unaffected by mowing once a year in spring, summer and autumn and even by mowing three times a year (WELLS & BARLING 1971). This leads to the conclusion, that *Pulsatilla patens* is able to prevent disturbance by seasonal avoiding like many spring geophytes do.

The two studied grass species *Brachypodium* and *Bromus* have different strategies to cope with defoliation. *Brachypodium* stores nutrients in rhizomes (WAGNER 1972, in ELLENBERG 1996), tastes bad for herbivores (Grime et al. 1996) and sheep graze only on young plants (Ellenberg 1996). So the species is especially favoured by grazing. *Brachypodium* can also spread strongly by clonal growth, if the grassland is abandoned (STAMPFLI & ZEITER 1999). Such a clone can grow up to an area of about 5 m² (SCHLÄPFER & FISCHER 1998). In contrast, *Bromus* stores nutrients in the upper part of its green overwintering shoots, which are often grazed by animals (WAGNER 1972, in ELLENBERG 1996). So grazing, but also deep clipping, leads to a strong nutrient loss for the next year. If clipping is not too deep and mowing does not damage the shoot bases *Bromus* has a positive growth response to mowing (CROCET & LIANCOURT 2003). In spite of these different strategies the response of both grasses to clipping was very similar in our study. After the first cut regrowth was strongly enhanced and

clipping could be compensated. *Brachypodium* showed even overcompensation concerning the number of leaves. A quantitative review of FERRARO & OESTERHELD (2002) showed that compensatory regrowth after one cut is common for grasses. The second cut, however, had a negative effect on biomass production of both *Brachypodium* and *Bromus*.

In conclusion, our results showed that compensation of biomass loss depended mainly on the frequency of clipping. All studied species were able to cope with a single clipping and showed both regrowth and reproduction. Clipping twice was more critical for most of the species. So only a management by mowing once a year could be recommended.

The results of our study could only be transferred to field conditions, because they showed reaction of the species to biomass loss without competition of other plants. So mowing of a calcareous grassland not only affects occurring plant species by biomass loss, but also by decrease of competitive plants. Hence, it remains difficult, to find the right mowing time in the season in order to protect target species such as studied forb species and to reduce the cover of competitive grass species and other potentially dominant species. BOBBINK et al. (1987) recommended mowing in August to reduce the density of *Brachypodium* and SCHLÄPFER (1997) suggest mowing biannually in summer to control vegetative cover and seed production. Another method to harm *Brachypodium* is mentioned by HURST & JOHN (1999), who suggest to remove litter to reduce soil fertility. To harm both grass species deep mowing in mid summer is necessary, to prevent *Brachypodium* store reserves in its rhizomes and to damage the reserves at the upper part of the shoots of *Bromus*. But this would also harm generative reproduction as well as storing reserves of target species as *Anthericum* and *Scabiosa*. So we can recommend mowing in August in addition with removing litter in October/November to reduce dominant grasses.

ACKNOWLEDGEMENTS

We want to thank Simone Kirstein, Johanna Winkler and Eva Rattenhuber for their help in the greenhouse and Johann Krimmer for sowing material and specialist advises.

REFERENCES

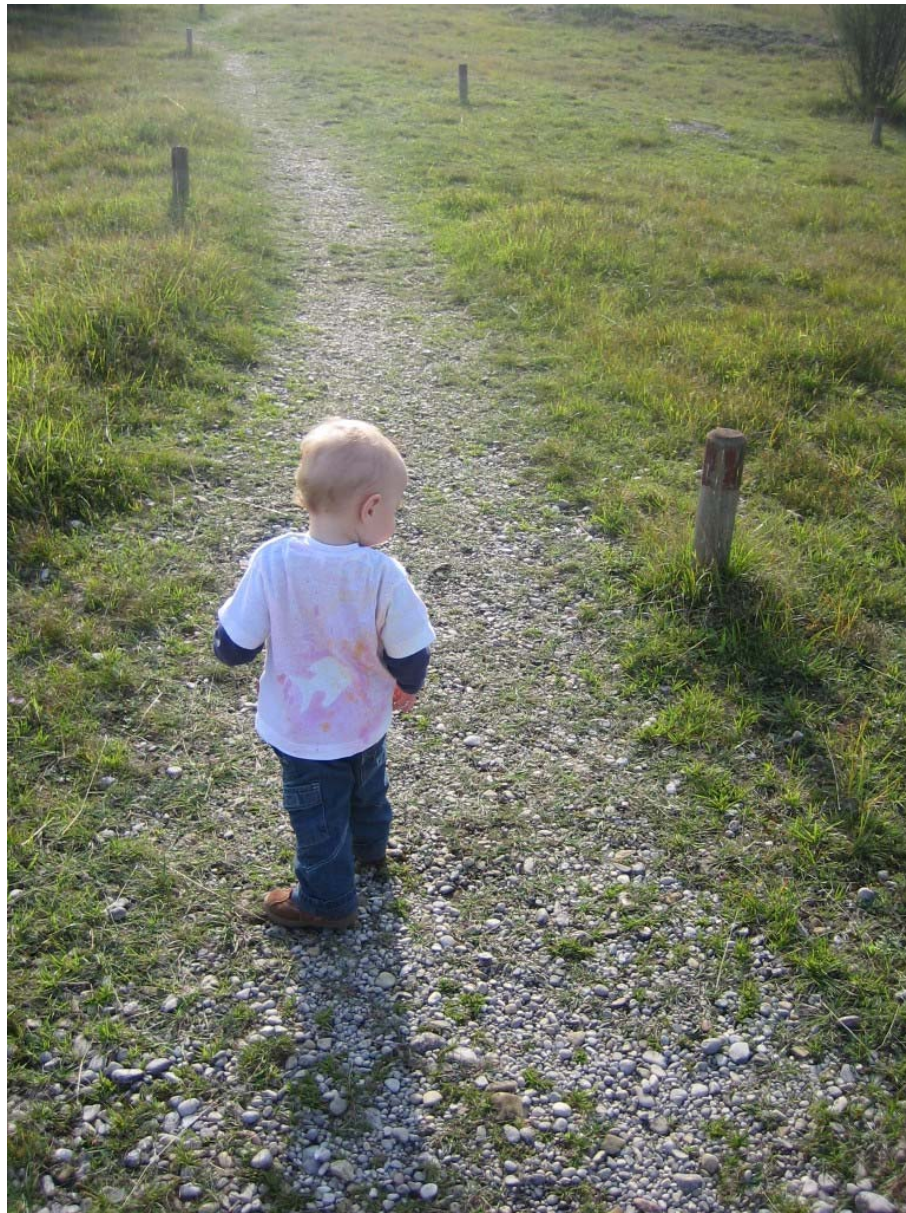
- Andersson, S. & Waldmann, P., 2002. Inbreeding depression in a rare plant, *Scabiosa canescens*. *Hereditas* 136, 207-211.
- Belsky, A.J., 1986. Does herbivory benefit plants? A review of the evidence. *The American Naturalist* 127, 870 – 892.
- Bobbink, R., Willems J.H., 1987. Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. In chalk grasslands: A threat to a species-rich ecosystem. *Biological Conservation* 40, 301-314.

