

Vergleich der Vegetation unterschiedlich alter Bodenabtragsflächen im Naturschutzgebiet Garchinger Heide

HEIDRUN WILL, NORA EICHINGER,
DANIELA RÖDER, KATHRIN KIEHL

Zusammenfassung: Diese Arbeit untersucht die Vegetationsentwicklung auf zwei unterschiedlich alten Bodenabtragsflächen im Naturschutzgebiet Garchinger Heide (Bodenabtrag 1980 bzw. 2000). Im Vordergrund steht dabei die Frage, ob sich durch eine auf den Bodenabtrag folgende natürliche Sukzession die ursprüngliche Heidevegetation wieder einstellt. Nach 24 Jahren ungestörter Entwicklung ist auf der älteren Abtragsfläche eine Vegetation zu finden, die derjenigen des Rollfeldes (auf dem vor 60 Jahren ein Oberbodenabtrag stattfand) ähnelt. Bestimmte konkurrenzschwache Arten, die durch die Abschubmaßnahme gefördert werden sollten, konnten innerhalb der Aufnahmeflächen jedoch nicht gefunden werden. Möglicherweise ist ein Zeitraum von 24 Jahren immer noch zu kurz für manche Arten, um sich anzusiedeln. Die jüngere Abtragsfläche zeigt, dass die Wiederbesiedlung des offenen Kieses sehr langsam erfolgt: Nach vier Jahren haben sich erst wenige Pflanzen mit geringer Deckung eingestellt und die Artenzusammensetzung ist noch sehr heterogen.

Summary: In the nature reserve „Garchinger Heide“, a comparative study was carried out between the vegetation succession on two plots from which the top-soil had been removed in 1980 and 2000, respectively, and the vegetation on the „Rollfeld“, a 60-year-old top-soil removal site. The main focus of the study was whether natural succession following top-soil removal leads to the establishment of typical calcareous grassland vegetation. After 24 years of undisturbed development, the older plot (top-soil removal 1980) was characterised by a floristic composition similar to that of the sixty-year-old plot. However, several less-competitive species, which should have been promoted by the top-soil removal, were not found within the plots. A period of 24 years is probably still too short for some species to invade by natural dispersal and establish themselves. The younger study plot showed that the recolonisation of open gravel sites takes place very slowly: four years after top-soil removal, only few plant species with low abundance had established, and the species composition was still very heterogeneous.

1 Einleitung

Das im Norden von München gelegene Naturschutzgebiet (NSG) Garchinger Heide ist ein Relikt einer ehemals ausgeprägten Heidelandschaft, die durch traditionelle Beweidung entstanden ist. Die Grasheiden im Norden der Münchner Schotterebene erstreckten sich Mitte des 19. Jahrhunderts noch über etwa 15000 Hektar (PFADENHAUER et al. 2000); das heutige NSG umfasst dagegen

Anschrift der Autoren: Dipl.-Ing. Heidrun Will, Universität Regensburg, Institut für Botanik, 93040 Regensburg; Nora Eichinger, Dipl.-Ing. Daniela Röder, Dr. Kathrin Kiehl, Lehrstuhl für Vegetationsökologie, Technische Universität München, 85350 Freising.

nur den fünfhundertsten Teil dieser Fläche. Durch das gemeinsame Vorkommen submediterraner, pontischer und dealpiner Pflanzenarten ist die Heidevegetation besonders ausgezeichnet (LIPPERT 1989). Vor dem Hintergrund des großen Flächenverlusts gibt es seit längerem Bemühungen, nicht nur die verbliebenen Heidereste zu erhalten, sondern auch die typische Kalkmagerrasenvegetation wo möglich wiederanzusiedeln (PFADENHAUER & KIEHL 2003). Seit den 1980er Jahren werden daher – zum Teil auf Dauerbeobachtungsflächen – Vegetationsaufnahmen in der Garchinger Heide durchgeführt, um die Auswirkungen verschiedener Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen zu beobachten und die Vegetationsentwicklung im zeitlichen Verlauf zu verfolgen (PFADENHAUER & LIEBERMANN 1986, KIEHL & JESCHKE 2005).

Um bestimmte Pflanzen- und Heuschreckenarten, die auf offene, vegetationsarme Standorte angewiesen sind, zu fördern, wurden im Naturschutzgebiet vor 25 bzw. fünf Jahren zwei Oberbodenabschübe durchgeführt. Auf den dabei entstandenen kahlen Schotterflächen erfolgten nach dem Abtrag keine weiteren Entwicklungsmaßnahmen, so dass eine ungestörte Sukzession ablaufen konnte. Innerhalb des NSG Garchinger Heide besteht somit die Möglichkeit, die natürliche Besiedlung neu geschaffener Bodenabtragsflächen durch Heidearten zu untersuchen.

Unsere Untersuchung soll einen Überblick über die sich auf den unterschiedlich alten Bodenabtragsflächen entwickelnde Vegetation geben und diese mit der umgebenden Vegetation auf Altheide und Rollfeld vergleichen. Dabei liegt der Schwerpunkt auf der Frage, inwieweit sich die Vegetation der Abtragsflächen der angrenzenden Rollfeldvegetation angenähert hat und in welchem Zeitraum eine Wiederbesiedlung von Bodenabtragsflächen durch natürliche Sukzession möglich ist. Von besonderem Interesse ist dabei, ob neu geschaffene Bodenabtragsflächen eine Ausweichmöglichkeit für konkurrenzschwache (niedrigwüchsige, lichtbedürftige) Arten darstellen, die in der dichteren Vegetation der Heide oder des Rollfeldes langfristig von konkurrenzstärkeren Arten verdrängt würden. Zu diesen im Folgenden als Zielarten bezeichneten Arten gehören beispielsweise *Globularia cordifolia*, *Globularia punctata*, *Polygala chamaebuxus* und *Teucrium montanum*.

