Vegetationsökologische Untersuchungen zur Restitution von Sand-Ökosystemen

vom Fachbereich Biologie der Technischen Universität Darmstadt
zur
Erlangung des akademischen Grades
eines Doctor rerum naturalium
genehmigte
Dissertation von

Dipl. Biol.
Michael Stroh
aus Langen

Referentin: Prof. Dr. Angelika Schwabe-Kratochwil
Koreferent: Prof. Dr. Stefan Scheu
Tag der Einreichung: 04.09.2006
Tag der mündlichen Prüfung: 20.10.2006

Darmstadt 2006
D17

Veröffentlichungen aus der vorliegenden Dissertation

- Internationale Veröffentlichungen (peer-reviewed)

Stroh, M., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A. (2002): Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. - Phytocoenologia **32**: 595-625.

Stroh, M., Kratochwil, A., Remy, D., Zimmermann, K. & Schwabe, A. (2005): Rehabilitation of alluvial landscapes along the River Hase (Ems river basin, Germany). – Archiv für Hydrobiologie **155**/ 1-4: 243 – 260.

- Nationale Veröffentlichungen (peer-reviewed)

Stroh, M. & Kratochwil, A. (2004): Vegetationsentwicklung von restituierten flussnahen Sand-Ökosystemen und Feuchtgrünland im Vergleich zu Leitbildflächen (Emsland, Niedersachsen). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Berichte **17**, H.1: 55-68.

Stroh, M., Kratochwil, A. & Schwabe, A. (2004): Fraß- und Raumnutzungseffekte bei Rinderbeweidung in halboffenen Weidelandschaften: Leitbildflächen und Restitutionsgebiete im Emsland (Niedersachsen). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Berichte **17**, H.1: 133-146.

Kratochwil, A., **Stroh, M.**, Remy, D. & Schwabe, A. (2004): Restitution alluvialer Weidelandschaften: Binnendünen-Feuchtgebietskomplexe im Emsland (Nordwestdeutschland). - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. **78**: 93-101.

Schwabe, A., Zehm, A., Eichberg, C., **Stroh, M.**, Storm; C. & Kratochwil, A., (2004): Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. **78**: 63-92.

Inhalt

Kapitel A	Einführung	1
Kapitel B	Hintergründe zur Restitution	4
- Kapitel B1	Abiotische Voraussetzungen	4
- Kapitel B2	Biotische Voraussetzungen	4
- Kapitel B3	Restitutionsmaßnahmen	5
- Kapitel B4	Management	5
Kapitel C	Untersuchungsgebiete, Methoden, Ergebnisse und Diskussion	7
- Kapitel C1	Restitutionsexperiment Seeheim-Jugenheim (Pilotstudie)	7
- Kapitel C2	Restitutionsexperiment Rotböhl (optimierter Ansatz für basenreiche, subkontinental geprägte Sandfluren)	36
- Kapitel C3	Restitutionsexperiment Emsland (optimierter Ansatz für basenarme, subatlantisch geprägte Sandfluren)	61
Kapitel D	Synopsis	110
- Kapitel D1	Abiotik	111
- Kapitel D2	Biotik	112
- Kapitel D3	Restitutionsmaßnahmen	113
- Kapitel D4	Management	114
Zusammenfassung		115
Literaturverzeichnis		118
Anhang		126
Danksagung		128
Lebenslauf		129

A Einführung

Speziell in Wachstumsregionen und Ballungsräumen herrscht ein stetiger Verbrauch von Natur, der durch konservierenden Naturschutz allein nicht auszugleichen ist (BRADSHAW 2002). In landwirtschaftlich geprägten Gebieten entsteht außerdem aus der sich fortentwickelnden Agrar-Praxis Druck auf die begrenzten Flächen im Außenbereich, der zulasten natürlicher und semi-natürlicher Lebensräume geht.

Die Folge ist ein zunehmender Verlust an Arten- und Habitatreichtum aufgrund von Fragmentation. Hinzu können Eutrophierungen treten. Um diese Prozesse zumindest teilweise zu kompensieren, sind klassische Naturschutzkonzepte nicht ausreichend, und es sollten Konzepte zur „Wiederherstellung" der zerstörten oder degradierten Ökosysteme erarbeitet werden.

Sand-Ökosysteme gehören zu den stark gefährdeten Lebensräumen (SSYMANK et al. 1998). Die typischen Psammophyten sind auf die vermeintlich „ungünstigen" Bedingungen auf Sand angewiesen; bei „mittleren Standortsbedingungen" werden sie von konkurrenzkräftigen Arten, wie z.B. ruderalen klonalen Gräsern, überwachsen. Bei Ruderalisierung durch Nährstoffeinträge geht die Entwicklung in mittleren Sukzessionsstadien von Pionierstadien der Sand-Ökosysteme hin zu z.B. *Calamagrostis epigejos*-Stadien (SÜß et al. 2004). Die meisten Flächen sind unter den herrschenden Umweltbedingungen nur durch Pflegemaßnahmen zu erhalten.

In früheren Jahrhunderten prägten „Hudelandschaften" mit Sand-Ökosystemen das nordwestdeutsche Tiefland großflächig. Diese sind in den letzten Jahrzehnten insbesondere durch Landnutzungsänderungen bis auf wenige Reste verschwunden (BURRICHTER et al. 1980; POTT & HÜPPE 1991; SEEDORF & MEYER 1992; DRACHENFELS 1996).

Die vorliegende Arbeit behandelt die Frage nach der „Wiederherstellbarkeit" von Ökosystemen an den Modellen „flußnahe Sand-Ökosysteme im Emsland" und „Sand-Ökosysteme in der nördlichen Oberrheinebene bei Darmstadt". Dafür ist die Rekonstruktion standortstypischer Pflanzengesellschaften immer eine Voraussetzung *sine qua non* (DAVY 2002). Jedes Wiederherstellungsvorhaben sollte klare Zielvorstellungen formulieren (PALMER et al. 1997, WHITE & WALKER 1997, BAKKER et al. 2000, VAN DIGGELEN et al. 2001). Ein Hauptziel der Untersuchungen war die Wiederherstellung geeigneter Leitbildgesellschaften („true restoration" nach VAN DIGGELEN et al. 2001).

SCHÄFER (2003) definiert Restauration (restoration) als „absichtliche Veränderung eines Standortes, um ein bestimmtes, ursprünglich vorhandenes Ökosystem in seiner Struktur und seinen Funktionen wiederherzustellen. "

Der Begriff der Restitution bezieht sowohl Systemkräfte als auch gezielt eingesetzte Maßnahmen in den „Wiederherstellungsprozess" ein (SCHÄFER l.c.). Dies beschreibt das Konzept der Arbeit treffend, da die Wiederherstellung des Originalzustandes sich erst in der zeitlichen Folge der Maßnahmen einstellen kann. Dabei sollen standorteigene Dynamik (abiotische Faktoren wie Wind oder Hochwasser) und biotische Faktoren (Inokulation, Beweidung) die Restitutionsziele erreichen helfen.

Restitution ist auch immer skalenabhängig (siehe Tab. A1). Die kleinräumige („fine scale") Wiederherstellung der Leitbildgesellschaften im Raum Darmstadt entspricht der „true restoration" nach VAN DIGGELEN et al. (2001). Die großräumige („broad scale") Entwicklung „neuer Hudelandschaften" (RIECKEN et al. 1997; FINCK et al. 2002; HÄRDTLE et al. 2002) im Emsland mit den typischen Binnendünen-Flutmulden-Komplexen bedarf der „Systemkräfte" z.B. in Form der winterlichen Hochwasserdynamik und wird gut durch den Begriff der Restitution sensu SCHÄFER (l.c.) beschrieben.

Im Folgenden wird daher für die Veränderungen eines Lebensraumes mit dem Ziel, Ökosysteme zu sanieren und zu regenerieren, der Begriff der Restitution verwendet. Dabei sollen sowohl die abiotischen (PALMER et al. 1997) als auch die biotischen Funktionen restituiert werden. Nach initiierenden Maßnahmen sollen Systemkräfte die „Selbst-Heilung" des Systems fördern.

Diese Untersuchung besteht im Wesentlichen aus drei Teilen (siehe Tab. A1).

Zu Beginn sollte eine Pilotstudie (Kap. C1) verschiedene Inokulationsmethoden vergleichen. Außerdem wurden die Auswirkungen von Beweidung („restorative grazing" STROH et al. 2002) untersucht. Die Maßnahmen fanden auf Experimentalflächen von 25 m² Größe auf einer ehemaligen Deponiefläche in Seeheim-Jugenheim statt. Die auf der Basis eines stratifiziert-randomisierten Versuchsdesigns gewonnenen Erkenntnisse sollten in die Vorbereitungen der weiteren Restitutionsversuche einfließen.

Die Erfahrungen der Pilotstudie wurden in ein weiteres Experiment eingebracht, das Inokulation und faktorielles Design verbindet. Kap. C2 beschreibt das Restitutionsexperiment zur Erweiterung des Naturdenkmals „Rotböhl". Zur Verbesserung der abiotischen Bedingungen sollte die experimentelle Inversion des Bodens beitragen.