- Bobbink, R., During, J.H., Schreurs, J., Willems, J.H., Zielman, R., 1987. Effects of selective clipping and mowing time on species diversity in chalk grassland. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 22, 363-376.
- Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J.G.M., 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and seminatural European vegetation. *Journal of Ecology* 86, 717-738.
- Crawley, M.J. (Ed.), 1997. *Plant Ecology*. 2nd Ed. Blackwell Science. Oxford.
- Corcket, E., Liancourt, P., Callaway, R.M., R., Michalet, 2003. The relative importance of competition for two dominant grass species as affected by environmental manipulations in the field. *Ecoscience* 10, 186-194.
- Davies, A., Dunnett, N.P., Kendle, T., 1999. The importance of transplanted size and gap width in the botanical enrichment of species-poor grassland in Britain. *Restoration Ecology* 7, 271-280.
- Ferraro, D.O., Oosterheld, M., 2002. Effect of defoliation on grass growth. A quantitative review. *Oikos* 98, 125-133.
- Hartemink, N., Jongejans, E., de Kroon H., 2004: Flexible life history responses to flower and rosette bud removal in three perennial herbs. *Oikos* 105, 159-167.
- Hurst, A., John, E., 1999. The biotic and abiotic changes associated with *Brachypodium pinnatum* dominance in chalk grasslands in south-east England. *Biological Conservation* 88, 75-84.
- Juenger, T., Bergelson, J., 2000. Does early season browsing influence the effect of self-pollination in scarlet gilia? *Ecology* 81, 41-48.
- Kiehl, K., Pfadenhauer, J., 2007. Establishment and persistence of target species in newlycreated calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology* 189, 31-48.
- Kiehl, K., Wagner, C., 2006. Effects of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. *Restoration Ecology* 14, 157-166.
- Kutschera, L., Lichtenegger E., 1982. *Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünpflanzen*. Bd. 1: Monocotyledoneae. Gustav Fischer Verlag Stuttgart.
- Lavorel S., McIntyre S., Landsberg J., Forbes T.D.A., 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology and Evolution* 12, 474-478.
- Mabry, C.M., Wayne, P.W., 1997. Defoliation of the annual herb *Abutilon theophrasti*: mechanisms underlying reproductive compensation. *Oecologia* 111, 225-232.
- McNaughton S.J. 1982. Compensatory plant growth as a response to herbivory. *Oikos* 40, 329-336.
- Oberdorfer, E., 2001. *Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete*. 8. Aufl., Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.

- Poschlod, P., WallisDeVries, M.F., 2002. The historical and socio-economic perspective of calcareous grasslands - lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104, 361-376.
- Quinger, B., 2002. Wiederherstellung von artenreichen Magergrünland (Arrhenatherion) und Magerrasen (Mesobromion) auf Grünlandstandorten durch Mahd im Bayerischen Alpenvorland. In: Baumann, A., Wiederherstellung und Neuschaffung von Magerrasen. Schriftenreihe des Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 167, 37-52.
- Rosquist, G., 2001. Reproductive biology in diploid *Anthericum ramosum* and tetraploid *A. liliago* (Anthericaceae). *Oikos* 92, 143–152.
- Rowe, J.S., 1969: Lightning fires in Saskatchewan grassland. *Can. Field-Nat.* 83, 317-324.
- Schläpfer, F., 1997. Influence of management on cover and seed production of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. In a calcareous grassland. *Bull. Geobot. Inst. ETH* 63, 3-10.
- Stampfli, A., Zeiter, M., 1999. Plant-species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. *Journal of Vegetation Science* 10, 151-164.
- Statsoft, INC., 2004. STATISTICA für Windows , Version 6. Tulsa.
- Tiffin, P., 2000. Mechanisms of tolerance to herbivore damage: what do we know? *Evolutionary Ecology* 14, 523-536.
- Wells, T.C.E., Barling, D.M., 1971. Biological flora of the British Isles. *Pulsatilla vulgaris* Mill. (*Anemone pulsatilla* L.). *Journal of Ecology* 59, 275-292.
- Wildeman, A.G., Steeves, T.A., 1982. The morphology and growth of *Anemone patens*. *Canadian Journal of Botany* 60, 1126-1137.
- Willems, J.H., Peet, R.K., Bilk, L., 1993. Changes in chalk-grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. *Journal of Vegetation Science* 4, 203-212.
- Zangerl, A.R., Arntz, A.M., Berenbaum, M.R., 1997. Physiological price of an induced chemical defense: photosynthesis, respiration, biosynthesis, and growth. *Oecologia* 109, 433-441.

KAPITEL 7

**RENATURIERUNG VON KALKMAGERRASEN:
DER EINFLUSS VERSCHIEDENER ÜBERLEBENSSTRATEGIEN VON
PFLANZENARTEN AUF DEN RENATURIERUNGSERFOLG**
Schlussdiskussion



RENATURIERUNG VON KALKMAGERRASEN: DER EINFLUSS VERSCHIEDENER ÜBERLEBENSSTRATEGIEN VON PFLANZENARTEN AUF DEN RENATURIERUNGSERFOLG

Schlussdiskussion

DIE ÜBERLEBENSSTRATEGIEN DER KALKMAGERASENARTEN

Strategietypen nach Grime (2001)

Sowohl *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* als auch *Scabiosa canescens* sind nach Grimes Theorie (GRIME 2001) C-S-R-Strategen (KLOTZ et al. 2002). Dieser intermediäre Strategietyp von Arten, deren Eigenschaften zwischen denen eines „competitors“, eines „stress tolerators“ und eines „ruderals“ liegen, kommt vor allem in Lebensräumen vor, in denen Stress durch Wasser- und Nährstoffknappheit sowie moderate Störung durch Beweidung (Mahd) mehr oder weniger konstante Eigenschaften des Habitats sind (GRIME 2001). Diese Beschreibung trifft genau auf die Bedingungen in Kalkmagerrasen zu, so dass man Arten mit C-S-R-Strategie wohl als typische Vertreter dieses Lebensraums bezeichnen kann. GRIME (2001) unterscheidet bei den C-S-R-Strategen drei Typen, die in unproduktiven Grasländern weit verbreitet sind: (1) kleine Horstgräser, (2) niedrig wüchsige, tief wurzelnde Kräuter, (3) niedrig wüchsige, kriechende oder Ausläufer treibende Kräuter. *Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* gehören zu der Gruppe der niedrigwüchsigen, tief wurzelnden Kräuter. Diese sind charakterisiert durch die „competitor“-Eigenschaft der höchsten Biomasseproduktion im Sommer und bestehen aus einer oder mehreren Blattrosetten. Zusätzlich haben diese Arten ein tiefes Wurzelsystem (KUTSCHERA & LICHTENEGGER 1982, 1992), mit dem sie tiefer liegende Wasser- und Nährstoffreserven erreichen und somit Stress-Situationen ausweichen können (GRIME 2001). *Globularia cordifolia* ist dem Typ „niedrig wüchsige, kriechende oder Ausläufer treibende Pflanzen“ zuzuordnen. Die Arten dieses Strategietyps können sich in steinigen, mosaikähnlichen Lebensräumen, wo nicht überall die Möglichkeit zum Wurzeln besteht, vegetativ oberirdisch ausbreiten und somit Ressourcen von unterschiedlichen Stellen innerhalb des Habitats absorbieren (GRIME 2001). GRIME (2001) vermutet, dass diese Strategie auch das Ausnutzen von Vegetationslücken ermöglicht. *Globularia cordifolia* passt sehr gut in dieses Schema, da der Zwergstrauch auf dem steinigen Rollfeld in großen Teppichen weit verbreitet ist, trotzdem aber auch im Unterwuchs der dichten Altheide vertreten ist (Kapitel 2).