2 Untersuchungsgebiet

Die Garchinger Heide befindet sich auf 470 m über NN etwa 15 km nördlich von München auf dem Gebiet der Gemeinde Eching. Sie grenzt nordwestlich an die Verbindungsstraße Eching-Dietersheim. Das Naturschutzgebiet umfasst etwa 27 ha und liegt auf der so genannten „Garchinger Schotterzunge“, einem Ausläufer der Münchner Schotterebene, deren kalkhaltige Kiese (Niederterrassenschotter) hauptsächlich aus der Würmeiszeit stammen (FETZER et al. 1986). Der Grundwasserspiegel liegt zwischen etwa 2 und 5 m Tiefe. Die flachgründigen Pararendzinen im Naturschutzgebiet sind durch eine hohe Wasserdurchlässigkeit gekennzeichnet (WINDOLF 1989). Die auf Schottern lagernde sandige Humusdecke ist nur von geringer Mächtigkeit. In den ursprünglichen Grasheiden des NSG ist sie im Durchschnitt zwischen 10 und 20 cm tief.

Das Klima ist leicht subkontinental getönt, d.h. durch strenge Winter und warme Sommer geprägt. Der Niederschlag beträgt durchschnittlich 884 mm pro Jahr, wobei das Niederschlagsmaximum im Juli auftritt. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 8,1 °C (Wetterstation Oberschleissheim, Deutscher Wetterdienst). Im Frühjahr und Herbst kann der auftretende Föhn zu einer starken oberflächlichen Austrocknung des Bodens führen (WINDOLF 1989). Das Naturschutzgebiet beherbergt ein in Deutschland seltenes Vorkommen der Gesellschaft *Adonido-Brachypodietum pinnati*, einem subkontinentalen Halbtrockenrasen der Klasse Festuco-Brometea (KORNECK et al. 1993).

Die Altheideflächen machen den größten Teil des Naturschutzgebietes aus (Abb. 1); sie werden seit dem ersten Flächenerwerb durch die Bayerische Botanische Gesellschaft zu Beginn des 20. Jahrhunderts vorwiegend durch Mahd gepflegt. Seit 1993 wird auf diesen Flächen jeweils Ende Juli bzw. im August eine Streifenmahd durchgeführt. Durch jährlichen Wechsel der gemähten Streifen wird ein Streifen jeweils alle zwei Jahre gemäht.

1945 wurde mit dem Bau einer Start- und Landebahn auf dem Gebiet der Garchinger Heide begonnen, wobei auf einer Breite von 40 m und einer Länge von etwa 300 bis 400 m der Humus abgeschoben wurde. Zur Fertigstellung des Rollfeldes kam es wegen des Kriegsendes nicht (KOLLMANNBERGER & GEISEL 1989). Seit Abbruch der begonnenen Baumaßnahme wurde das Rollfeld bis auf die Entfernung von aufkommenden Gehölzen nicht gepflegt.

Aus naturschutzfachlichen Gründen wurde im Jahr 1980 auf einer nördlich des Rollfeldes gelegenen 1820 m² großen Fläche der Oberboden abgeschoben. Diese Fläche trug davor Teile des vom Rollfeld abgetragenen Oberbodens, so dass sich hier Ruderalarten angesiedelt hatten. Ein weiterer Abtrag fand im Jahr 2000 auf einer Fläche von etwa 1290 m² Größe südlich des Rollfeldes statt. Eine Nutzung bzw. Pflege fand auf beiden Flächen nach dem jeweiligen Abtrag nicht statt.

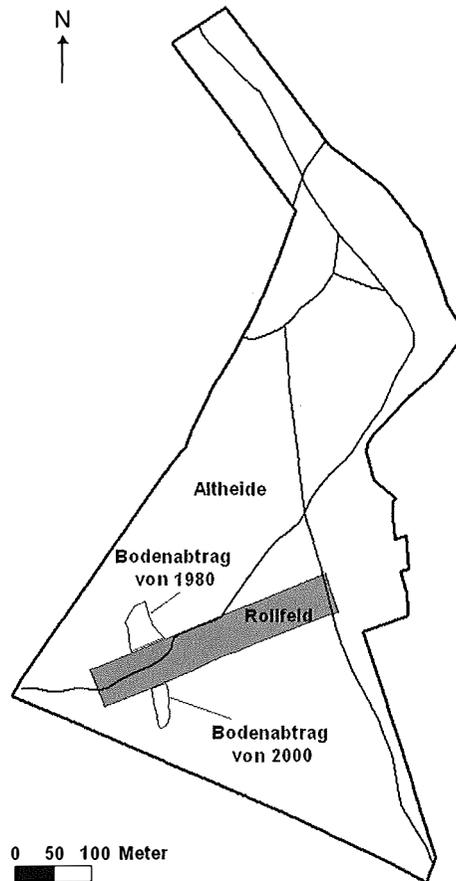


Abb. 1: Lage der untersuchten Flächen im NSG Garchinger Heide.

3 Methode

3.1 Vegetationsaufnahmen

Um den Einfluss des Bodenabtrags zu ermitteln, wurden Untersuchungsflächen auf dem Rollfeld und auf den beiden unterschiedlich alten Abtragsflächen angelegt. Außerdem wurden Vergleichsflächen in der Altheide untersucht. Zwischen Ende Mai und Ende Juni 2004 wurden an jedem der vier Standorte auf jeweils acht Aufnahmequadraten von 2 m × 2 m Größe Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Die Aufnahmeflächen in der Altheide lagen jeweils zur Hälfte nördlich bzw. südlich des Rollfeldes; der Abstand der Flächen zum Rollfeld betrug weniger als 50 Meter. Die Aufnahmeflächen auf dem Rollfeld befanden sich in dessen östlicher Hälfte. Innerhalb der 1980 und 2000 angelegten Abtragsflächen wurden die Aufnahmeflächen zufällig verteilt. Auf jedem Quadrat wurden alle vorkommenden Phanerogamen-Arten bestimmt und ihre Deckung in Prozentwerten ermittelt. Zudem wurden innerhalb jedes Quadrats die Gesamtdeckung der Phanerogamen, Moose und Flechten sowie der Deckungsanteil des offenen Bodens und der Streuschicht bestimmt. Die wissenschaftlichen Pflanzennamen sind OBERDORFER (2001) entnommen.