Während in den ersten beiden Ansätzen stets die Wiederherstellung geeigneter Leitbildgesellschaften als Restitutionsziel definiert wurde, ist im Rahmen des Restitutionsexperimentes im Emsland (Kap. C3) auch die Wiederherstellung landschaftlicher Funktionen Ziel des Versuches. Auf großen Flächen konnten hier hier zur Verbesserung der abiotischen Bedingungen Bodeninversionen und andere das Relief gestaltende Maßnahmen ausgeführt werden. Um die Entwicklung der Gesamtfläche zu dokumentieren, wurde ein rasterbezogenes, georeferenziertes Netz von Markierungspunkten in allen Flächen eingerichtet. Die großflächige Erfassung der Vegetationsdynamik sollte als „floristischer Hintergrund" der Anbindung der kleinräumigen Untersuchungsflächen dienen. Außerdem wurde das Punktraster zur Analyse der Fraß- und Raumnutzung unter Rinderbeweidung verwendet.

			Flächengröße	Versuchsdesign	Dauer	Gesamtfl.	Restitutionsmethoden	Nährstoffstatus)
Kap. C1: Restitutionsexperiment Seeheim-Jugenheim (Pilotstudie)	Restitutionsfl.	kleinräumiger („fine scale") Ansatz I	25 m²	inokuliert*beweidet nicht inokuliert*beweidet nicht inokuliert*unbeweidet	1999-2003	< 1000 m²	- biot.: Umwandlung auf Zeit durch Beweidung ("restorative grazing"); Inokulation	87 mg pflanzen-verfügb. Phosphat-P /kg trock. Boden
	Leitbildfl. / Spenderfl.		25 m² (Soden 1m²)	Spenderflächen (einmalig) Mähgut, Rechgut, Soden	Spenderflächen 1998			
	Leitbildfl.		25 m²	Dauerflächen Spontane Sukzession	Spontane Sukzession: 1995-2003			
Kap. C2: Restitutionsexperiment Rotböhl (optimierter Ansatz für basenreiche, subkontinental geprägte Sandfluren)	Restitutionsfl.	kleinräumiger („fine scale") Ansatz II	25 m²	inokuliert*beweidet inokuliert*nicht beweidet nicht inokuliert*beweidet nicht inokuliert*unbeweidet	2002-2005	2500 m²	- abiot.: experimentelle Inversion des Oberbodens ("top soil inversion") - biot.: Inokulation, Beweidung	vor: 46 mg/kg, nach: 15 mg pflanzen-verfügb. Phosphat-P /kg trock. Boden
	Leitbildfl. / Spenderfl.		25 m²	Spenderflächen (einmalig) Mäh- und Rechgut	Spenderflächen R1: 2001 R2: 2004			
Kap. C3: Restitutionsexperiment Emsland (optimierter Ansatz für basenarme, subatlantisch geprägte Sandfluren)	Restitutionsfl.	kleinräumiger („fine scale") Ansatz III	25 m²	inokuliert*beweidet inokuliert*nicht beweidet nicht inokuliert*beweidet nicht inokuliert*unbeweidet	2002-2005	37 ha	- abiot.: Inversion und Allokation d. Oberbodens, Reliefgestaltung - biot.: Inokulation, Beweidung	vor: 94 mg/kg, nach: 21 mg pflanzen-verfügb. Phosphat-P /kg trock. Boden
	Leitbildfl. / Spenderfl.		25 m²	beweidet unbeweidet	2000-2005			
	Restitutionsfl., Leitbildfl. / Spenderfl.	großräumiger („broad scale") Ansatz	80 m²	rasterbasiert, flächendeckend (Leitbild- und Restitutionsflächen)	2002-2005	> 70 ha		

Tab. A1: Übersicht über die Untersuchungsansätze der Restitutionsversuche

B Hintergründe zur Restitution

Eine Restitution hat die Wiederherstellung des Leitbild-Ökosystems sowohl mit seinen abiotischen (PALMER et al. 1997) als auch biotischen Standortbedingungen zum Ziel.

In unserer Untersuchung handelt es sich in allen Fällen um Flächen, die einstmals Sand-Ökosysteme trugen. PFADENHAUER & KIEHL (2003) nennen dies als Voraussetzung für die Neuschaffung eines Zielökosystems aus Ackerflächen, da so die standörtlichen und naturräumlichen Gegebenheiten für die erfolgreiche Wiederherstellung vorhanden sind. Hier allerdings sind die Standortfaktoren nach zum Teil Jahrzehnte andauernder intensiver Landwirtschaft stark beeinträchtigt.

Die Flächen waren durch hohe Nährstoffeinträge belastet und von Zielarten oder deren Diasporen in der Samenbank entleert. Diese Folgen der Ackernutzung beschreiben zahlreiche Untersuchungen (BAKKER 2005, BERENDSE et al. 1992, MULLER et al. 1998, HÖLZEL & OTTE 2003).

1 Abiotische Voraussetzungen

Der für die Restitution von Sand-Ökosystemen entscheidend wichtige abiotische Faktor ist der Nährstoffstatus. Die oft hohen Phosphat-P- und Stickstoff-Gehalte begünstigen die Ruderalisierung der Bestände und können sogar die Wiederherstellung des Ziel-Ökosystems unmöglich machen. Nährstoffanreicherungen entstehen im Verlauf der natürlichen Sukzession, verstärkt durch atmosphärischen Eintrag und/oder Düngung (MARRS 2002).

Ein Entzug von Nährstoffen kann oft nur unzureichend durch Mähen oder Beweidung erreicht werden (siehe Kap. B4); das gilt insbesondere für das Phosphat-P. Für einen maximalen Entzug in kurzer Zeit kann der Oberboden komplett entfernt werden („top soil removal“). Für saure Sand-Ökosysteme beschreiben dies in Calluna-Heiden AERTS et al. (1995), für Ackerböden VERHAGEN et al. (2001).

Im Restitutionsexperiment Emsland (Kap. C3) spielt neben den Nährstoffen der Wasserhaushalt für die angestrebten Binnendünen-Flutmulden-Komplexe eine Rolle. Durch die Ausgestaltung des Reliefs werden die tiefer liegenden Bereiche häufiger und länger durch winterliche Hochwasserereignisse überstaut als die Dünenkuppen (STROH et al. 2005).

2 Biotische Voraussetzungen

Degradierte Ökosysteme sind häufig durch das Fehlen von Diasporen gekennzeichnet („seed limitation“), da die Diasporenbank zumeist nicht geeignet ist zur Wiederherstellung der Leitbildgesellschaften. Außerdem besitzen viele gefährdete Arten keine dauerhaften Diasporenbanken (WILLEMS 2001).

Im Diasporenniederschlag können nur Leitarten vertreten sein, wenn in unmittelbarer Nähe vitale Bestände der Leitbildgesellschaften vorkommen. Die zunehmende Fragmentierung sorgt für stets kleinere und weiter entfernte Populationen der Zielarten, die dann die Restitutionsgebiete gar nicht erreichen oder in zu geringer Zahl zur Etablierung neuer vitaler Populationen.

Deshalb ist häufig die Inokulation der Restitutionsflächen durch den Transfer von Diasporen von geeigneten Spenderflächen notwendig. In anderen Restitutionsvorhaben wurden

bereits Transfers von Mähgut, Bodenmassen oder Implantation durchgeführt (z.B. PATZELT 1998, PFADENHAUER & GROOTJANS 1999, BANK et al. 2002, KIRMER et al. 2002, HÖLZEL & OTTE 2003).

3 Restitutionsmaßnahmen

Die Restitutionsmaßnahmen müssen verschiedene Anforderungen erfüllen. Es gilt zu klären, ob durch Wiederherstellungsmaßnahmen eine Nährstoffreduktion zur Verbesserung der abiotischen Bedingungen der Restitutionsflächen erreicht werden kann. Darüber hinaus stellt sich die Frage, wie anschließend geeignete Diasporen übertragen werden, um so die biotischen Bedingungen zu verbessern.

Es stellt sich ferner die Frage, ob überhaupt Restitutionsmaßnahmen ergriffen werden müssen oder sich der Bestand aus eigener Kraft erholen kann.