Vegetative Vermehrung, Langlebigkeit und Reaktion auf Störung

Neben den Strategieeigenschaften nach GRIME (2001) werden in der Literatur auch noch andere Eigenschaften genannt, die die Persistenz bzw. die Abundanz in Magerrasen ermöglichen. Als wichtigste Eigenschaften für das erfolgreiche Überdauern großer Populationen einer mehrjährigen Art in Kalkmagerrasen nennen JACKEL & POSCHLOD (1996)

die vegetative Vermehrung, welche die hohe Keimlingssterblichkeit in trockenen Sommern ausgleicht. MAURER et al. (2003) fanden heraus, dass Eigenschaften, die die Persistenz ermöglichen - wie früher Blühzeitpunkt, vegetative Vermehrung, eine lange Blütezeit und ein hohes Samengewicht - wichtiger für die Vorkommenshäufigkeit von Arten in Kalkmagerrasen sind als Merkmale, die für die Ausbreitung der Arten relevant sind. In einer Studie von ERIKSSON & JAKOBSSON (1998) in halbnatürlichen Grasländern Schwedens korrelierten die Langlebigkeit und die Fähigkeit zum klonalem Wachstum einer Art positiv mit ihrer Abundanz. PYWELL et al. (2003) untersuchten die Eigenschaften von Graslandarten, die es ihnen ermöglichen, sich in renaturierter Vegetation zu etablieren und zu überdauern. Dabei waren Eigenschaften wie Konkurrenzstärke, vegetatives Wachstum und eine persistente Samenbank für den Überdauerungserfolg der Arten einige Jahre nach der Renaturierung verantwortlich. Auch die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Arten zeigen ähnliche, wie die in der Literatur aufgeführten Eigenschaften. Jede der untersuchten Arten hat jedoch eine andere Überlebensstrategie.

Anthericum ramosum ist aufgrund seiner starken vegetativen Vermehrung relativ konkurrenzstark und bildet in der Altheide des Naturschutzgebiets „Garchinger Heide“ große Bestände mit hohen Deckungen (vgl. Kapitel 2). Durch diese Eigenschaft kann die geringe Störungsresistenz der Art (Kapitel 6) ausgeglichen werden. *Pulsatilla patens* dagegen hat nur ein geringes vegetatives Ausbreitungsvermögen (vgl. Kapitel 3). Die Art kompensiert dieses aber durch eine hohe Störungsresistenz (Kapitel 6) und eine hohe Langlebigkeit. So ist aus Finnland eine Pflanze bekannt, deren Existenz bis zum Jahr 1859 zurückverfolgt werden kann (UOTILA 1996). Durch den frühen Blühzeitpunkt (vgl. Kapitel 3) kann die Art zudem ihre Reproduktion vor der Sommertrockenheit (vgl. MAURER et al. 2003) und der Mahd im Spätsommer beenden (Kapitel 5, vgl. BONN & POSCHLOD 1998).

Die vegetative Ausbreitung durch Tochterrosetten von *Scabiosa canescens* stellt meist eine Reaktion auf Biomasseverlust durch Störung dar (Kapitel 6). Dadurch kann die Art den Verlust generativer Organe durch die Bildung vegetativer Organe ausgleichen, was wahrscheinlich eine Anpassung an Beweidung darstellt. Die Art ist insgesamt eher konkurrenzschwach, so dass sie in dichten Vegetationsbeständen hauptsächlich in Lücken zu finden ist oder auf offene Flächen wie das Rollfeld ausweicht. *Globularia cordifolia* vermehrt sich vorwiegend vegetativ, so dass man auf dem über sechzig Jahre alten Rollfeld mehrere Quadratmeter große Teppiche der Art finden kann. Aber auch in dichteren Vegetationsbeständen kann die Art überdauern und hier je nach Dichte der Vegetation ebenfalls hohe Deckungen einnehmen (vgl. Kapitel 2).

Generative Vermehrung

In Kapitel 1 wurde die Frage gestellt, welche Rolle die generative Vermehrung für die Pflanzenarten der Kalkmagerrasen spielt und ob sie nur unter günstigen klimatischen Bedingungen in Verbindung mit dem Vorhandensein von geeigneten Standorten stattfindet. JELINSKI & CHELIAK (1992) führten in diesem Zusammenhang den Begriff der Regeneration in „windows of opportunity“ ein. Dieser Begriff meint, dass die generative Vermehrung einer Art zeitlich nur gelegentlich oder zeitlich kontinuierlich, dann aber nur räumlich begrenzt, auftritt.

Nach ERIKSSON & FRÖBORG (1996) ist die Regeneration in „windows of opportunity“ eine ausgeprägte Eigenschaft klonaler Pflanzen. In Kapitel 4 wurde festgestellt, dass die Keimung positiv durch günstige klimatische Bedingungen beeinflusst wird. Trockenheit sowohl in Verbindung mit Kälte als auch mit Hitze (vgl. Kapitel 5) beeinflusst die Keimung der untersuchten Arten negativ. Neben dem Auftreten günstiger klimatischer Bedingungen konnte auch das Vorhandensein geeigneter Standorte zur Keimung und Etablierung als limitierender Faktor der generativen Vermehrung ermittelt werden (vgl. Kapitel 5). So benötigen alle untersuchten Arten offenen Boden zur Samenkeimung, welcher in dichten Pflanzenbeständen, beispielsweise in Brachen oder auf nährstoffreichen Böden, kaum verfügbar ist (vgl. Kapitel 3 und 5). Durch die geringen Ausbreitungsdistanzen der meisten Kalkmagerrasenarten von nur wenigen Metern pro Jahr (HUTCHINGS & BOOTH 1996, für *Pulsatilla* vgl. Kapitel 3) können außerdem auch offene Flächen, die von der Mutterpflanze weiter entfernt sind, oder geeignete Lücken kaum erreicht werden, so dass ein Großteil der lebenden Samen auch bei klimatisch günstigen Bedingungen nicht keimt, da geeignete Mikrostandorte zum Keimen fehlen. In den noch vorhandenen Kalkmagerrasenresten stellt daher das Vorkommen von offenen Bodenstellen im Zusammenhang mit den geringen Ausbreitungsdistanzen den limitierenden Faktor für die generative Vermehrung der Kalkmagerrasenarten dar (vgl. ZOBEL et al. 2000).

Für den Schutz von Kalkmagerrasen bedeutet dies, dass die meisten Kalkmagerasenarten durch spezielle Überlebensstrategien zwar in der Lage sind, lange zu überdauern. Für die Stabilität von Populationen mit einem ausgewogenen Altersspektrum der Pflanzen ist jedoch ein Pflegemanagement erforderlich, das sowohl einen Nährstoffaustrag von Einträgen aus der Luft kompensiert als auch gute Lichtbedingungen und offene Bodenstellen in unmittelbarer Nähe der Pflanzen schafft, um eine generative Vermehrung zu ermöglichen.

WIEDERANSIEDLUNG EINZELNER PFLANZENARTEN DER KALKMAGERRASEN

Kurzfristig sollte das Ziel einer Renaturierung die Etablierung einer neuen erfolgreichen Population sein, welche in der Lage ist, die wesentlichen Lebensprozesse wie Wachstum, Reproduktion und Ausbreitung zu durchlaufen, so dass die Wahrscheinlichkeit des kompletten Aussterbens durch stochastische Ereignisse gering ist (PAVLIK 1996, DORNER 2002, VERGEER 2005). Diese Wahrscheinlichkeit erhöht sich mit einer zunehmenden Wachstumsrate der Population und einer großen räumlichen Ausdehnung (PAVLIK 1996). Langfristig sollte die eingebrachte Population möglichst genauso wie ihre natürliche Mutterpopulation voll in das Ökosystem integriert sein und die Möglichkeit besitzen, Umweltveränderungen durch Evolution oder Migration auszuweichen (PAVLIK 1996). Dies setzt eine maximale genetische Variation der Population voraus (DORNER 2001) sowie ein landschaftliches Mosaik mit sowohl potentiell als auch tatsächlich verfügbaren Habitaten (PAVLIK 1996).