3.2 Auswertung

Die Daten wurden zunächst für die oben beschriebenen vier Aufnahmeorte ausgewertet. Dabei stellte sich heraus, dass drei der Aufnahmequadrate des alten Abschubs sich hinsichtlich ihrer Vegetation von den anderen Aufnahmen des alten Abschubs unterschieden, da sie auf einer Teilfläche lagen, die weniger tief abgeschoben worden war. Daher wurde die Gruppe „alter Abschub“ für die weitere Auswertung in zwei Gruppen unterteilt. Die drei Aufnahmequadrate im Bereich des flachen Abschubs (mit tiefgründigem Boden) werden im Folgenden als „alter Abschub, flach“ angegeben; die restlichen, tiefer abgeschobenen Aufnahmequadrate des alten Abschubs erhalten die Bezeichnung „alter Abschub, tief“.

Um die Besiedlung durch Zielarten zu dokumentieren, wurden die Phanerogamenarten in Anlehnung an THORMANN et al. (2003) drei verschiedenen Artengruppen zugeordnet. Die Gruppe der „Magerrasenarten“ als Zielarten des Naturschutzes hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in Trocken- und Halbtrockenrasen (Klasse Festuco-Brometea) und findet sich auf nährstoff- und wasserarmen sowie skelettreichen Böden, wie sie in der Garchingener Heide zu finden sind. Die Gruppe der „Grünlandarten“ ist kennzeichnend für Wirtschaftsgrünland und nährstoffreiche Böden (Molinio-Arrhenatheretea-Arten). Arten der lang- und kurzlebigen Ruderalgesellschaften (vor allem aus den Klassen Chenopodieta, Secalietea, Artemisietea) bilden die Gruppe der „Ruderalarten“. Um zu ermitteln, ob sich die fünf Untersuchungsvarianten hinsichtlich der aufgenommenen Vegetationsparameter (Deckungen, Artenzahlen) unterscheiden, wurde der U-Test nach Mann und Whitney verwendet, da die Daten nicht normal verteilt waren.

Die Verteilung der Arten und Aufnahmen entlang von Gradienten wurde mit Hilfe einer DCA (Detrended Correspondence Analysis; Software-Paket PC Ord 4.0) beschrieben. Bei der Analyse, die mit wurzeltransformierten Daten durchgeführt wurde, wurden diejenigen Arten ausgeschlossen, die nur in einer Vegetationsaufnahme vorkamen. Der Anteil der durch die DCA erklärten Varianz wurde mit Hilfe einer „after-the-fact evaluation“ unter Verwendung der Relativen Euklidischen Distanz als Distanzmaß bestimmt (MCCUNE & MEFFORD 1999). Zur Berechnung von Korrelationen zwischen den Achsen des Ordinationsdiagramms und den oben genannten Vegetationsparametern wurde der Rangkorrelationskoeffizient r_s nach Spearman herangezogen.

Die Vegetationsaufnahmen der Untersuchungsvarianten wurden zudem mit Hilfe einer Indikatorartenanalyse ausgewertet (PC-Ord 4.0). Nach DUFRENE & LEGENDRE (1997) sind Indikatorarten Arten, deren Kombination aus Auftretenshäufigkeit und Deckung in einer bestimmten Gruppe von Aufnahmen sie für diese Gruppe „Indikator“ sein lässt. Dabei wurden zunächst für alle Pflanzenarten Indikatorwerte errechnet. Im Ergebnisteil aufgeführt sind aber nur diejenigen Arten, die im Monte Carlo Signifikanztest mit $p < 0,05$ statistisch signifikant waren.

4 Ergebnisse

4.1 Vegetationsstruktur

Die Deckung der Phanerogamen und der Anteil des offenen Bodens verhielten sich gegenläufig (Abb. 2 a, b). Die höchsten Phanerogamendeckungen fanden sich mit Werten um die 90 % auf den Heideflächen. Auf dem Rollfeld wies die Phanerogamendeckung eine breite Streuung auf; der Mittelwert der Deckungen lag hier mit etwa 70 % aber unterhalb des Mittelwertes der drei flach abgeschobenen Altabschubflächen (80 %). Die restlichen Flächen des alten Abschubs vermittelten mit geringeren Phanerogamendeckungen zum neuen Abschub, wo die Deckung der Phanerogamen bei 10 % oder darunter lag. Die Deckung der Flechten war auf dem Rollfeld am höchsten (Abb. 2 c).