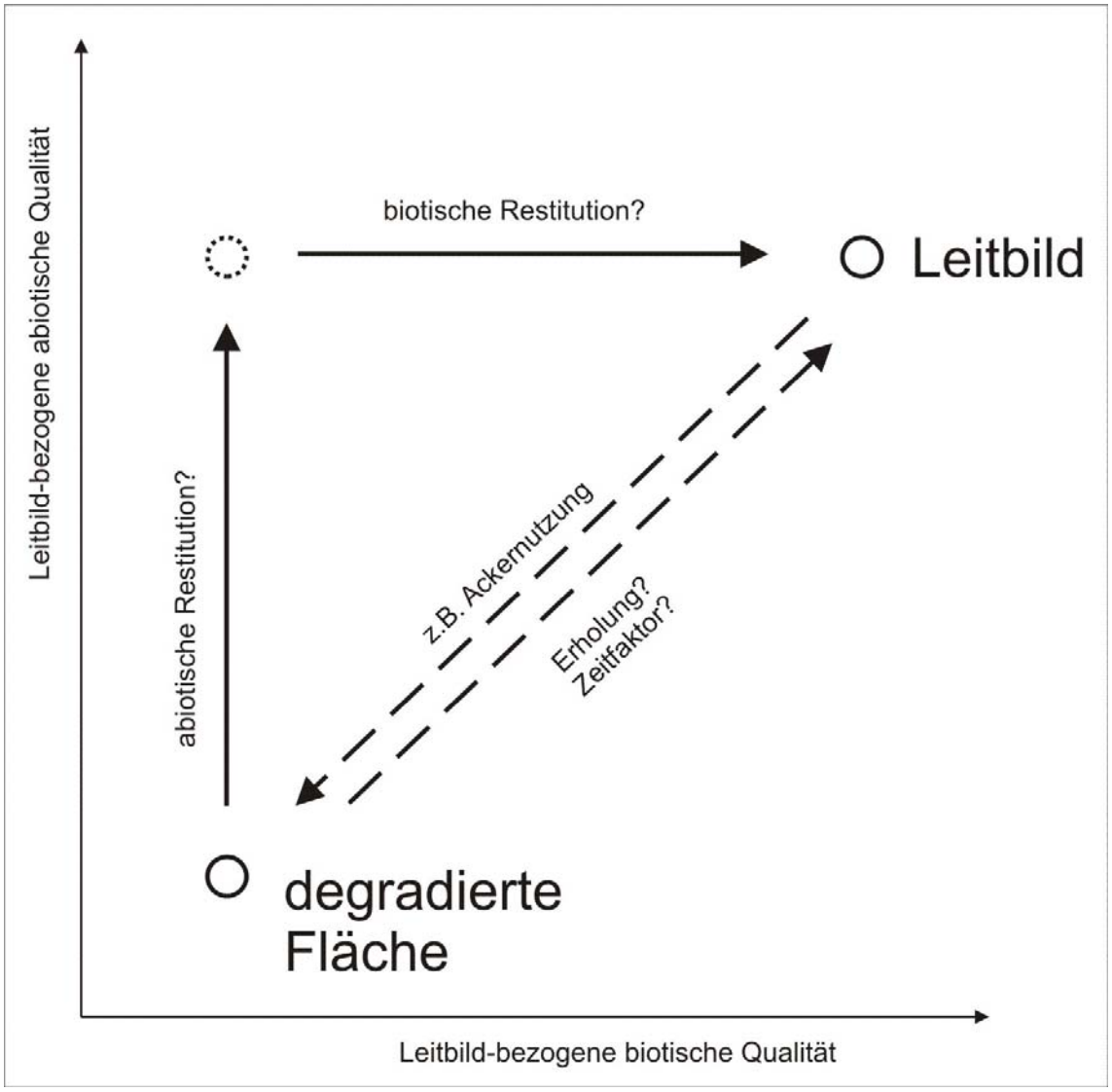

Abb. B1: Schematische Darstellung der Anforderungen an die Restitution einer Leitbildgesellschaft

4 Management

Das Management der Flächen soll als Pflege, im besten Fall als Nutzung, die Entwicklung im Sinne der Zielvorstellungen unterstützen.

Ein großes Problem stellt das Aufkommen oder sogar die Dominanzbildung unerwünschter Arten, hauptsächlich von Ruderalarten oder klonalen Gräsern, dar (z.B. WILLEMS 2001, KIRMER & MAHN 2001, BANK et al. 2002).

Eine Mahdnutzung kann diese zurückdrängen und heliophile und konkurrenzschwache Arten so fördern (BOBBINK & WILLEMS 1993, WILMANNS & SENDTKO 1995, HUHTA et al. 2001, REBELE & LEHMANN 2001).

Als Alternative zur Mahd kann eine Beweidung zur Steuerung der Sukzession (MULLER et al. 1998, STROH et al. 2002) genutzt werden.

Beweidung kann die Vegetationsstruktur (ZEHM et al. 2003) und die Textur der Vegetation (z.B. Artenzusammensetzung) beeinflussen (DUPRÉ & DIEKMANN 2001). Durch das spezifische und selektive Fraßverhalten der Weidetiere werden einzelne Pflanzenarten, die von den Tieren wenig nutzbar (z.B. Rosettenpflanzen, Pflanzenarten mit tief liegenden Vegetationspunkten s. BUTTENSCHØN & BUTTENSCHØN 1982) oder bewehrt sind, oder aufgrund von Inhaltsstoffen schlecht schmecken oder toxisch wirken (PFISTER et al. 1996; BROWN & MOLYNEUX 1996; ANDERTON et al. 1999), gefördert, andere wiederum als begehrte Fraßpflanzen gezielt und intensiv aufgenommen und in ihrer Biomasse stark dezimiert (s. z.B. BUTTENSCHØN & BUTTENSCHØN 1982; NOY-MEIR et al. 1989; Übersicht in KRATOCHWIL & SCHWABE 2001).

In dieser Arbeit soll untersucht werden, ob Beweidung eingesetzt werden kann, um die Entwicklung von Leitbildgesellschaften zu fördern und diese zu erhalten.

C Untersuchungsgebiete, Methoden, Ergebnisse und Diskussion

1 Restitutionsexperiment Seeheim-Jugenheim (Pilotstudie)

1.1 Einführung

1.1.1 Restitutionsflächen

Mit der Freilanduntersuchung wurde im Jahr 1999 auf Flächen der Gemeinde Seeheim-Jugenheim (20 km südlich von Darmstadt, 120 m ü. NN, 650 mm Jahresniederschlag, 9 °C mittlere Jahrestemperatur) begonnen (STROH 2000). Die Untersuchung konnte vom Jahr 2000 an im Rahmen der vorliegenden Arbeit fortgesetzt werden. Die umliegende Landschaft setzt sich aus landwirtschaftlich und forstlich genutzten Bereichen mit Überbleibseln des Pyrolo-Pinetum und Offenland-Sandstandorten in wenigen hundert Metern Entfernung zusammen. Direkt an die Experimentalfläche grenzt ein relikthaftes Dünenfragment mit Arten des Jurineo-Koelerietum glaucae an. Das Gebiet wurde bis in das Jahr 1998 als Deponiefläche genutzt, zunächst zur Lagerung von Sandaushub der Baustelle des Kreiskrankenhauses, anschließend für gemischte Materialien von einer Straßenbaustelle in Seeheim-Jugenheim. Im März 1998, unmittelbar vor Beginn der Untersuchungen, wurde der Großteil der Trümmer entfernt. Nach dem Abschieben der Fläche war der Untergrund stark verdichtet und wies an der Oberfläche noch immer hohe Gehalte an Grobskelett (bis 55%) auf.

Die Binnendünen in Seeheim-Jugenheim (Landkreis Darmstadt-Dieburg) gehören zu dem rechtsrheinischen Sandgebiet, dessen Sande in der letzten Spät- bis Nacheiszeit ausgeweht wurde. Vor etwa 10000 Jahren verfrachtete der Rhein Material aus den Kalkalpen, das in den Flussterrassen der nördlichen Oberrheinebene abgelagert wurde. Starke Westwinde bliesen die carbonatreichen Flusssedimente aus den Rheinschottern aus und über die damals schüttere Vegetation der Hessischen Rheinebene hin zum Odenwaldrand. Die primär kalkhaltigen Flugsandablagerungen formten den Dünenstreifen zwischen Darmstadt und Rastatt.

Vermutlich befanden sich vor der Nutzung als Deponie auf der Experimentalfläche noch Sandrasengesellschaften. In der Umgebung befinden sich noch Vegetationskomplexe z.B. mit Corynephoretalia- und *Sedum acre-Bromus tectorum*-Gesellschaften, dem Jurineo-Koelerietum glaucae und dem Allio-Stipetum capillatae.

Diese Ziel- und Leitgesellschaften sollten auf den Restitutionsflächen wiederhergestellt werden (“true restoration” nach VAN DIGGELEN et al. 2001).

1.1.2 Leitende Fragestellungen

Die Pilotstudie sollte folgende Fragen klären:

Ist es möglich, dass sich Zielgesellschaften aus der Samenbank oder dem Diasporenniederschlag auf der Fläche spontan einstellen?

Wie effizient sind verschiedene Methoden zum Eintrag von Diasporen in die Fläche (Inokulation)? Drei Mähgutansätze sollten bei verschieden hohem Materialeinsatz untereinander sowie mit einem Rechgut- und einem Sodenversetzungsansatz verglichen werden.

Welche Wirkung (z.B. Keimungsförderung) hat die Bedeckung der Flächen mit Folie?

Können die Zielgesellschaften dauerhaft etabliert werden oder kommen Ruderalfluren auf?

Kann ein angepasstes Weidemanagement die Vegetationsentwicklung beeinflussen?

Im Mittelpunkt der verschiedenen Restitutionsansätze steht die Kombination von Beimpfung und Beweidung. Daher waren weiterführende Fragestellungen von Interesse:

Welche Pflanzen werden bevorzugt befressen?