Einbringen einer minimal überlebensfähigen Population

Um zunächst das erste Ziel zu erreichen, ist u.a. die Anzahl der eingebrachten Individuen einer neuen Population von großer Bedeutung. Diese Anzahl sollte so groß sein, dass zumindest nach einigen Generationen eine minimal überlebensfähige Population (MVP – Minimal Viable Population) entsteht (PAVLIK 1996). PAVLIK (1996) arbeitete dazu in Abhängigkeit von den Arteigenschaften eine Spannweite zwischen 50 und 2500 Individuen heraus. Um die MVP für eine Art genauer zu definieren, ist es notwendig, etwas über ihre Eigenschaften und Überlebensstrategien zu wissen. In Tab. 1 wurde anhand der von PAVLIK (1996) aufgestellten Kriterien versucht, die MVP für die Einbringung von *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* in neu angelegte Kalkmagerrasen zu ermitteln. Dabei ergab sich für alle Arten eine annähernd gleiche Spannweite der MVP, die aufgrund der Wuchsform und der geringen Fruchtbarkeit sowie des durch Störungen geprägten Lebensraums eher im höheren Bereich zwischen 800 und 1200 einzubringenden Individuen lag (vgl. Kapitel 5). Aufgrund der niedrigen Keimungs- und Etablierungsraten der untersuchten Arten im Gelände (Kapitel 5) ist es daher wichtig, entweder eine hohe Anzahl an Samen in hoher Saattiefe einzubringen oder - bei extrem geringen Keimraten wie im Fall von *Globularia cordifolia* - die Art zu pflanzen und durch Bewässerung und Schutz vor Fraßfeinden die Etablierung der Individuen zu verbessern (Kapitel 5).

Tab. 1: Einordnung von *Anthericum ramosum* (A), *Globularia cordifolia* (G), *Pulsatilla patens* (P) und *Scabiosa canescens* (S) in die Größenordnung einer minimal überlebensfähigen Population anhand ihrer Artmerkmale (nach PAVLIK 1996)

	50	Minimale überlebensfähige Population			2500	
Langlebigkeit	mehrfährig	A,G,P,S			einjährig	
Befruchtung	selbst	A,G,P,S			outcrossing	
Wuchsform	Baum		G	A,P,S	Kraut	
Fruchtbarkeit	hoch		S	A,P	G	gering
Vegetative Ausbreitung	hoch	A, G	S	P		gering
Überlebensrate	hoch		A,G	P,S		gering
Stabilität des Lebensraums	hoch				A,G,P,S	niedrig
Sukzessionsstatus	Klimax	A,G,P,S			Ruderal	

Etablierung der Population

Zur Erreichung des ersten Ziels, der Etablierung einer stabilen Population, ist es neben der Einbringung einer minimal überlebensfähigen Population zudem wichtig, der neuen Population sowohl eine hohe Wachstumsrate als auch eine große räumliche Ausdehnung zu ermöglichen. Dazu müssen die eingebrachten Arten auf den neuangelegten Flächen in der Lage sein, sich großräumig vegetativ auszubreiten und/oder zu blühen und auszusamen.

Außerdem müssen Nischen zum Keimen und Etablieren vorhanden sein. PYWELL et al. (2003) arbeiteten in einer Meta-Analyse von 25 Experimenten zur Renaturierung von artenreichen Grasländern auf ehemaligen Äckern und landwirtschaftlich beeinflussten Wiesen heraus, dass in den ersten Jahren nach der Renaturierung vor allem ruderale Arten mit einer hohen Keimrate und einem schnellen Wachstum der Keimlinge die Renaturierungsflächen besiedelten. Bei Renaturierungsmaßnahmen auf nährstoffreichen Böden ehemaliger Äcker sind die eingebrachten Arten der Kalkmagerrasen aufgrund ihrer geringen Keimraten zunächst benachteiligt, da sie von ruderalen Arten der Samenbank und des Umlandes sehr schnell überwachsen werden. Auch in der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, dass die Keimung und die Etablierung der Keimlinge der untersuchten Arten auf dem Flurstück ohne Bodenabtrag durch die Konkurrenz ruderaler Arten erschwert oder verhindert wurde (Kapitel 5). Dass dies in erster Linie durch den mangelnden Lichteinfall auf den Boden bedingt war, konnte in dieser Arbeit durch Keimversuche im Labor nachgewiesen werden. Licht hatte hier einen signifikanten Einfluss auf die Keimung aller untersuchten Arten (Kapitel 4). Nach PYWELL et al. (2003) gewinnt die Konkurrenzstärke sowie die Möglichkeit zur vegetativen Vermehrung der renaturierten Arten auf nährstoffreichen Flächen in den auf die Initialphase folgenden Jahren immer mehr an Bedeutung. Stresstolerante Arten, Habitatspezialisten sowie Arten nährstoffarmer Wuchsorte werden dabei im Laufe der Zeit jedoch immer mehr verdrängt (PYWELL et al. 2003). Die im Münchner Norden praktizierte Mähgutübertragung führte dagegen auch auf nährstoffreichen Böden ehemaliger Äcker zur erfolgreichen Etablierung und Überdauerung von Kalkmagerrasenarten (KIEHL & PFADENHAUER 2007). Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigten, dass gepflanzte Individuen einzelner wieder anzusiedelnder Arten sich auf Flächen ohne Bodenabtrag besser als gesäte Keimlinge etablieren und gegen die Konkurrenz schnellwüchsiger Arten durchsetzen können, sofern sie vor Tierfraß geschützt werden (Kapitel 5). Besonders Arten der mittleren und späten Sukzessionsstadien wie *Anthericum ramosum* und *Pulsatilla patens* können so besser auf nährstoffreichen Flächen eingebracht werden als durch Saat (vgl. auch WALKER et al. 2004). Auch PYWELL et al. (2003) befürworten die Pflanzung auf nährstoffreichen Flächen, da diese Individuen konkurrenzstärker sind und schneller in der Lage sind sich vegetativ auszubreiten als Keimlinge und Jungpflanzen, was die Ausbreitung in den Folgejahren nach der Einbringung begünstigt. Andere Autoren berichten dagegen von einer geringen Ausbreitung trotz hoher initialer Etablierungsraten, weshalb sie von einer großflächigen Pflanzung abraten (WALKER et al. 2004). Auf nährstoffreichen Flächen sollte nach der Renaturierungsmaßnahme ein moderates Pflegemanagement durchgeführt werden, das Ruderalarten zu Gunsten von Kalkmagerasenarten zurückdrängt (vgl. THORMANN et al. 2003, KIEHL & PFADENHAUER 2007), wobei die relativ hohe Störungsresistenz einiger Kalkmagerrasenarten dabei ausgenutzt werden kann. So zeigten die Ergebnisse des Schnittexperiments in Kapitel 6, dass *Pulsatilla patens* sehr störungsresistent ist und *Scabiosa canescens* auf Schnitt mit einer vermehrten Bildung von Tochterrosetten reagiert. Auch *Globularia cordifolia* wird durch ihre geringe Wuchshöhe kaum durch Schnitt beeinflusst. Eine ein- bis zweimalige Pflegemahd im Jahr ist daher ohne Schädigung der Zielarten möglich.