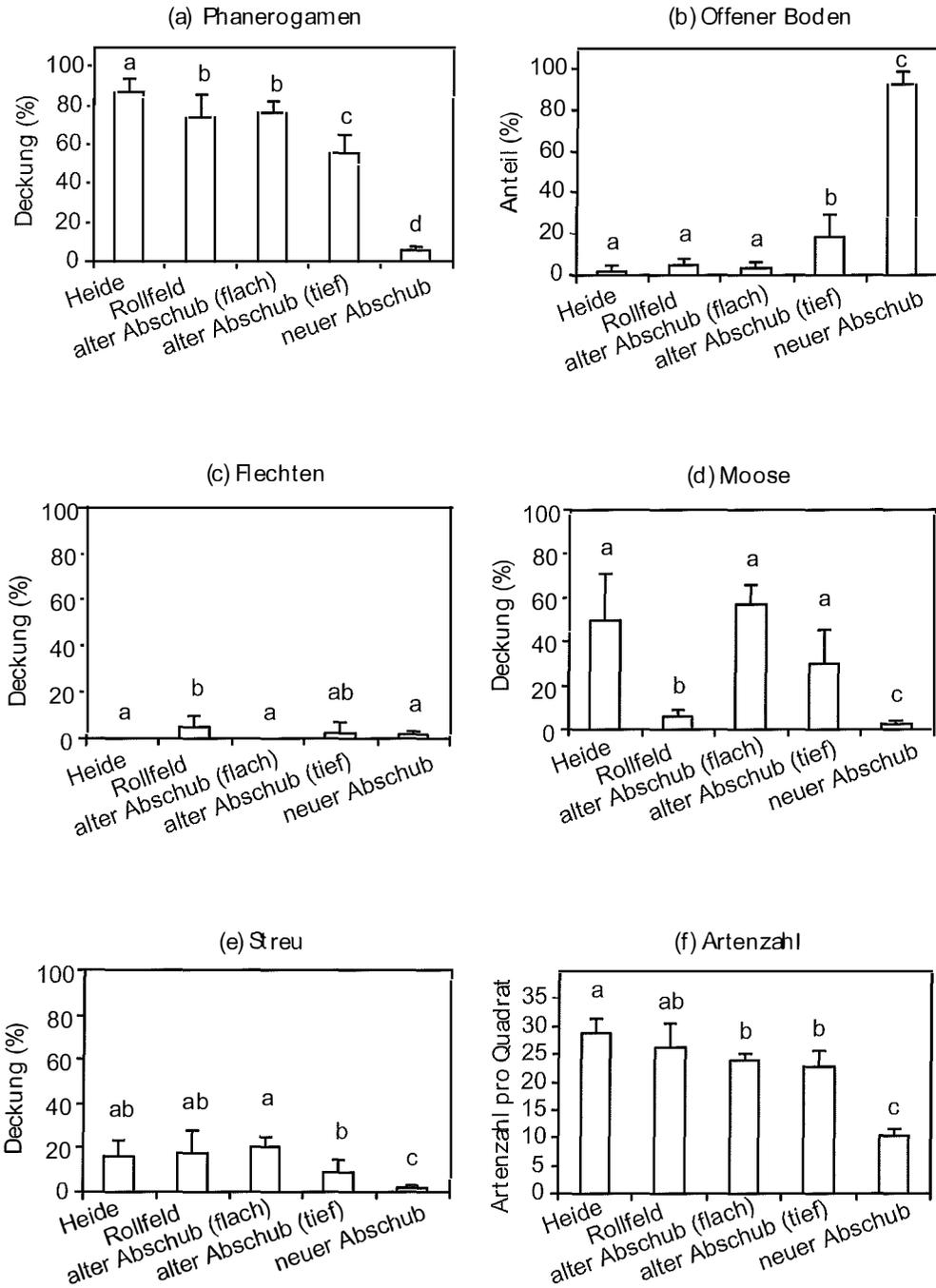


Abb. 2 (a-f): Gesamtdeckung der Phanerogamen, des offenen Bodens, der Flechten, der Moose und der Streusowie die Artenzahl an den verschiedenen Untersuchungsstandorten. Dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichungen. Unterschiedliche Buchstaben entsprechen einem signifikanten Unterschied.

Auch auf dem neuen Abschub ließen sich auf drei Aufnahmequadraten Flechten nachweisen, allerdings mit sehr geringen Deckungen; auf dem tief abgeschobenen alten Abschub wurden nur auf einem Aufnahmequadrat Flechten gefunden. Auf den Heideflächen und auf dem flach abgeschobenen alten Abschub kamen überhaupt keine Flechten vor. Dagegen fanden sich auf diesen Flächen Moose mit hohen Deckungen (Abb. 2 d). Auf dem Rollfeld und vor allem auf dem neuen Abschub war die Deckung der Moose wesentlich geringer. Im Mittel wiesen die drei Aufnahmequadrante des flachen alten Abschubs die höchsten Streuanteile auf (Abb. 2 e). Auf dem neuen Abschub war die Streudeckung noch sehr gering.

4.2 Artenzahlen und Anteile der Magerrasen-, Grünland- und Ruderalarten

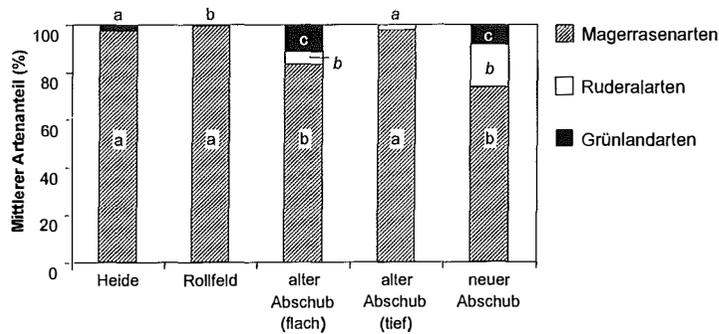
Die Artenzahlen waren auf der Heide am höchsten; fast ebenso viele Arten kamen auf dem Rollfeld vor (Abb. 2 f). Auf dem alten Abschub (tief und flach) waren die Artenzahlen etwas niedriger als auf der Heide und dem Rollfeld. Besonders wenige Arten pro Aufnahmequadrat (durchschnittlich etwa zehn) fanden sich dagegen auf dem neuen Abschub. Insgesamt konnten 2004 auf den Aufnahmeflächen des alten Abschubs 53 Arten (46 auf tiefem, 37 auf flachem Abtrag) und auf denen des neuen Abschubs 35 Arten nachgewiesen werden. Unter den 2004 auf den alten Abschubflächen nachgewiesenen Pflanzen befanden sich sechs nach der Bundesartenschutzverordnung geschützte sowie neun Arten der Roten Liste Deutschlands (KORNECK et al. 1996). Auf den neuen Abschubflächen kamen dagegen vier geschützte und drei gefährdete Arten vor. Für die Garchinger Heide besonders typische Arten wie beispielsweise *Linum perenne* konnten sowohl auf dem alten als auch auf dem neuen Abschub gefunden werden.