Welche Gründe haben die Fraßpräferenzen? Spielen funktionelle Gruppen der Pflanzen oder der Stickstoffgehalt der Pflanzen dabei eine Rolle?

1.2 Methoden

1.2.1 Bereits vorhandene Daten zur Fläche

Die Versuchsflächen wurden bereits 1999 pflanzensoziologisch nach der Methode von BARKMAN et al. (1964) aufgenommen (siehe STROH et al. 2002). Außerdem wurden das Diasporenreservoir im Boden und der Diasporenniederschlag auf der Fläche untersucht. Im März 1998 konnte neben zwei Flächen der Experimentalfläche (E1, E2) das angrenzende Dünenfragment (D1) beprobt werden (siehe STROH et al. 2002).

Im März 1996 war diese Fläche schon von KROLUPPER & SCHWABE (1998) untersucht worden (D2), ebenso die Spenderfläche des Sodenversetzungsansatzes (dS). Die Diasporengehalte wurden mit der Auflaufmethode bestimmt nach THOMPSON et al. (1997).

1.2.2 Versuchsdesign und Vorbereitungen

Bei dem Restitutionsversuch wurden 35 Experimentalflächen von je 25 m^2 Größe, getrennt durch einen 5 m breiten Pufferstreifen, untersucht. Die Verteilung der verschiedenen Behandlungen (s. u.) auf die Experimentalflächen erfolgte stratifiziert-randomisiert (STROH et al. 2002). Die Stratifizierung berücksichtigte Stellen starker Bodenverdichtung (Staunässe) und den Anteil grober Steine am Substrat.

Vorbereitend wurde jede Fläche unmittelbar vor der Beimpfung oberflächlich gefräst, um die starke Verdichtung durch den jahrelangen Deponiebetrieb zu mildern. Mit einer Motorfräse wurde der Untergrund etwa 30-40 cm tief gelockert. Auch nach dem Fräsen der Flächen blieben große Fahrspuren des Abfuhrbetriebes erhalten. Die Lage der Vertiefungen wurde erfasst. Der Einfluss solcher Staunässerinnen oder von Randeffekten sollte sich nicht auf einen Ansatz mehr als auf einen anderen auswirken.

Der Grobskelettanteil der Flächen einer Behandlungsvariante sollte an den der Gesamtfläche angenähert sein. Der Anteil an Grobskelett wurde auf jeder Fläche geschätzt. Für die Gesamtfläche konnte so ein Durchschnittswert ermittelt werden. Aus diesen Werten wurde die Belegung der Flächen mit den einzelnen Versuchsansätzen erarbeitet.

Die Zuordnung der Flächengruppen zu den Ansätzen erfolgte randomisiert.

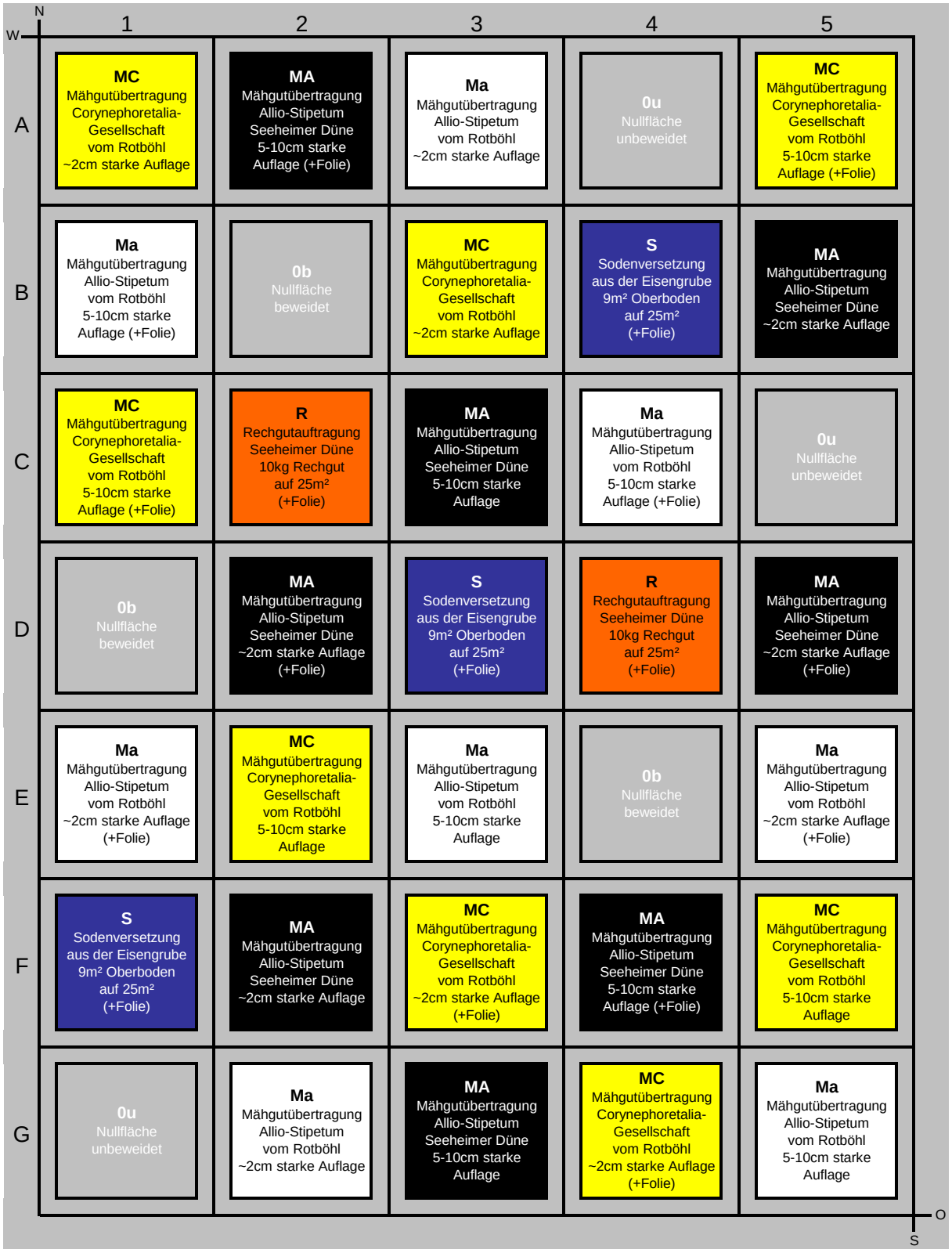

Abb. 1.1: Versuchsdesign, 35 Experimentalflächen à 25 m² mit je 5 m Abstand voneinander

Vorab wurde die Fläche von *Cirsium arvense* und *Robinia pseudoacacia* befreit. Die Acker-Kratzdisteln wurden wenige Zentimeter unter der Erdoberfläche abgestochen und von der Fläche entfernt. Die jungen Robinien wurden ebenso mit möglichst vollständiger Wurzel entfernt. Insgesamt wurden von den Versuchsflächen 436 Disteltriebe und 58 Robinien entnommen.

Auf vier Experimentalflächen wurden Bodenproben für Nährstoffanalysen genommen (Dezember 1999, 0-10 cm Tiefe, je drei Replikate). Alle folgenden Angaben beziehen sich auf getrocknete (70 °C) Feinerde (< 2 mm). Der Gesamtstickstoffgehalt lag im Mittel bei 0,4 mg/g, im Gebiet ein für nicht ruderalisierte Sandrasen niedriger Wert (8 Stellen: 0,3 – 1,7 mg/g nach STORM et al. 1998). Im Mittel wurden 2,4 mg/kg pflanzenverfügbaren mineralischen Stickstoffes (NH_4^+-N und NO_3^-N in 0,0125 mol/l $CaCl_2$ Bodenextrakt) gemessen, was im Bereich nicht ruderalisierter Sandrasen liegt (0,3 – 2,9 mg/kg, nach STORM et al. 1998). Der mittlere pflanzenverfügbare Gehalt an Phosphat-P (in Calcium-Acetat-Lactat-Extrakt) von 87 mg/kg ist, verglichen mit den Werten nicht ruderalisierter Sandrasen, sehr hoch (8 – 20 mg/kg, nach STORM et al. 1998). SÜß et al. (2004) beschreiben den Phosphatwert als entscheidenden Faktor für den ruderalisierten Sukzessionspfad in Sand-Ökosystemen und geben für die Entwicklung eines Koelerion-Bestandes zum nicht ruderalisierten Allio-Stipetum einen Schwellenwert von 15 mg/kg Phosphat-P an.

Der pH-Wert auf der Fläche betrug 7,4 (in 0,01 mol/l $CaCl_2$ –Lsg.), das entspricht den Werten der Leitbild- bzw. Spenderflächen.

1.2.3 Inokulationsmethoden

Zur Beimpfung der Experimentalflächen konnte auf verschiedene Weise aus geeigneten Spenderflächen diasporenhaltiges Inokulationsmaterial gewonnen werden. Alle Spenderflächen liegen im Landkreis Darmstadt-Dieburg; die Mahd und Ausbringung erfolgte zwischen dem 14. und 21.8.1998:

MA (8 Flächen): Gemähtes Material Allio-Stipetum A (Seeheimer Düne).