Eine weitere erfolgreiche Methode, den Kalkmagerrasenarten als Habitatspezialisten nährstoffarmer Lebensräume die Möglichkeiten zur generativen und vegetativen Regeneration zu bieten, ist, im Vorfeld der Renaturierung den Böden möglichst viel Nährstoffe zu entziehen (vgl. MARRS 1993, THORMANN et al. 2003, KIEHL & WAGNER 2006, Kapitel 5). Dies kann durch einen über mehrere Jahre praktizierten Feldfrüchteanbau (meist Getreide) oder durch Oberbodenabtrag erfolgen (MARRS 1993, SCHÜTZ et al. 2000, KIEHL et al. 2003). Im Gegensatz zu Flächen ohne Bodenabtrag, auf denen wie oben beschrieben die Arten möglichst zu Beginn der Renaturierung eingebracht werden sollten, zeigen die in Kapitel 5 beschriebenen Ergebnisse, dass auf Flächen mit Oberbodenabtrag bereits etablierte Pflanzen für einzelne Kalkmagerrasenarten - wie z.B. *Pulsatilla patens* und *Anthericum ramosum*, die hier elf bzw. drei Jahre nach der Mähgutübertragung eingebracht wurden - als Schutzstellen dienten und die Etablierung dieser Arten begünstigten. Auch die in den letzten Jahren zunehmende Ausbreitung von *Pulsatilla patens* auf dem Rollfeld kann dadurch erklärt werden, dass Schutzstellen in Form von Moos- und Flechtenpolstern sowie Gefäßpflanzen zugenommen haben (Kapitel 3). Pionierarten der Kalkmagerrasen (vor allem Arten des Rollfelds, vgl. Kapitel 2) sollten dagegen möglichst früh auf Flächen mit Oberbodenabtrag eingebracht werden, damit diese sehr konkurrenzschwachen Arten hier früh viel Raum einnehmen können und sich dann auch später gegen konkurrenzstärkere Kalkmagerrasenarten durchsetzen können. Besonders für diese Pionierarten bietet das Mähgut einen Schutz vor Austrocknen, Verdriften und Tierfraß, so dass nach der Ansaat einzelner Arten immer Mähgut auf die Flächen aufgebracht werden sollte.

Integration der Population in das Ökosystem

Neben der Etablierung einer stabilen Pflanzenpopulation, welche in der Lage ist zu wachsen und sich auszudehnen, sollte jedoch nicht das zweite langfristige Renaturierungsziel – die Integration der Population in das Ökosystem und die Möglichkeit der Population Umweltveränderungen durch Evolution oder Migration auszuweichen - vernachlässigt werden. Durch die Anlage weiterer Renaturierungsflächen im Umfeld der neu etablierten Population kann das Ausweichen der Art bei Standortverschlechterung, aber auch eine genetischer Austausch zwischen Subpopulationen ermöglicht werden (PAVLIK 1996). Dazu sollte außerdem eine Vernetzung der neuangelegten Kalkmagerrasen untereinander und mit dem Spenderbiotop durch Korridore, wie z.B. Kalkmagerrasenstreifen entlang von Wegen und Straßen, und durch ein Beweidungskonzept stattfinden (vgl. Pfadenhauer 2001, WIESINGER et al. 2003).

Empfehlungen für die Praxis

Folgende Punkte sollten während des Wiederansiedlungsprozesses einzelner Arten berücksichtigt werden:

Zunächst müssen die potentiellen Renaturierungsflächen begutachtet werden. Dabei sind folgende Fragen von Bedeutung: (1) Welche Nährstoffverhältnisse herrschen auf der Fläche vor? (2) Wurden auf der Fläche bereits Pflanzenarten eingebracht, z.B. durch Mähgutübertragung? Falls ja, wie produktiv ist die Vegetation und wie ist ihre Deckung und

Artenzusammensetzung? (3) Welche Flächen liegen in der Umgebung der potentiellen Renaturierungsfläche und wie werden diese genutzt? (4) Ist die potentielle Renaturierungsfläche mit dem Spenderbiotop und anderen Renaturierungsflächen vernetzt bzw. kann sie in einen Biotopverbund eingebunden werden?

Nachdem eine geeignete Renaturierungsfläche ausgewählt wurde, sollten - sofern hier bisher noch keine Renaturierungsmaßnahmen stattgefunden haben - die Nährstoffverhältnisse an die des Spenderbiotops angenähert werden, wenn nötig durch einen über mehrere Jahre dauernden Anbau von Feldfrüchten ohne Düngung oder durch Oberbodenabtrag,. Zudem sollten wenn nötig Pufferstreifen angelegt werden, um zu verhindern, dass vermehrt Nährstoffe durch die Nutzung umliegender Flächen eingetragen werden. Nach erfolgreicher Aushagerung können die Zielarten auf den umgebrochenen, offenen Boden bzw. Kies zumeist gesät werden. Lediglich schlecht keimende Art wie *Globularia cordifolia* sollten vor allem auf Flächen ohne Oberbodenabtrag gepflanzt werden (vgl. Kapitel 5). Dabei sollte beachtet werden, dass genügend Individuen einer Art eingebracht werden, um eine minimal überlebensfähige Population von 800 bis 1200 Individuen zu etablieren (Kapitel 5). Dies kann durch hohe Saatedichten und - je nach Aussaaterfolg - durch eine oder mehrere Nachsaaten per Hand erfolgen bzw. dadurch, dass ausreichend Individuen Ende September gepflanzt werden. Dabei sollte ein Pflanzausfall von ca. 10 % einkalkuliert werden. Bei höheren Ausfällen sollte eine Nachpflanzung erfolgen. Wenn auf den Renaturierungsflächen noch keine Mähgutübertragung stattgefunden hat, sollte diese im Falle einer zusätzlichen Ansaat einzelner Arten nach dieser Maßnahme stattfinden. Im Falle einer zusätzlichen Pflanzung sollte sie dagegen im Vorfeld erfolgen, um die gepflanzten Individuen nicht durch die Übertragungsfahrzeuge und durch die Mähgutaufgaben zu schädigen.

Wenn einzelne Arten erst einige Jahre nach einer erfolgreichen Mähgutübertragung in bereits bestehende Bestände eingebracht werden sollen, sollte ebenfalls die Nährstoffsituation der Fläche, aber auch die Biomasseproduktion, Deckung und Artenzusammensetzung der Vegetation berücksichtigt werden. Bei der späteren Einbringung in geschlossene Rasen sollte besonders auf die Artenauswahl geachtet werden. Es sollten konkurrenzkräftige Kalkmagerasensarten, wie z.B. *Anthericum ramosum* oder *Pulsatilla patens*, möglichst in vegetationsfreie Lücken gepflanzt werden (vgl. Kapitel 5). Auf offenen, nährstoffarmen Flächen, wie z.B. Oberbodenabtragsflächen, können auch konkurrenzschwächere Arten eingebracht werden, wobei Arten mit geringen Keimungsraten, wie *Globularia cordifolia*, gepflanzt und Arten mit höheren Keimungsraten, wie *Scabiosa canescens*, gesät werden sollten (vgl. Kapitel 5). Dies sollte möglichst in vegetationsfreien Lücken in der Nähe größerer Pflanzenpolster, die Schutzstellen bieten, geschehen.