Der Anteil an Magerrasenarten war mit durchschnittlich 99,5 % auf den Aufnahmequadraten des Rollfeldes am höchsten, wo vereinzelt Grünlandarten, aber keine Ruderalarten nachgewiesen wurden (Abb. 3). Einen ebenfalls hohen Anteil an Magerrasenarten wiesen die tief abgetragenen Aufnahmeflächen des alten Abschubs sowie die Heideflächen auf. Die wenigen übrigen Arten gehörten hier jeweils zur Gruppe der Ruderalarten (alter Abschub tief) bzw. zu den Grünlandarten (Heide). Den höchsten Anteil an Grünlandarten an der Artenzahl wies der nur flach abgetragene alte Abschub auf (durchschnittlich 11 %), ihre Deckungssumme lag dort aber unter 1%, während die Deckungssumme der Ruderalarten rund 6 % betrug. Es kamen beispielsweise Ruderalarten wie *Convolvulus arvensis*, *Rubus caesius* sowie Wiesenarten wie *Plantago lanceolata*, *Galium album* und *Taraxacum officinale* vor. Interessanterweise fehlte *Carex humilis* auf den drei Flächen mit flacherem Abtrag, wohingegen die Art im tief abgetragenen Bereich auf allen fünf Aufnahmen vertreten war. Die durchschnittliche Deckung von *Carex humilis* war dabei allerdings mit Werten zwischen 5 und 10 % geringer als auf dem Rollfeld (durchschnittlich rund 17 %) und der Heide (durchschnittlich rund 16 %). Auf dem neuen Abschub kam *C. humilis* bereits vereinzelt mit einzelnen Horsten (< 1 % Deckung) vor. Etliche Zielarten des Naturschutzes, z.B. *Dorycnium germanicum*, *Leontodon incanus* und *Thymus praecox*, konnten sich auf dem alten Abschub ansiedeln und finden sich auf den flach abgeschobenen Bereichen sogar mit höherer Deckung (bei derselben Häufigkeit) als auf dem Rollfeld. *Globularia punctata* und *Teucrium montanum* konnten ebenfalls 2004 auf dem alten Abschub (flach) nachgewiesen werden; *Polygala chamaebuxus* fand sich auf dem tief abgeschobenen alten Abschub, wie die vorher genannten Arten allerdings noch deutlich seltener als auf dem Rollfeld. Einige Zielarten wie z.B. *Globularia cordifolia* fanden sich auf keiner der beiden Abschubflächen.

Generell war der Anteil der Magerrasenarten mit rund 74 % auf der neuen Abtragsfläche am geringsten. Der hohe Anteil der Ruderalarten auf dem neuen Abschub spiegelte sich allerdings nicht in der Deckungssumme dieser Arten wider. Durchschnittlich wiesen die Ruderalarten auf

Abb. 3:

Mittlerer Anteil der Artengruppen an der Artenzahl pro Aufnahmequadrat an den verschiedenen Aufnahmeorten. Unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (für jede Artengruppe getrennt zu lesen; *kursiv*: Ruderalarten).



den Aufnahmeflächen des neuen Abschubs eine Deckungssumme von 0,76 % auf, was nur etwa einem Zehntel der Deckungssumme der Magerrasenarten auf diesen Flächen entspricht. Einige stresstolerante Pionierarten der Kalkmagerrasen wie *Biscutella laevigata* und *Globularia punctata* konnten dort auch bereits nachgewiesen werden. *Biscutella* kam dort häufiger vor (in fünf von acht Aufnahmen) als auf dem Rollfeld und auf dem alten Abschub.

4.3 Detrended Correspondence Analysis (DCA)

Die Ordination der Vegetationsaufnahmen ergab bei einer Gradientenlänge von 3,1 eine gute Auftrennung entlang der ersten Achse, die 55 % der Gesamtvarianz im Datensatz erklärt. Diese Achse erstreckt sich von den Aufnahmen des Rollfeldes über die der alten Abschubfläche bis hin zu denen des neuen Abschubs, deren weite Streuung auf große Unterschiede in der Vegetation hinweist (Abb. 4). Die Deckung des offenen Bodens und der Ruderalarten waren positiv mit der ersten Achse korreliert, während die Deckung der Phanerogamen und Moose sowie die Artenzahl und die Anzahl der Magerrasenarten negative Korrelationen aufwiesen (Tab. 1). Weitere 10,6 % der Gesamtvarianz wurden durch die zweite Achse erklärt, die vor allem die Altheideflächen und die flach abgeschobenen alten Abschubflächen von den tiefer abgetragenen Altabschub- und den Rollfeldflächen trennt. Neben der Deckung der Moose war auch die Anzahl der Grünlandarten positiv mit der zweiten Achse korreliert.

4.4 Indikatorarten

Im Rahmen einer Indikatorartenanalyse konnten unter den insgesamt 88 nachgewiesenen Gefäßpflanzenarten Indikatorgruppen für die untersuchten Standorte ermittelt werden. Im Folgenden werden nur signifikante Arten genannt:

Die Flächen der Altheide wurden durch acht Indikatorarten charakterisiert: *Anthericum ramosum*, *Asperula cynanchica*, *Asperula tinctoria*, *Carduus defloratus*, *Centaurea jacea* ssp. *angustifolia*, *Centaurea scabiosa*, *Potentilla alba* und *Pulsatilla vulgaris*.

Für das Rollfeld wurden folgende elf Indikatorarten ermittelt: *Carex humilis*, *Erica herbacea*, *Globularia cordata*, *Globularia punctata*, *Hieracium pilosella*, *Polygala chamaebuxus*, *Potentilla arenaria*, *Prunella grandiflora*, *Teucrium montanum*, *Thesium linophyllum* und *Viola rupestris*.

Die Aufnahmequadrate des alten Abschubs mit tieferem Bodenabtrag waren dagegen durch *Anthyllis vulneraria*, *Dorycnium germanicum*, *Hippocrepis commosa*, *Leontodon incanus* sowie *Thymus praecox* gekennzeichnet.