Ma (8 Flächen): Gemähtes Material Allio-Stipetum a (Rotböhl).

MC (8 Flächen): Gemähtes Material Corynephoretalia-Ges. (Rotböhl).

R (2 Flächen): Gerechtes Material Allio-Stipetum (Seeheimer Düne).

Die Rechgut-Gewinnung erfolgte im Zusammenhang mit einer Pflegemaßnahme in einem *Fumana procumbens*-reichen Allio-Stipetum; jede Empfängerfläche wurde im Juni 1998 mit 10 kg frisch gewogener Phytomasse inokuliert.

S (3 Flächen): Soden *Sedum acre-Bromus tectorum*- Gesellschaft.

Dieser weitere Ansatz war eine Soden-Verfrachtung (10 cm Sodendicke) aus einer Gesellschaft der Corynephoretalia (*Sedum acre-Bromus tectorum*-Ges.). 9 m^2 Substrat wurde auf jede Empfängerfläche aufgebracht (30.05.1998).

0b (3 Flächen): Beweidete Flächen ohne Inokulation.

0u (3 Flächen): Kontrollen, keine Inokulation, keine Beweidung.

1.2.3.1 Mähgutübertragung

Als Spenderflächen dienten die flächenhaften Naturdenkmale (ND) Rotböhl und Seeheimer Düne.

Das ND Rotböhl (siehe auch Kap. 2.1.1) war 1950 in seiner gesamten Größe als ND ausgewiesen worden und ist inzwischen auch als FFH-Gebiet gemeldet. Hier finden sich frühe Sukzessionsstadien in Form von Corynephoretalia-Stadien, dem Koelerion glaucae sowie Stadien konsolidierterer Sande, hier das Allio-Stipetum.

Die Seeheimer Düne ist zwar ein räumlich kleines Dünenrelikt, trägt aber *Fumana procumbens*- reiche Bestände des Jurineo-Koelerietum und Allio-Stipetum und zählt daher zu den naturschutzfachlich wertvollsten Flächen des Landkreises Darmstadt-Dieburg.

Die Spenderflächen wurden unmittelbar vor der Mahd pflanzensoziologisch nach dem erweiterten Schlüssel von BARKMAN et al. (1964) aufgenommen.

Im Allio-Stipetum des ND Seeheimer Düne fand die Mahd in einem randlichen Bereich statt. Es konnte mit einem Balkenmäher (Schnitthöhe ca. 5 cm) eine rechteckige Fläche (22,5 m X 10 m) gemäht werden, das Mähgut wurde in Säcke verpackt und zur Restitutionsfläche gebracht.

Neben einem Allio-Stipetum-Bestand des ND Rotböhl wurde hier auch in zwei Flächen im Bereich der Corynephoretalia-Ges. gemäht. In beiden Bereichen wurde Mähgut von je 300 m² Fläche entnommen.

Das Mähgut wurde frisch und unzerkleinert in zwei verschiedenen Schichtstärken auf die vorgesehenen Flächen aufgetragen. Vier der je acht Flächen erhielten eine 5-10 cm starke, etwa 60% deckende Auflage, die anderen Flächen wurden zu etwa 25%, 2 cm hoch mit Mähgut belegt.

Um die Verwehung des Mähgutes zu verhindern, wurde nach dem Auftragen ein feinmaschiges Netz über die Flächen gespannt. Die Netze blieben so lange wie möglich auf der Fläche. Am 06.04.99 mussten sie abgenommen werden. Zu einem späteren Zeitpunkt wären sie zu stark durchwachsen und vermutlich überhaupt nicht mehr entfernbar gewesen.

Die Hälfte der Mähgutflächen wurde nach der Inokulation mit gelochter, transparenter Folie („Polydress“ Crop advancement foil, 50 µm stark, BP Chemicals) bedeckt. Der Versuch sollte der Verbesserung der Keimungsbedingungen (höhere Luftfeuchtigkeit und Temperatur) dienen. Die Folie lag vom 01.09.98 bis 29.10.98 über dem Mähgut.

Weder die verschieden starke Aufbringung des Mähgutes noch die Bedeckung eines Teils der Flächen mit Folie wirkten sich auf die Entwicklung der Vegetation aus (STROH 2000). Daher soll im Folgenden auf diese Behandlungsvarianten nicht mehr eingegangen werden.

1.2.4 Vegetationsaufnahmen und Auswertung

Alle Flächen wurden von 1999 bis 2003 mit der erweiterten Skala von BARKMAN et al. (1964) aufgenommen. Die Entwicklung im Jahr 1999 wurde von STROH (2000) dokumentiert. Seit 1995 befinden sich in einem Monitoring-Programm zur Untersuchung offener Sandstandorte unter anderen zwei Dauerflächen aus der Nähe von Malchen (ca. 3,5 km von der Experimentalfläche entfernt). Diese 25 m²-plots (ss1 und ss2) wurden damals in der *Sedum acre - Bromus tectorum*-Ges. (Corynephoretalia) ähnlich der Soden-Spenderfläche (dS), angelegt, um die spontane Sukzession zu beobachten. Die Vegetationsaufnahmen (SCHWABE et al., unveröff. Daten) wurden in die Auswertung aufgenommen.

Die Nomenklatur folgt WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998).

Die Werte der erweiterten Skala von BARKMAN et al. (1964) wurden in eine zehnstufige Ordinalskala [0; 9] transformiert. Die Ordination des Gesamtdatensatzes erfolgte anhand der DCA (Detrended Correspondence Analysis, HILL 1979) mit den Einstellungen: “downweighting selected” und “axes rescaled”. Die Restitutionsflächen wurden mit der Polaren Ordination (BEALS 1984) ordiniert (Einstellungen: „BRAY CURTIS distance measure“, „original BRAY CURTIS endpoint selection“, „Euclidean projection“ und „calculation of weighted average species points“).

Die Ordinationen erfolgten mit PC-ORD 4.25. Um die Hauptentwicklungen zu dokumentieren, sind die mittleren Koordinaten für jede Behandlung/Jahr berechnet worden aus den Koordinaten der jeweiligen Replikate.

Die gefundenen Arten wurden nach ihrer pflanzensoziologischen Klassifikation in folgende Gruppen geordnet:

Koelerio-Corynephoretea (Koel.) (= Sedo-Scleranthetea)

Festuco-Brometea (Fest.)

Stellarietea mediae (Stell.)

Artemisietea vulgaris (Arte.)

Agropyretea intermedio-repentis (einschließlich *Calamagrostis epigejos*) (Agro.)

Molinio-Arrhenatheretea (Moli.)

andere Klassen und Begleitarten (andere).

Arten der Gruppen 1 und 2 wurden als Zielarten betrachtet, Arten der Gruppen 3, 4 und 5 als Ruderalarten. Auf dieser Gruppierung aufbauend wurden zwei Ruderalisierungs-Indices bestimmt.

Qualitativer Ruderalisierungs-Index = Artenzahl (Gruppe 3+4+5) / Artenzahl (Gruppe 1+2)

Quantitativer Ruderalisierungs-Index = Deckungssumme (Gruppe 3+4+5) / Deckungssumme (Gruppe 1+2)

Die Deckungssummen errechneten sich aus den Mittelwerten der Deckungswerte der Stufen der erweiterten BARKMAN-Skala. Für [2m] wurden 3% eingesetzt, für [1] 1%, für [+] 0,5% und für [r] 0,1%.

Die Arten wurden auch in funktionelle Gruppen klassifiziert:

-Fabaceae (jede Wuchshöhe)

-Hochwüchsige Kräuter (> 40 cm hoch, außer Fabaceae)

-Kräuter mittlerer Höhe (15-40 cm hoch, außer Fabaceae)

-Kleinwüchsige Kräuter (< 15 cm hoch, außer Fabaceae)

-Gräser (Poaceae, *Carex*-Arten)

-Gehölze (juv.)

Die Ergebnisse des Experimentes wurden nach dreijähriger Versuchsdauer publiziert (STROH et al. 2002; SCHWABE et al. 2004); inzwischen können fünf Vegetationsperioden ausgewertet werden.

1.2.5 Beweidung

Die genannten Experimentierflächen wurden zusammen mit Kontakt- und Pufferflächen (ca. 0.5 ha) wie folgt beweidet: Juni 1999 14 Tage durch zehn Mutterschafe, Mai 2000 für zwei Tage Stoßbeweidung mit 250 Schafen und im Oktober zwei Tage mit 160 Schafen, 2001 im Juni für zwei Tage mit 290 Schafen, danach drei Wochen mit zwei Eseln und im November zwei Tage mit 180 Schafen, 2002 im Juni für zwei Tage mit 350 Schafen und im November für zwei Tage mit 180 Schafen, 2003 im Mai für einen Tag mit 550 Schafen. Zum Zeitpunkt der ersten Vegetationsaufnahmen im Jahr 1999 waren die „beweideten" Flächen noch unbeweidet. Drei der sechs Flächen, die nicht inokuliert wurden, blieben von der Beweidung ausgeschlossen.