Der Erfolg der Pflanzung kann dadurch erhöht werden, dass die Pflanzflächen bewässert und die Pflanzen durch geeignete Maßnahmen vor Tierfraß geschützt werden (vgl. Kapitel 5). Um eine dauerhafte Etablierung zu erreichen, sollten die Renaturierungsflächen in Abhängigkeit von der Biomasseproduktion und Artenzusammensetzung so gepflegt werden, dass sich die Individuen der Zielarten etablieren und vermehren können. Dies kann auf produktiven Standorten mit geschlossenen Rasen durch Mahd oder Beweidung geschehen.

Auf unproduktiven Standorten, wie z.B. Flächen mit Oberbodenabtrag, genügt es in der Regel, eventuell aufkommende Gehölze so früh wie möglich per Hand zu entfernen.

Falls auf einer Fläche keine minimal überlebensfähige Population angesiedelt werden konnte, sollten in der unmittelbaren Umgebung dieser weitere Renaturierungsflächen mit Teilpopulationen der Art geschaffen werden, die untereinander und mit dem Spenderbiotop vernetzt werden.

LITERATUR

- Bonn, S., Poschlod, P., 1998. Bedeutung dynamischer Prozesse für die Ausbreitung von Pflanzenarten seit dem Postglazial. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 56, 147-171.
- Dorner, J., 2001. An introduction to using native plants in restoration projects. Plant Conservation Alliance. US Environmental Protection Agency. <http://www.nps.gov/plants/restore/pubs/intronatplant/intronatplant.pdf> 17.09.2007.
- Eriksson, O., Fröborg, H., 1996. "Windows of opportunity" for recruitment in long-lived clonal plants: experimental studies of seedling recruitment in *Vaccinium* shrubs. *Canadian Journal of Botany* 74, 1369–1374.
- Eriksson, O., Jakobsson, A., 1998. Abundance, distribution and life histories of grassland plants: a comparative study of 81 species. *Journal of Ecology* 86, 922-933.
- Grime, J.P., 2001. *Plant Strategies, Vegetation Processes and Ecosystem Properties*, 2nd edn. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.
- 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. - *Journal of Applied Ecology* 33, 1171-1181.
- Jackel, A.-K., Poschlod, P., 1996. Plant strategies on continental dry grassland sites. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 26, 511-517.
- Jelinski, D.E., Cheliak, W.M., 1992. Genetic diversity and spatial subdivision of *Populus tremuloides* (Salicaceae) in a heterogeneous landscape. *American Journal of Botany* 79, 728–736.
- Kiehl, K., Pfadenhauer, J., 2007. Establishment and long-term persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology* 189, 31-48.
- Kiehl, K., Wagner, C., 2006. Effects of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. *Restoration Ecology* 14, 157-166.
- 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 - Angewandte Landschaftsökologie* 55, 39-71.

- Klotz, S., Kühn, I., Durka, W. (Hrsg.), 2002. BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38.
- Kutschera, L., Lichtenegger E. 1982. Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünpflanzen. Bd. 1: Monocotyledoneae. Gustav Fischer Verlag Stuttgart.
- Kutschera, L., Lichtenegger E. 1992. Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünpflanzen. Bd. 2: Pteridophyta und Dicotyledoneae. Gustav Fischer Verlag Stuttgart.
- Marrs, R.H., 1993. Soil fertility and nature conservation in europe: theoretical considerations and practical management solutions. *Advances in Ecological Research*. 24, 241-300.
- Maurer, K., Durka, W., Stöcklin, J., 2003. Frequency of plant species in remnants of calcareous grassland and their dispersal and persistence characteristics. *Basic and Applied Ecology* 4, 307-316.
- Pavlik, B.M., 1996. Defining and measuring success. In: Falk, D.A., Millar, C.I., Olwell, M. (eds.). *Restoring Diversity*. Island Press, Washington D.C., Covelo, California, 127-155.
- Pfadenhauer, J., 2001. Some remarks on the socio-cultural background of restoration ecology. *Restoration Ecology* 9, 220-229.
- Pywell, R.F., Bullock, J.M., Roy, D.B., Warman, E.A., Rothery, P., 2003. Plant traits as predictors of performance in ecological restoration schemes. *Journal of Applied Ecology* 40, 65-77.
- Schütz, M., Gelpke, G., Winter, D., 2000. Ausmagerung contra Oberbodenabtrag - Pflegemaßnahmen in Naturschutzgebieten bei Kloten. *Birmensdorfer Informationsblätter Forschungsbereich Landschaft* 47, 1-4.
- Thormann, A., Kiehl, K., Pfadenhauer, J., 2003. Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsmaßnahmen auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen. In: Pfadenhauer, J., Kiehl, K., *Renaturierung von Kalkmagerrasen*. *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 73-106.
- Uotila, P., 1996. Decline of *Anemone patens* (Ranunculaceae) in Finland. *Symb. Bot. Ups.* 31, 205-210.
- Vergeer, P., 2005. Introduction of threatened species in a fragmented and deteriorated landscape. Dissertation Radboud Universiteit Nijmegen.
- 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 managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119, 1-18.
- Wiesinger, K., Joas, C., Burkhardt, I., 2003. Zehn Jahre Heideprojekt Münchner Norden - Umsetzung und Praxiserfahrung. In: Pfadenhauer, J., Kiehl, K., *Renaturierung von Kalkmagerrasen*. *Angewandte Landschaftsökologie* 55, 261-288.
- Zobel, M., Otsus, M., Liira, J., Moora, M., Möls, T., 2000. Is small-scale species richness limited by seed availability or microsite availability? *Ecology* 81, 3274-3282.

ZUSAMMENFASSUNG

Durch den starken Rückgang der Kalkmagerrasen seit der Intensivierung der Landwirtschaft im 19. Jahrhundert ist die vergleichsweise hohe Anzahl auf diesen Lebensraum spezialisierter Arten stark gefährdet. Zusätzlich wird diese Gefährdung dadurch verstärkt, dass die generative Fortpflanzung der Kalkmagerrasenarten eher selten stattfindet und durch das Vorhandensein geeigneter Standorte und das Auftreten günstiger klimatischer Bedingungen limitiert zu sein scheint. Durch die zusätzlich geringen Ausbreitungsdistanzen dieser Arten kommt es dann zum Überdauern von Populationen in durchschnittlich sehr kleinen isolierten Habitaten. Daher ist es wichtig, diese Arten durch geeignete Übertragungsmethoden auf neue Flächen einzubringen. Dazu muss im Vorfeld der Übertragung der Boden zunächst ausgehagert werden. Danach wird empfohlen, eine Mähgutübertragung mit diasporenhaltigem Mähgut desselben Naturraums durchzuführen. Mit dieser Methode kann auf schnelle und einfache Weise ein großes Spektrum an Arten übertragen werden. Einige Arten können jedoch nicht auf diese Weise eingebracht werden, da ihre Samen entweder nicht im Mähgut vorhanden sind, oder die speziellen Keimungs- und Etablierungsansprüche der Arten die Einbringung auf den neuangelegten Flächen erschweren. Für diese Arten wird die zusätzliche Einbringung durch Ansaat oder Pflanzung empfohlen. In dieser Arbeit wurde anhand von vier Beispielarten (*Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens*) untersucht, welche Überlebensstrategien die Pflanzenarten zur Überdauerung in Kalkmagerrasen haben und wie sich diese auf die Einbringung der Arten durch Ansaat und Pflanzung auswirken.