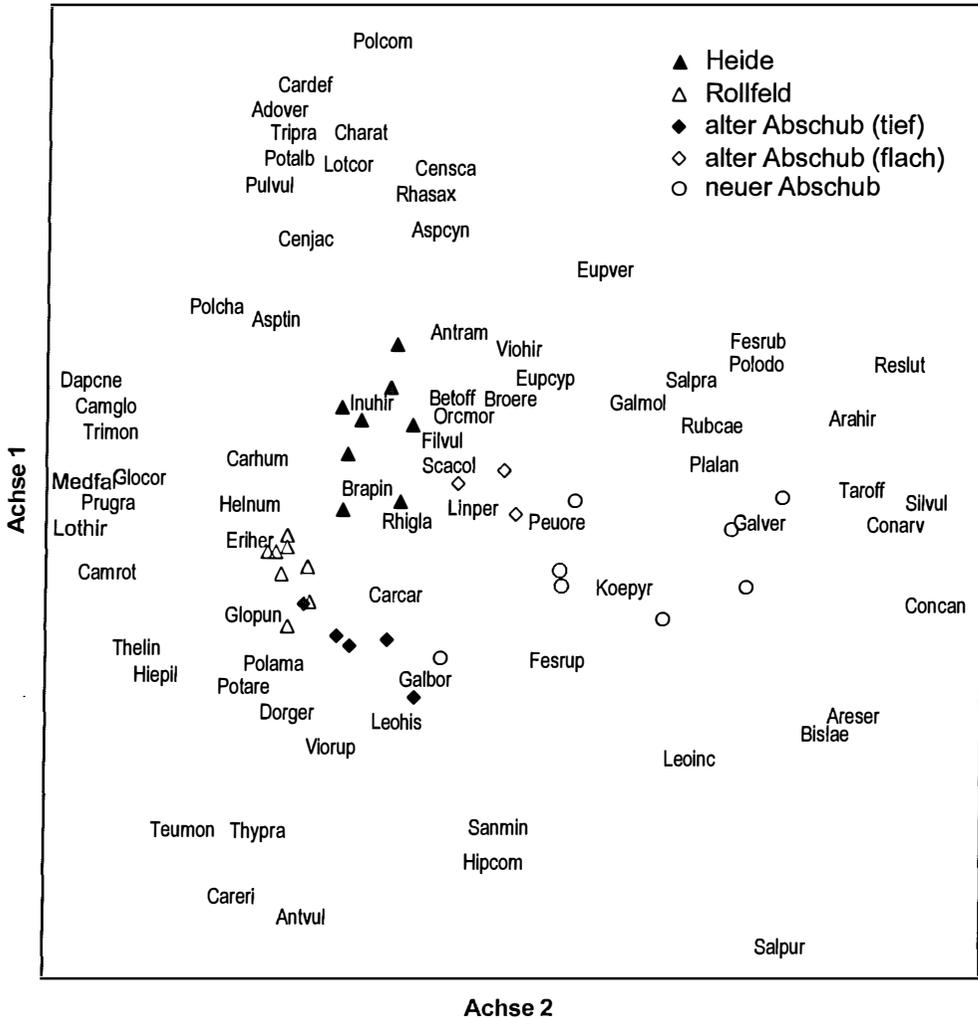


Abb. 4: Ordinationsdiagramm der Detrended Correspondence Analysis. Die Artnamen sind jeweils durch die ersten drei Buchstaben des Gattungs- und des Artnamens abgekürzt.

Für den nur flach abgetragenen alten Abschub wurden folgende zehn Indikatorarten berechnet: *Euphorbia verrucosa*, *Filipendula vulgaris*, *Galium album*, *Galium verum*, *Koeleria pyramidata*, *Plantago lanceolata*, *Rubus caesius*, *Salvia pratensis*, *Taraxacum officinale* und *Viola hirta*.

Der neue Abschub wies dagegen mit *Arenaria serpyllifolia* und *Silene vulgaris* nur zwei Indikatorarten auf.

Tab. 1: Spearman-Rangkorrelationen der Vegetationsparameter mit den ersten beiden Achsen des Ordinationsdiagramms. Dargestellt ist der Korrelationskoeffizient r_s nach Spearman. Auf dem Niveau von 0,05 bzw. 0,01 signifikante Korrelationen sind mit * bzw. ** markiert; n.s. = nicht signifikant.

Parameter	Korrelation mit Achse 1	Korrelation mit Achse 2
Anteil offenen Bodens	0,55**	n.s.
Anzahl Ruderalarten	0,38*	n.s.
Deckung der Phanerogamen	-0,51**	n.s.
Artenzahl pro 4 m ²	-0,49**	n.s.
Anzahl Magerrasenarten	-0,45**	n.s.
Deckung der Moose (%)	-0,53**	0,46**
Anzahl Grünlandarten	n.s.	0,46**

5 Diskussion

5.1 Entwicklung der Vegetation nach Oberbodenabtrag: Eine Sukzessionsreihe

Nach PFADENHAUER & LIEBERMANN (1986) war die Vegetation des alten Abschubs im Jahr 1984 (vier Jahre nach Oberbodenabtrag) durch ruderale Arten wie *Elymus repens*, *Potentilla anserina*, *Rubus caesius*, Düngezeiger wie *Taraxacum officinale* sowie Ackerwildpflanzen wie *Convolvulus arvensis*, *Leucanthemum ircutianum* und *Sonchus arvensis* gekennzeichnet. *Carex humilis* fehlte weitgehend (Frequenz 0,6 %). Insgesamt war die Vegetation des alten Abschubs mit 59 Arten damals artenärmer als die der Altheide mit 95 und des Rollfelds mit 67 Arten. Die Vegetation des neuen Abschubs im Jahr 2004 (ebenfalls vier Jahre nach Oberbodenabtrag) zeigt Gemeinsamkeiten mit der des alten Abschubs im Jahr 1984. Auch auf dem neuen Abschub fanden sich vier Jahre nach Oberbodenabtrag Ackerwildpflanzen wie *Convolvulus arvensis* oder der Neophyt *Coryza canadensis*. Insgesamt lag die Zahl derjenigen Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt auf Acker- und Grünlandflächen haben, jedoch niedriger als 1984 auf dem alten Abschub (Abb. 3). Dies ist vermutlich auf eine größere Entfernung des neuen Abschubs zur nächsten Ackerfläche zurückzuführen. 1984 war das gesamte Naturschutzgebiet noch von intensiv bewirtschafteten Ackerflächen umgeben, während heute überwiegend die im Rahmen des E+E-Vorhabens „Sicherung und Entwicklung von Grasheiden im Norden von München“ geschaffenen Renaturierungsflächen angrenzen (PFADENHAUER & KIEHL 2003).

Trotz des Vorkommens der Ruderalarten wiesen Magerrasenarten auf dem neuen Abschub bereits einen hohen Anteil an der Artenzahl auf. Vor allem stresstolerante Pionierarten der Kalkmagerrasen (z.B. *Biscutella laevigata*, *Leontodon incanus*), die zu ihrer Etablierung auf eine lückige Vegetation angewiesen sind, konnten sich auf dem nackten Kalkschotter gut ansiedeln. Auf ehemaligen Ackerflächen in der Umgebung der Garchinger Heide, deren Oberboden 1993 abgeschoben wurde, konnte sich *Biscutella laevigata* auf Flächen ohne Mähgutauftrag ebenfalls sehr gut etablieren, während auf Mähgutflächen bei zunehmender Vegetationsdeckung bis 2002 bereits ein Rückgang dieser Art zu beobachten war (THORMANN et al. 2003).