1.2.5.1 Fraßpräferenzen

Für die Schätzung der Fraßintensität wurde die Ordinal-Skala aus Tab 1.1 (vgl. STROH et al. 2002) verwendet.

Wert	entfernte Phytomasse
0	0%
1	1-5 %
2	6-25 %
3	26-50 %
4	51-75 %
5	76-99 %
6	100%

Tab. 1.1. Schlüssel zur Bewertung der Fraßintensität: Werte für das Verhältnis der abgeweideten Phytomasse jeder Art zur Phytomasse vor der Beweidung.

Vor der Beweidung (Start: 23.6.2001, 20:00 Uhr) wurde der Ausgangszustand jeder Pflanzenart festgehalten. Die Reduktion der Phytomasse unter Schafbeweidung wurde nach 11 Stunden (= t1), 23 Stunden (= t2) und nach 35 Stunden (= t3) abgeschätzt. Nach der anschließenden Nachbeweidung durch Esel wurde die Schätzung erneut wiederholt (= t4).

Die Ergebnisse aus der Untersuchung der Schafbeweidung wurden in fünf Präferenzgruppen eingestuft:

A: sehr hohe Präferenz (Fraßintensität $\geq$ 3 zu t1)

B: hohe Präferenz (Fraßintensität 1-2 zu t1 und $\geq$ 3 zu t3)

C: mittlere Präferenz (Fraßintensität 0 zu t1 und $\geq$ 3 zu t3)

D: niedrige Präferenz (Fraßintensität 0 zu t1 und 1 oder 2 zu t3)

E: nicht gefressen.

Die Fraßpräferenzen der Esel in der Nachbeweidung konnten nur bedingt ausgewertet werden, da die Ressourcen auf der Fläche durch die vorangegangene Schafbeweidung bereits stark reduziert worden waren. Außerdem war die Weideperiode bedeutend länger (t4 = nach drei Wochen), was bei manchen Arten zur Erholung vom Weidedruck durch die Schafe und wieder ansteigenden Phytomassewerten führte. Deshalb wurden die Arten der Gruppen D und E lediglich unterteilt in eine Gruppe „+“ (von Eseln gefressen) und eine Gruppe „-“ (nicht von Eseln gefressen).

1.2.5.2 Stickstoffgehalte der Pflanzen

Es wurden zwei Untersuchungen durchgeführt, um die Zusammenhänge zwischen Stickstoffgehalt (N) der Pflanzen und Fraßvorlieben der Weidetiere zu beurteilen.

Die erste Studie folgte der Schätzung der Fraßintensität (siehe oben). Von der Weidefläche wurden im Verlaufe der Schafbeweidung Pflanzenproben von sieben Fabaceen und elf anderen Kräutern genommen und auf ihren Stickstoffgehalt hin untersucht. Je drei Einzelproben wurden separat analysiert.

Die zweite Studie fand 1999 statt (GEBHARDT 2000). Von 2.-6. August beweideten 320 Schafe 1,5 ha einer Sandrasengesellschaft („Griesheimer Düne“, Darmstadt) Dabei wurden für je drei Stunden täglich das Fraßverhalten eines Schafes überwacht und parallel entsprechende Proben der Pflanzen bzw. Pflanzenteile gesammelt.

Die Proben beider Studien wurden bei 70°C für 48 h getrocknet, gemahlen und an einem Carlo-Erba 1400 Elementar-Analyser gemessen. Die erzielte Richtigkeit des Meßverfahrens war hoch (Hay CRM 129: 99 $\pm$ 2 %, Beech leaves CRM 100: 104 $\pm$ 2 %, n = 20).

1.3 Ergebnisse

1.3.1 Bereits vorhandene Daten zur Fläche

1.3.1.1 Samenbank und Diasporenniederschlag

Die Samenbank der Restitutionsflächen ist mit 12 Taxa insgesamt arm an Arten (STROH 2000). Das Diasporenreservoir im Boden ist durch Ruderalarten wie *Chenopodium album* dominiert. Nur ein einziger Keimling einer Zielart (*Arenaria serpyllifolia*) lief hier auf.

Eine Sandrasen-typische Samenbank wie auf D1, D2 oder dS mit Anteilen von 60, 31 und 80 % Zielarten lag auf den Restitutionsflächen (E1, E2) nicht vor.

Auch im Diasporenniederschlag der Experimentalfläche fanden sich überwiegend ruderale Arten. Die Nachweise setzten sich zu 75 % aus Diasporen von *Erigeron annuus* und *Conyza canadensis* zusammen. Nur 10 der insgesamt 394 gefangenen Ausbreitungseinheiten stammten von Zielarten (*Vicia lathyroides, Medicago lupulina*).

Drei Fallen im Nordwesten der Fläche zeigten höhere Werte (973 – 2190 Diasporen/m²). In den zwölf anderen Fallen wurden 343 $\pm$ 38 Diasporen/m² nachgewiesen (Mittelwert $\pm$ 95 %-Konfidenzintervall).

Tab. 1.2. (nächste Seite): Diasporen (absolute Werte) in Samenbank und Diaporenniederschlag. Typ B = Samenbank (Diasporen aus 0,173 m²), N = Diasporenniederschlag (Diasporen auf 0,678 m² von Mai 1999 bis Dezember 1999). Fläche: E1, E2 = Experimentalfläche, D1, D2 = angrenzendes Dünenfragment, dS = Sodenansatz Donorfläche. Die Daten von D2 und dS stammen aus KROLUPPER & SCHWABE (1998).

Typ	B	B	B	**B**	B	**B**	B	**B**	N
Fläche	E1	E2	D1		D2		dS		E
Tiefe [cm]	2-8	2-8	1-6	**11-16**	1-6	**11-16**	1-6	**11-16**	-
Koelerio-Corynephoretea									
Arenaria serpyllifolia	1	.	52	**.**	21	**.**	40	**1**	.
Sedum acre	.	.	3	**.**	.	**.**	14	**1**	.
Cerastium semidecandrum	.	.	4	**.**	3	**.**	.	**.**	.
Medicago minima	.	.	.	**.**	.	**.**	3	**2**	.
Erodium cicutarium	.	.	.	**.**	4	**.**	.	**.**	.
Saxifraga tridactylites	.	.	1	**.**	1	**.**	.	**.**	.
Erophila verna	.	.	2	**.**	.	**.**	.	**.**	.
Trifolium campestre	.	.	.	**.**	1	**.**	.	**.**	.
Vicia lathyroides	.	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	6
Festuco-Brometea									
Euphorbia seguieriana	.	.	.	**.**	.	**3**	.	**.**	.
Silene vulgaris	.	.	2	**.**	.	**.**	.	**.**	.
Artemisia campestris	.	.	.	**.**	2	**.**	.	**.**	.
Medicago lupulina	.	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	4
Stellarietea mediae									
Chenopodium album	21	19	3	**3**	38	**3**	7	**2**	.
Conyza canadensis	.	.	4	**2**	11	**.**	2	**.**	76
Cardamine hirsuta	9	3	2	**2**	.	**.**	.	**.**	.
Veronica arvensis	.	1	6	**.**	.	**.**	.	**.**	.
Stellaria media	.	.	4	**.**	.	**.**	.	**.**	.
Setaria viridis	.	.	3	**.**	.	**.**	.	**.**	.
Tripleurospermum perforatum	1	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	.
Arabidopsis thaliana	.	.	.	**.**	1	**.**	.	**.**	.
Apera spica-venti	.	.	.	**.**	1	**.**	.	**.**	.
Oxalis stricta	.	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	38
Senecio vernalis	.	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	1
Artemisietea									
Oenothera biennis s.l.	.	.	.	**.**	7	**1**	3	**.**	.
Silene latifolia subsp. *alba*	.	.	.	**.**	2	**.**	.	**.**	.
Artemisia vulgaris	1	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	.
Erigeron annuus	1	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	225
Epilobium tetragonum	.	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	3
Agropyretea, Calamagrostis									
Convolvulus arvensis	.	.	1	**.**	.	**.**	.	**.**	.
Calamagrostis epigejos	.	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	2
Molinio-Arrhenatheretea									
Poa pratensis s.l.	4	3	1	**2**	8	**4**	.	**.**	.
Trifolium repens	5	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	2
Crepis capillaris	.	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	4
Sonstige Arten									
Poa annua	8	11	6	**3**	.	**.**	.	**.**	.
Geranium molle	.	.	.	**1**	1	**.**	.	**.**	.
Betula pendula	.	.	.	**.**	.	**1**	1	**.**	11
Polygonum aviculare agg.	1	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	.
Impatiens cf. *parviflora*	1	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	.
Salicaceae	.	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	11
Ranunculus spec.	.	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	6
Spec.	.	.	.	**.**	.	**.**	.	**.**	5
Summe	**53**	**37**	**94**	**13**	**101**	**12**	**70**	**6**	**394**

1.3.2 Vegetationsentwicklung

1.3.2.1 Inokulation und spontane Sukzession

Der Gesamtdatensatz der Restitutionsflächen, ihrer Spenderflächen (Donorflächen) und der Untersuchungsflächen zur spontanen Sukzession zeigt im Ordinationsdiagramm (Abb. 1.2) die Nähe der inokulierten Restitutionsflächen und damit ihre floristische Ähnlichkeit zu ihren Spenderflächen.