Die Untersuchungen wurden auf Renaturierungsflächen im Umfeld des Naturschutzgebiets „Garchinger Heide“ im Norden Münchens durchgeführt, in dem alle vier untersuchten Arten beheimatet sind. **Kapitel 2** beschreibt die Vegetation und Böden alter und neuer Kalkmagerrasen innerhalb der „Garchinger Heide“. Die jahrhundertlange extensive Landnutzung hat hier dazu geführt, dass sich auf trockenen nährstoffarmen Böden eine artenreiche Vegetation mit zahlreichen seltenen und gefährdeten Arten entwickeln konnte. In dieser „Altheide“ des Naturschutzgebiets kann eine geschlossene Vegetation mit einem hohen Anteil an Arten der Halbtrockenrasen gefunden werden. Ein anderer Bereich der „Garchinger Heide“, in dem 1945 der Oberboden abgetragen wurde, weist einen niedrigen Feinbodenanteil auf, welcher auf eine geringe Wasserverfügbarkeit schließen lässt. Die Vegetation hier ist lückig mit einem hohen Anteil an Trockenrasenarten. Ein Vergleich mit früheren Untersuchungen ergab, dass eine fortschreitende Sukzession der Vegetation des Rollfeldes hin zu der der Altheide stattfindet. Der erst 1959 zum Naturschutzgebiet hinzugekaufte ehemalige Acker unterscheidet sich immer noch durch höhere Nährstoffwerte und einen hohen Anteil an Grünlandarten von der Altheide. Im Vergleich zu früheren Untersuchungen sanken die Nährstoffwerte im Boden jedoch deutlich ab und ein höherer Anteil von Magerrasenarten konnte sich etablieren.

In **Kapitel 3** wurde die letzte Population Deutschlands von *Pulsatilla patens* in der „Garchinger Heide“ untersucht. Eine GPS-unterstützte Kartierung der Art im Naturschutzgebiet ergab eine Populationsgröße von ca. 9700 Individuen, was im Vergleich zu einer zwölf Jahre älteren Studie einen starken Rückgang bedeutet. Dabei hatte eine zunehmende Deckung der Gefäßpflanzen und der Streu einen negativen Einfluss auf die Individuenanzahl. Nur im Bereich des Oberbodenabtrags von 1945 konnte sich die Art ausbreiten, so dass die Individuenzahl dieser Subpopulation in den betrachteten zwölf Jahren anstieg. In diesem Bereich der „Garchinger Heide“ mit lückigem Pflanzenbestand hatte eine höhere Deckung der Gefäßpflanzen sowie der Moose und Flechten einen positiven Einfluss auf das Vorkommen von *Pulsatilla patens*. Aufgrund der dennoch hohen Individuenzahl dieser Population von *Pulsatilla patens* konnte eine kurz- und mittelfristige Gefährdung der Art in der „Garchinger Heide“ ausgeschlossen werden. Es wurde jedoch empfohlen, das Pflegemanagement des Naturschutzgebiets zu optimieren, um einer langfristigen Gefährdung der Art entgegenzuwirken.

Der Einfluss von einer kalt-feuchten Stratifikation, Licht und Temperatur auf die Samenkeimung von *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* wurde in einem multifaktoriellen Experiment untersucht und in **Kapitel 4** beschrieben. Es zeigte sich, dass Licht besonders bei höheren Temperaturen einen positiven Effekt auf die Keimung aller vier Arten hatte. Eine kalt-feuchte Stratifikation wirkte sich nur auf die Keimung von *Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* positiv aus. Mit Hilfe der Ergebnisse wurde versucht, für jede Art einen jährlichen Dormanzzyklus abzuleiten. Für *Anthericum ramosum* wurde vermutet, dass diese Art nur im Frühjahr keimt. *Globularia cordifolia* und *Pulsatilla patens* sind Arten, die größtenteils im Frühjahr keimen, aber auch in den folgenden Jahreszeiten können geringe Keimraten auftreten. Für *Scabiosa canescens* wurden zwei Keimungsspitzen im Herbst und im Frühjahr vermutet. Aus diesen Ergebnissen wurden Schlussfolgerungen für die Einbringung der Arten in neuangelegte Kalkmagerrasen gezogen.

In **Kapitel 5** wurden die Ergebnisse des Ansaat- und Pflanzungsexperiments auf den Renaturierungsflächen im Umfeld der „Garchinger Heide“ diskutiert. In diesem Experiment wurden die Varianten Herbstsaat, Herbst- und Frühjahrspflanzung auf zwei Flächen mit Oberbodenabtrag und einer Fläche ohne Abtrag mit den vier ausgewählten Arten durchgeführt. Für alle Arten war die Pflanzung erfolgreicher als die Ansaat, da die Keimraten der Arten im Gelände sehr niedrig waren; *Globularia cordifolia* keimte kaum. Die Ansaat war jedoch am erfolgreichsten auf der Oberbodenabtragsfläche mit einer aufgrund früheren Mähgutauftrages relativ dichten, aber dennoch lückigen Vegetationsdecke. Für *Pulsatilla patens* war die Herbstpflanzung günstiger als die Frühjahrspflanzung, wo die Pflanzen zum Großteil trotz Bewässerung vertrockneten. Die Etablierung der anderen Arten wurde dagegen nicht durch den Pflanzzeitpunkt beeinflusst. Sie gediehen jedoch alle signifikant besser auf Flächen mit Oberbodenabtrag. Da die Ansaat wesentlich kostengünstiger ist, wird sie mit hohen Saatchichten für die Ansiedlung von *Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* empfohlen. Da *Globularia cordifolia* kaum keimte, wird für die Einbringung dieser Art die wesentlich kostenintensivere Pflanzung angeraten.

Die Störungsresistenz von *Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens* sowie der Kalkmagerrasengräser *Brachypodium rupestre* und *Bromus erectus* wurde in **Kapitel 6** betrachtet. Dazu wurde ein Schnittexperiment mit den Varianten „einmaliger Schnitt“, „zweimaliger Schnitt“ und „Kontrolle ohne Schnitt“ im Gewächshaus durchgeführt. Dabei stellte sich heraus, dass *Anthericum ramosum* weniger störungsresistent ist als *Pulsatilla patens* und *Scabiosa canescens*. Die Art kann zwar den Verlust oberirdischer Biomasse kompensieren, aber auf Kosten der generativen Vermehrung, da abgeschnittene Blütenstände nicht erneuert werden konnten. *Scabiosa canescens* konnte zwar die verlorene Biomasse nicht kompensieren, aber die Art reagierte mit einer vermehrten Bildung von Tochterrosetten bei höherer Schnittfrequenz. Auf *Pulsatilla patens* hatte die Häufigkeit der Störung keinen Einfluss. Da die Art sich schon sehr früh im Jahr entwickelt, wurde vermutet, dass sie auf diese Weise den negativen Auswirkungen der Störung ausweicht. Die Gräser waren in der Lage den Biomasseverlust nach einmaligem Schnitt zu kompensieren, jedoch nicht nach zweimaligem Schnitt. In Bezug auf ein Pflegemanagement der Kalkmagerrasen wurde eine einmalige Mahd empfohlen.