Auf den Bodenabtragsflächen mit Mähgut des E+E-Vorhabens fanden THORMANN et al. (2003) eine niedrigwüchsige Vegetation, die durch Polster von *Dorycnium germanicum*, *Anthyllis vulneraria*, *Hippocrepis comosa* und *Helianthemum nummularium* geprägt war. Bis auf *Helianthemum nummularium* stellen diese Arten in der vorliegenden Arbeit Indikatorarten für den alten Abschub mit tiefem Bodenabtrag dar, obwohl sie sich in der Untersuchung von THORMANN et al.

(2003) auf Flächen ohne Mähgutaufbringung – wohl wegen der größeren Entfernung zur Heide – bisher kaum oder gar nicht ansiedeln konnten. Das Vorkommen typischer „Rollfeldarten“ wie z.B. *Teucrium montanum* oder *Globularia punctata* und die Zunahme von *Carex humilis* (vgl. PFADENHAUER & LIEBERMANN 1986) deuten zudem darauf hin, dass sich die Vegetation des tiefer abgeschobenen Bereichs an die Rollfeldvegetation annähert. Die Vegetation des alten Abschubs mit flachem Bodenabtrag zeichnet sich dagegen durch vergleichsweise viele Grünland- und Ruderalarten aus (Abb. 3), was auf den tiefgründigeren Oberboden zurückzuführen ist. Aufgrund der besseren Versorgung der Vegetation mit Nährstoffen und Wasser haben Grünlandarten hier gegenüber Magerrasenarten einen Konkurrenzvorteil, so dass die Vegetationsentwicklung hier eher derjenigen ähnelt, die auf Mähgutflächen ohne Bodenabtrag des E+E-Vorhabens zu beobachten ist (vgl. THORMANN et al. 2003).

Die Vegetationsaufnahmen auf dem alten Abschub im Jahr 2004 zeigen, dass Ruderalarten heute einen geringeren Artenanteil stellen als 1984 (PFADENHAUER & LIEBERMANN 1986). Dagegen wurden insgesamt 13 naturschutzfachlich relevante (geschützte oder gefährdete) Arten gefunden. Die Aufnahmeflächen des Oberbodenabschubs von 1980 unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Artenzahlen bereits nicht mehr signifikant von denen des Rollfelds, so dass sowohl qualitativ als auch quantitativ von einer Verbesserung gegenüber 1984 gesprochen werden kann. Dass 2004 auf den Aufnahmeflächen des alten Abschubs insgesamt nur 53 Arten nachgewiesen werden konnten (im Vergleich zu 59 Arten 1984), ist auf das Verschwinden etlicher Ruderal- und Wiesenarten wie *Potentilla anserina* oder *Achillea millefolium* zurückzuführen.

5.2 Entwicklung einiger Zielarten: Gründe für die langsame Besiedlung

Der Oberbodenabschub sollte vor allem für jene Arten eine Ausweichmöglichkeit darstellen, die aufgrund ihres niedrigen Wuchses und/oder ihrer hohen Lichtbedürftigkeit zukünftig aus der Rollfeldvegetation verdrängt werden könnten. Durch ein weiteres Zuwachsen des Rollfeldes kommt es zu einer Annäherung der Rollfeldvegetation an die dichtere Heidevegetation und zu einer möglichen Verdrängung entsprechender Arten. Wie im Abschnitt 1.4 gezeigt wurde, konnten sich zwar etliche Zielarten (z. B. *Biscutella laevigata*, *Globularia punctata*) auf den Abschubflächen etablieren, manche konnten dagegen auch nicht nachgewiesen werden (*Globularia cordifolia*). Andere Untersuchungen weisen bereits darauf hin, dass die Besiedlung ehemaliger Ackerflächen mit Zielarten der Kalkmagerrasen nicht innerhalb weniger Jahre zu erwarten ist (z. B. HENNEKENS et al. 1985, GIBSON et al. 1991). Besonders die jüngere Abtragsfläche zeigt, wie langsam die Wiederbesiedlung von offenem Kieses erfolgt. Nach PYWELL et al. (2002) ist der Mangel an Samen der gewünschten Arten der Schlüsselfaktor, der die floristische Zusammensetzung artenreicher Magerrasen limitiert. Der Oberbodenabtrag führte zu einer Entfernung der im Boden gelagerten Samenbank (VAN DIGGELEN et al. 1997). Die Wiederbesiedlung der Fläche hängt damit ausschließlich vom Samenregen ab und wird dadurch verlangsamt. Der Samenregen auf den Abtragsflächen hängt einerseits von der Samenproduktion der Zielarten auf den umliegenden Heideflächen und dem Rollfeld ab, andererseits von der Ausbreitung der Samen. ERIKSON & JAKOBSSON (1998) konnten nachweisen, dass *Hieracium pilosella* (eine Art, die auf den Rollfeld-Aufnahmen gefunden wurde, auf denen des alten Abschubs dagegen nicht) in seinem Vorkommen zum Teil Samen-limitiert ist, d. h. zu wenige Samen produziert. Vermutlich trifft dies auch auf andere Arten zu, die sich bisher auf dem alten Abschub noch nicht etablieren konnten. Sowohl die Art der Ausbreitung als auch die Entfernung von den samenproduzierenden Populationen der Zielarten können Gründe dafür sein, dass einige der Zielarten auf dem alten Abschub heute noch fehlen. HUTCHINGS & BOOTH (1996) konnten zeigen, dass zahlreiche krautartige Pflanzen, die für Kalkmagerrasen typisch sind, im Mittel nur sehr kurze Ausbreitungsstrecken zurücklegen. Mög-