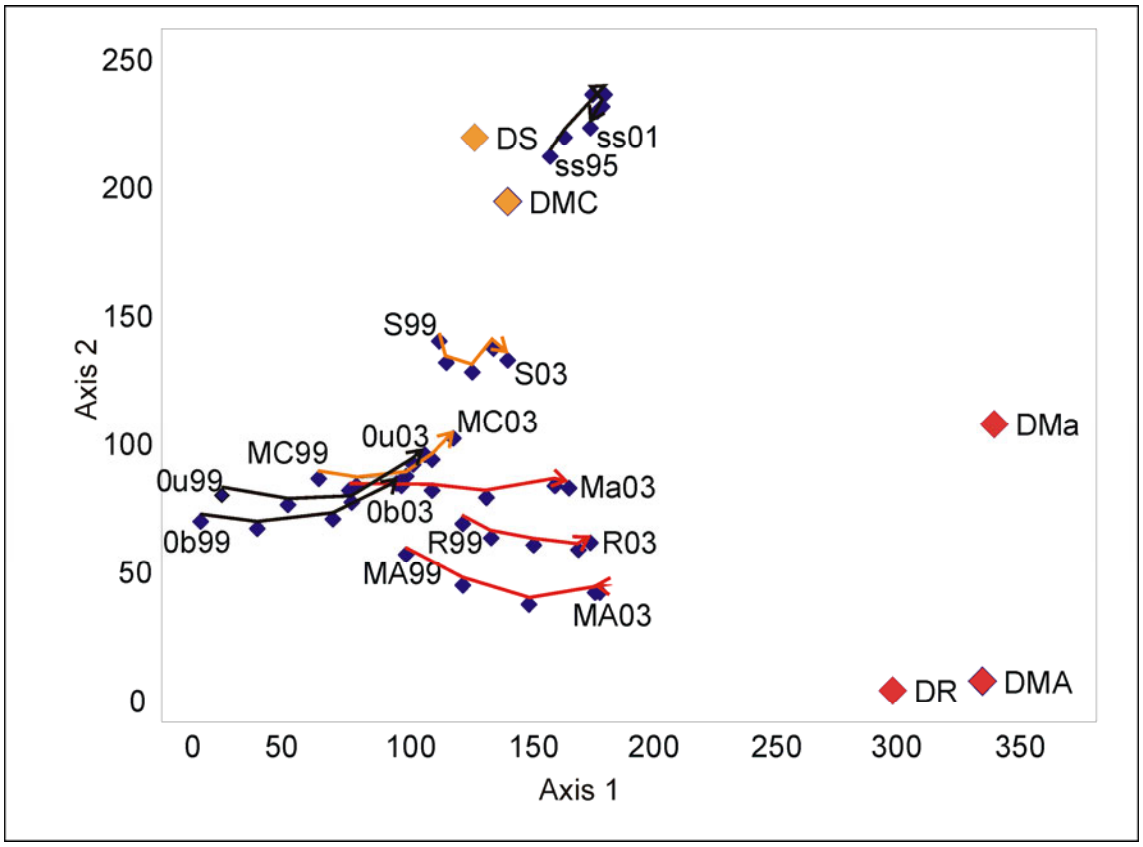

Abb. 1.2: Detrended Correspondence Analysis (DCA) des Gesamtdatensatzes Die Jahre wurden durch Zeittrajektorien verbunden. (Eigenwerte: Axis 1: 0,27; Axis 2: 0,21) Inokulierte Flächen: **MA**: **M**ahdgut Allio-Stipetum **A**, beweidet; **Ma**: **M**ahdgut Allio-Stipetum **a**, beweidet; **MC**: **M**ahdgut **C**orynephoretalia-Ges., beweidet, **S**: Sodenversetzung (*Sedum acre-Bromus tectorum*-Ges.), **R**: Rechgut (Allio-Stipetum). Nicht inokulierte Flächen: **0b**: Referenzfläche, **b**eweidet; **0u**: Referenzfläche, **u**nbeweidet, **ss**: **S**pontane **S**ukzession (seit 1995, siehe Methoden). **DMA**, **DMa**, **DMC**, **DS** und **DR**: **D**onor-Flächen der einzelnen Restitutionsansätze.

Die Flächen der spontanen Sukzession sind in der Zusammensetzung ihrer Vegetation den Donor-Flächen der Sodenversetzung und des Mahdgut-Transfers aus der Corynephoretalia-Ges. immer noch ähnlich. Ihre Entwicklung verläuft seit dem Jahr 1995 im Bestand, anders als bei den Restitutionsflächen, deren Rohboden 1998 ohne Vegetation war. Deren Prozesse der Vegetationsentwicklung sind dementsprechend dynamischer.

Alle Inokulationsmethoden zeigen den guten bis sehr guten Übertragungserfolg durch die im Verlauf der Jahre noch zunehmende Ähnlichkeit der Restitutionsflächen zu ihren Spenderflächen. Sie unterscheiden sich klar von den Nullflächen (0u, 0b). Die Mahdgutflächen der Corynephoretalia (MC) trennen sich auf der dritten Achse von den

Nullflächen. Nur eine der MC-Flächen (A1) fällt aus der Gruppe heraus, da hier *Elymus repens* Dominanz ausbildete.

Aufgrund der sehr unterschiedlichen Flächen innerhalb des Gesamtdatensatzes und um die Entwicklung der Restitutionsflächen detaillierter darstellen zu können, wurde der Datensatz auf die Aufnahmen der 35 Restitutionsflächen reduziert und weitere Ordinationen durchgeführt.

Die Diagramme aus den verschiedenen Ordinationsmethoden CA, DCA und Polare Ordination weichen leicht voneinander ab, bilden aber prinzipiell dieselben Zusammenhänge ab. Da bei CA oder DCA die Arten zum Teil weit außerhalb des Bereiches der Flächen lagen, wurde die Darstellung der Polaren Ordination gewählt. Die relative Lage der Arten korrespondiert hier am Besten mit der der Flächen.