In **Kapitel 7** wurde anhand der Ergebnisse der vorhergehenden Kapitel die verschiedenen Überlebensstrategien der Pflanzen der Kalkmagerrasen definiert und deren Einfluss auf den Renaturierungserfolg betrachtet. Vegetative Vermehrung, Konkurrenzstärke, Langlebigkeit und geringe Störungsresistenz stellten sich dabei als Schlüsseleigenschaften der verschiedenen Überlebensstrategien heraus. Dabei kann das Nichtvorhandensein einer Eigenschaft durch das Vorhandensein einer anderen ausgeglichen werden. Die generative Vermehrung aller Arten war durch die Existenz von Vegetationslücken bzw. offener Standorte zum Keimen und Etablieren limitiert. Aber auch ungünstige klimatische Bedingungen, wie Trockenheit in Verbindung mit Kälte oder Hitze, beeinflussen die Keimung der Kalkmagerrasenarten negativ. Für die Einbringung der Arten in neuangelegte Kalkmagerrasen bedeutet dies, dass zunächst die Standortbedingungen annähernd an die Ansprüche der einzubringenden Arten angepasst werden müssen. Im Folgenden muss durch hohe Saatedichten oder Pflanzung eine minimal überlebensfähige Population der Arten angesiedelt werden, welche für Kalkmagerrasenarten im Bereich zwischen 800 und 1200 Individuen liegt. Diese neuen Populationen sollten dann durch ein geeignetes Pflegemanagement befähigt werden, sich stabil vegetativ und generativ zu reproduzieren und so zu wachsen und sich auszudehnen. Um den Arten außerdem einen genetischen Austausch mit anderen Populationen sowie ein Ausweichen bei Verschlechterung der Standortbedingungen zu ermöglichen, ist es wichtig, im Umfeld der neuangelegten Renaturierungsfläche weitere Renaturierungsflächen zu etablieren und diese miteinander zu vernetzen.

SUMMARY

Since intensification of agriculture in the 19th century, calcareous grasslands, as well as the high number of specialized species here, are declining. The endangerment of the plant species is additionally increased by their low generative reproduction, which is limited to the occurrence of safe sites and special climate conditions. Also, the distances of dispersal are very low, so these species persist in very small, isolated and fragmented habitats. Therefore, it is necessary to introduce calcareous grassland species to newly created sites. This is best done by transferring diaspore containing hay from a nearby source site to the new sites. But some species can not be transferred by this method because the hay does not contain their seeds or they have special requirements for germination and establishment. For such species an additional introduction by sowing and planting is recommended. In this work, I studied the different life strategies of the calcareous grassland species *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* and *Scabiosa canescens* and what effect these strategies have on introduction by sowing and planting.

The study was carried out on restoration sites near the nature reserve “Garching Heide” north of Munich. **Chapter 2** describes the vegetation and soils of ancient and young calcareous grasslands in the nature reserve “Garching Heide”. Most of the nature reserve is covered by species-rich ancient grasslands with a high proportion of the species *Mesobromion erecti* and *Cirsio-Brachypodium*. At the “Rollfeld”, where topsoil was removed in 1945, vegetation cover is lower and the proportion of the species *Xerobromion*, *Sedo-Scleranthetea* and *Seslerietalia albicantis* is higher than on the ancient grasslands due to low water availability and low nutrient content. In 2003, the number of ancient grassland species which have successfully established on the topsoil-removal site was higher than in vegetation descriptions from 1956 and 1986. On an ex-arable field within the nature reserve, which was last ploughed in 1959, several species of the *Molinio-Arrhenatheretea* were still found in 2003. In comparison to 1986, however, the number of species of *Mesobromion erecti* and *Cirsio-Brachypodium* was higher and the vegetation has become more similar to the ancient grassland vegetation. This positive development was also reflected in the soil analyses; the nutrient content in the soil of the ex-arable field has decreased considerably during the last 12 years.

In **chapter 3**, the only existing population of *Pulsatilla patens* in Germany was studied in the nature reserve “Garching Heide”. Using a GPS supported counting, about 9700 individuals of *Pulsatilla patens* were found which means that population size decreased since the last population mapping in 1991. Most individuals and seedlings were found in areas with a low cover of phanerogams and litter. For germination and establishment, *Pulsatilla patens* needs vegetations gaps. On a site where top soil had been removed in 1945, however, most plants and seedlings were found within moss and lichen tufts which provide safe sites due to protection from desiccation. The large population size indicates that short-term endangerment or extinction

of the species in the nature reserve is not very likely. For the long-term conservation of *Pulsatilla patens*, management of the nature reserve has to be optimized in order to reduce vegetation density and to provide suitable regeneration niches.

The effects of cold-wet stratification, light and temperature on seed germination of *Anthericum ramosum*, *Globularia cordifolia*, *Pulsatilla patens* and *Scabiosa canescens* was studied in a full-factorial experiment and described in **chapter 4**. Germination of all four species was positively affected by light, especially in the high temperature treatment. Stratification had a significant positive influence on germination of *A. ramosum*, *P. patens* and *S. canescens*. With the help of the results for each species, an annual dormancy cycle could be deduced. *A. ramosum* could be classified as a species with spring germination only. *G. cordifolia* and *P. patens* are species with a germination peak in spring and low germination rates during the rest of the year. For *S. canescens*, our results indicate two germination peaks, one in spring and one in autumn. Finally, conclusions for species introduction in restoration projects are drawn.

In **chapter 5** the results of the experiment “introduction by sowing and planting” on restoration sites near the “Garching Heide” is discussed. The study was carried out on two ex-arable fields with topsoil removal and one without with the variants: sowing as well as planting in autumn and spring on the four chosen study species. For all species, planting was more successful than sowing. Germination rates in the field were very low and *Globularia cordifolia* hardly germinated. On the topsoil removal site with denser vegetation and some vegetation gaps, where hay transfer was longer ago, raking before sowing led to a higher seed germination and a better seedling establishment. Individuals of *Pulsatilla patens* which were planted in autumn established significantly better on all sites. Most individuals of the species which was planted in spring withered in spite of watering. Survival of the plants of the three other species was not influenced by time of planting, but topsoil removal had a significant positive effect on their establishment. Inexpensive sowing can be recommended for *Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens* and *Scabiosa canescens* and should be carried out on topsoil-removal sites. Considerably more expensive planting can be advised for *Globularia cordifolia*, which can hardly be established by seeds.

The clipping tolerance of *Anthericum ramosum*, *Pulsatilla patens* and *Scabiosa canescens* as well as of the calcareous grassland grasses *Brachypodium rupestre* and *Bromus erectus* was observed in **chapter 6**. Therefore, a green house experiment with a one-cut, a two-cut and a control (no cut) variant was implemented. *Anthericum ramosum* appeared to be less clipping tolerant than *Pulsatilla patens* and *Scabiosa canescens*. The species could compensate clipped aboveground biomass, but at the cost of reduced generative reproduction - clipped inflorescences could not be renewed. *Scabiosa canescens* could not compensate for lost biomass, but a higher clipping frequency enhanced clonal reproduction. *Pulsatilla patens* was not affected by clipping. Because the species develops early in the year, it was concluded that *Pulsatilla patens* is able to avoid the negative effect of disturbance. For both grasses, regrowth was strongly enhanced after the first cut and clipping could be compensated, but not after the second one. In conclusion, a one-cut treatment was recommended for the management of calcareous grasslands.

In **chapter 7**, the results of the preceding chapters are drawn together to define the different life strategies of the calcareous grassland plant species and their influence on restoration efforts is considered. Clonal reproduction, strong competition ability, longevity and high clipping tolerance are the key traits of the different life strategies. Therefore, the lack of one trait can compensate by the present of another. Generative reproduction of all species was limited by the occurrence of vegetation free gaps and open sites, respectively, for germination and establishment. Additionally, dryness together with cold or heat could influence generative reproduction negatively. For introduction of several calcareous grassland species to newly created grasslands, sites had to be optimized to species requirements and a minimum viable population (800 to 1200 individuals) had to be established by high sowing rates or planting. With adequate management, the new introduced populations should be able to reproduce vegetative and generative to grow and spread. Also, the possibility of a genetic exchange, as well as evading a changing environment through migration to other sites, should be given by an establishment of other restoration sites nearby, as well as the linking of those and the source site.