licherweise hängt es mit der über kurze Distanzen gut funktionierenden Ameisenausbreitung zusammen, dass sich die myrmekochore Art *Carex humilis* (OBERDORFER 2001) sehr gut auf den alten und teilweise auch bereits auf den neuen Abschub ausbreiten konnte, sich auf den entfernteren Flächen des E+E-Vorhabens dagegen kaum angesiedelt hat (vgl. THORMANN et al. 2003). Dass einige Zielarten trotz geeigneter Standortbedingungen und der geringen zu überbrückenden Entfernung von weniger als 50 m auf dem alten Abschub nicht gefunden werden konnten, liegt vermutlich nicht nur an einer unzureichenden Ausbreitungsfähigkeit oder zu kurzen Einwanderungszeit, sondern kann auch mit einer erfolglosen Etablierung in Zusammenhang stehen. Auf den kahlen Schottern herrschen extreme Standortbedingungen vor, die durch hohe Strahlungsintensität, starke Trockenheit und ein durch den Abschub verringertes Nährstoffangebot gekennzeichnet sind. Dadurch wird die Keimlingsetablierung erschwert und ist manchen Arten nur noch an Schutzstellen (z. B. in der unmittelbaren Nähe adulter Pflanzen) möglich. RYSER (1993) konnte zeigen, dass der Schutz durch benachbarte Pflanzen für die Etablierung von *Arabis hirsuta* und *Primula veris* notwendig ist, weil in ungeschützten Vegetationslücken durch Dürre und Frostaufbruch kaum ein Sämling überlebt. Die harschen kleinklimatischen Bedingungen auf den nackten Schotterflächen sowie der Mangel an Schutzstellen sind – neben der langsamen Ausbreitung – möglicherweise auch der Grund dafür, dass auf ehemaligen, in der Umgebung der Garchinger Heide gelegenen Ackerflächen neun Jahre nach Oberbodenabtrag und ohne Mähgutaufbringung die Gesamtdeckung der Vegetation 15 % nicht übersteigt (THORMANN et al. 2003).

6 Schlussfolgerungen

Die Untersuchung zeigt, dass der Oberbodenabtrag von 1980 eine aus naturschutzfachlich-floristischer Sicht erfolgreiche Maßnahme war. Das Ziel der Wiederherstellung eines Kalkmagerrasens, der demjenigen des Rollfeldes ähnelt, konnte an Stellen, an denen der Abschub bis auf den anstehenden Schotter erfolgte, erreicht werden. Die Vegetation des alten Abschubs hat sich an diesen Stellen bereits deutlich der Rollfeldvegetation angenähert und eine zukünftige weitere Annäherung ist wahrscheinlich. Zudem bieten die alten Abschubflächen günstige Standortbedingungen für konkurrenzschwache Arten, die sich in der dichter werdenden Rollfeldvegetation in Zukunft möglicherweise nicht mehr halten können.

Der neue Abschub zeigt nach vier Jahren noch eine heterogene Artenzusammensetzung und eine sehr geringe Pflanzendeckung. Da die Ausgangsbedingungen hier ähnlich sind wie auf den alten Abschubflächen mit tiefem Bodenabtrag, ist langfristig mit einer ähnlichen Vegetationsentwicklung zu rechnen. Die bereits nach vier Jahren erfolgreiche Ansiedlung einzelner Zielarten (z.B. *Globulariapunctata*) zeigt, dass die Besiedlung hier aufgrund der größeren Nähe zum Rollfeld möglicherweise noch schneller verlaufen wird.

7 Literatur

- BUNDESARTENSCHUTZVERORDNUNG (Verordnung zum Schutz wild lebender Tier- und Pflanzenarten) 2005: Bundesgesetzblatt I 2005, 258.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. 1997: Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecological Monographs* **67**: 345-366.
- 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.
- FETZER, K.D., GROTTENTHALER, W., HOFMANN, D., 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.

- 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.
- HENNEKENS, S. M., SCHAMINÉE, J. H. J. & WESTHOFF, V. 1985: The development of chalk grassland on abandoned fields in South Limburg, The Netherlands. – *Colloques Phytosociologiques* **11**: 471-485.
- 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.
- KIEHL, K. & JESCHKE, M. 2005: Erfassung und Bewertung der Phytodiversität ursprünglicher und neu angelegter Kalkmagerrasen der nördlichen Münchner Schotterebene. – *Tuexenia* **25**: 445-461.
- KOLLMANNBERGER, G. & GEISEL, O. 1989: Soldaten auf der Heide. – In: Gemeinde Eching, Landkreis Freising (Hrsg.): Garching Heide, Eching Lohe. Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. Bruckmann, 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. 355 S.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. 1996: Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* **28**: 21-187.
- LIPPERT, W. 1989: Die Herkunft der Heidepflanzen. – In: Gemeinde Eching, Landkreis Freising (Hrsg.): Garching Heide, Eching Lohe. Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. Bruckmann, München: 47.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. 1999: Multivariate analysis of ecological data. – MJM Software, Glenebe Beach, Oregon.
- OBERDORFER, E. 2001: Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Auflage. – Ulmer, Stuttgart.
- PFADENHAUER, J. & LIEBERMANN, C. 1986: Eine geobotanische Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Garching Heide. – *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* **57**: 99-110.
- PFADENHAUER, J., LÖSCH, R. & JOAS, C.H. 2000: Ziele, Organisation und Durchführung des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens. – In: PFADENHAUER, J., FISCHER, F.P., HELFER, W., JOAS, C., LÖSCH, R., MILLER, U., MILTZ, C., SCHMID, H., SIEREN, E. & WIESINGER, K.: Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. – *Angewandte Landschaftsökologie* **32**: 19-35.
- PFADENHAUER, J., KIEHL, K. 2003: Renaturierung von Kalkmagerrasen – ein Überblick. – In: PFADENHAUER, J., KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* **55**: 25-38.
- 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.
- RYSER, P. 1993: Influences of neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. – *Journal of Vegetation Science* **4**: 195-202.
- THORMANN, A., KIEHL, K., PFADENHAUER, J. 2003: Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsmaßnahmen auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen. – In: PFADENHAUER, J., KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierung von Kalkmagerrasen. *Angewandte Landschaftsökologie* **55**: 73-106.
- VAN DIGGELEN, R., BAKKER, J. P., KLOOKER, J. 1997: Top soil removal: new hope for threatened species? – In: COOPER, A., POWER, J. (Hrsg.): Species dispersal and land use processes: 257-263.
- WINDOLF, R. 1989: Geologie, Klima, Lebensbedingungen. – In: Gemeinde Eching, Landkreis Freising (Hrsg.): Garching Heide, Eching Lohe. Naturschutzgebiete in der Gemeinde Eching, Landkreis Freising. Bruckmann, München: 13-25.