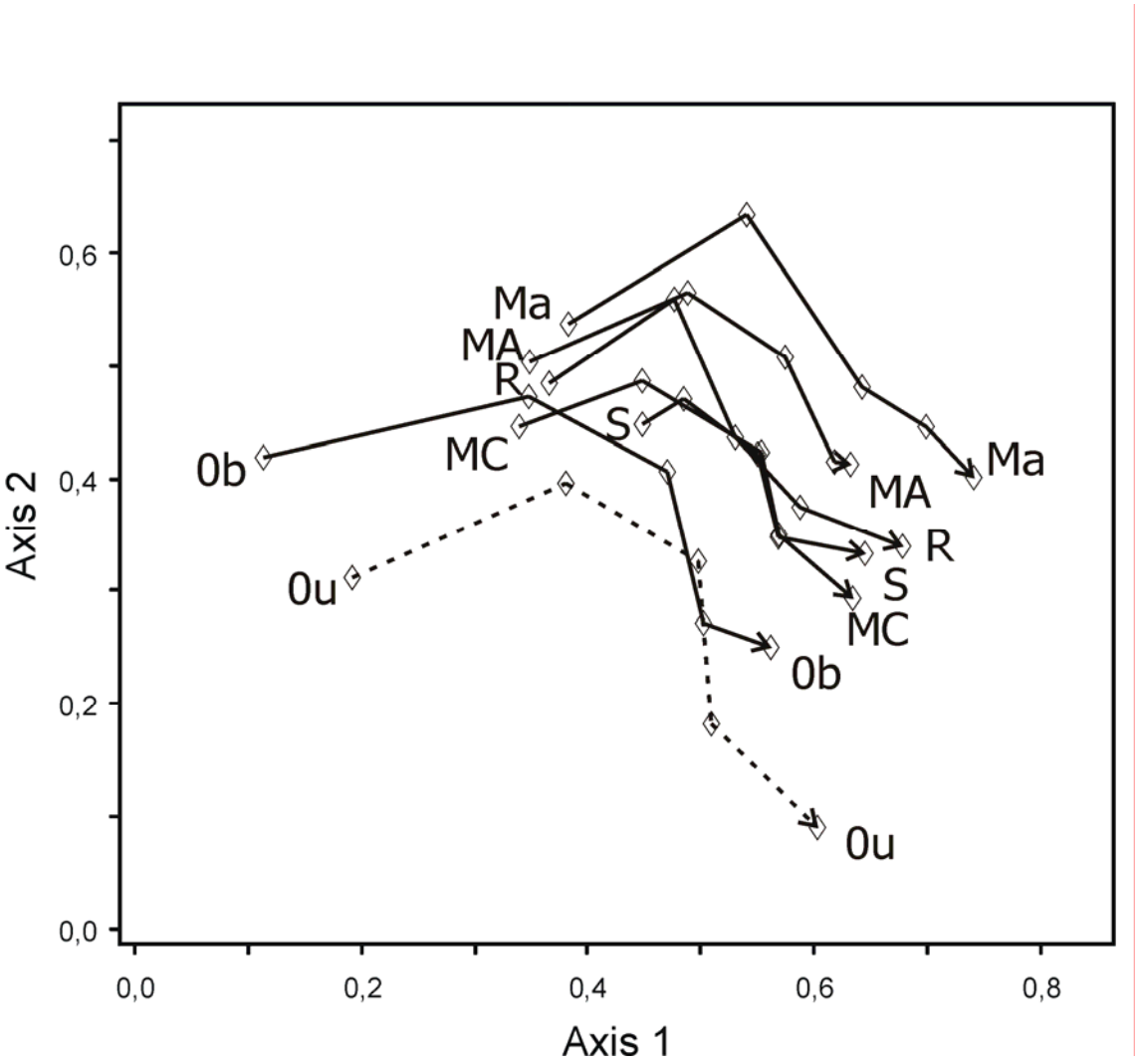

Abb. 1.3: Bray-Curtis (Polare) Ordination 1999-2003: Das Ordinationsdiagramm zeigt die Position der vereinigten Vegetationsaufnahmen jedes Typs für die Jahre 1999 bis 2003 (Rauten). Die Jahre wurden durch Zeittrajektorien verbunden. (Axis 1: 13,29 % extr., Axis 2: 9,66 % extr.) Inokulierte Flächen: **MA**: **M**ahdgut Allio-Stipetum **A**, beweidet; **Ma**: **M**ahdgut Allio-Stipetum **a**, beweidet; **MC**: **M**ahdgut **C**orynephoretalia-Ges., beweidet, **S**: Sodenversetzung (*Sedum acre-Bromus tectorum*-Ges.), **R**: Rechgut (Allio-Stipetum). Nicht inokulierte Flächen: **0b**: Referenzfläche, **b**eweidet; **0u**: Referenzfläche, **u**nbeweidet (gestrichelt).

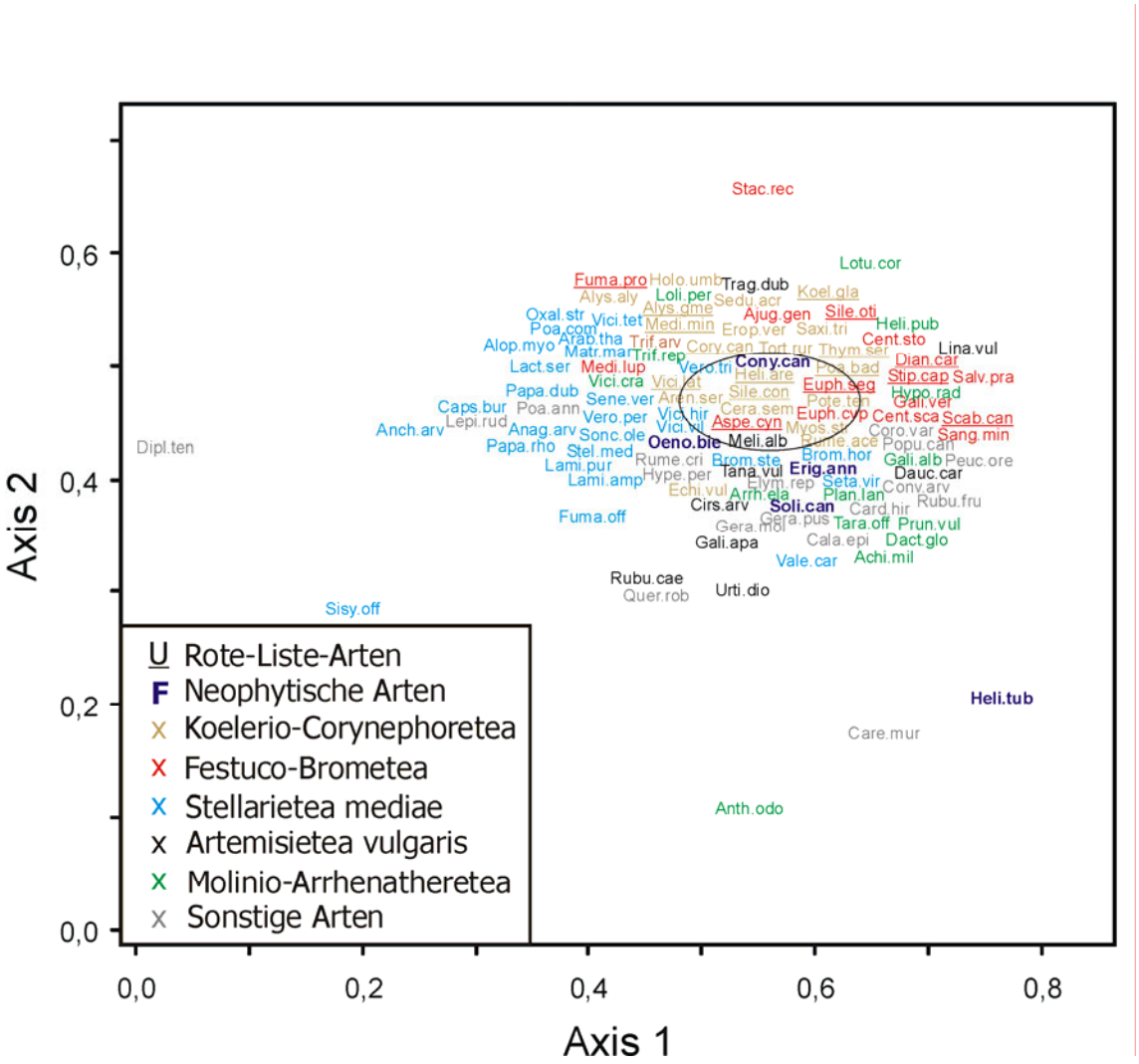

Abb. 1.4: Bray-Curtis (Polare) Ordination 1999-2003: Die Artnamen der Rote Liste-Arten sind unterstrichen. Folgende Arten wurden abgekürzt (V = Arten der Vorwarnliste) (KORNECK et al. 1996): Fettdruck: Arten, die innerhalb der Ellipse positioniert sind und aus Gründen der Übersichtlichkeit gelöscht werden mussten.

Koelerio-Corynephoretea*: Alyssum alyssoides* (V), ***Acinos arvensis****, Arenaria serpyllifolia, Cerastium semidecandrum, Echium vulgare,* ***Erodium cicutarium****, Erophila verna, Holosteum umbellatum, Myosotis stricta,* ***Ornithopus perpusillus****,* ***Petrorhagia prolifera****, Potentilla argentea, Rumex acetosella, Saxifraga tridactylites, Sedum acre, Tortula ruraliformis, Trifolium arvense,* ***Trifolium campestre****,* ***Vulpia myuros****.*

Festuco-Brometea: ***Artemisia campestris,*** *Asperula cynanchica*(V), *Ajuga genevensis, Centaurea scabiosa, Centaurea stoebe, Dianthus carthusianorum*(V), *Euphorbia cyparissias,* ***Festuca ovina*** **agg.**, *Galium verum,* ***Helianthemum nummularium****, Medicago lupulina****, Phleum phleoides, Potentilla incana****, Salvia pratensis, Sanguisorba minor,* ***Silene vulgaris****, Stachys recta,* ***Vicia angustifolia****.*

Stellarietea mediae: *Alopecurus myosuroides, Anagallis arvensis, Anchusa arvensis,* ***Apera spica-venti****, Arabidopsis thaliana,* ***Bromus tectorum****, Bromus hordeaceus, Bromus sterilis, Capsella bursa-pastoris, Fumaria officinalis, Lactuca serriola, Lamium amplexicaule, Lamium purpureum, Matricaria maritima, Oxalis stricta, Papaver dubium, Papaver rhoeas, Poa compressa, Senecio vernalis, Setaria viridis, Sisymbrium officinale, Sonchus oleraceus, Stellaria media, Valerianella carinata,* ***Veronica arvensis****, Veronica persica, Vicia hirsuta, Vicia tetrasperma, Vicia villosa.*

Artemisietea: ***Artemisia vulgaris***, ***Berteroa incana***, *Cirsium arvense*, ***Cirsium vulgare***, *Daucus carota*, ***Epilobium tetragonum***, *Galium aparine, Linaria vulgaris, Melilotus alba, Rubus caesius,* ***Silene latifolia*** **var.** ***alba***, *Tanacetum vulgare, Tragopogon dubius, Urtica dioica,* ***Verbascum densiflorum***.

Molinio-Arrhenatheretea: *Achillea millefolium, Anthoxanthum odoratum, Arrhenatherum elatius,* ***Crepis capillaris***, *Dactylis glomerata, Galium album, Helictotrichon pubescens****, Holcus lanatus***, *Hypochaeris radicata, Lolium perenne, Lotus corniculatus, Plantago lanceolata, Prunella vulgaris, Taraxacum officinale,* ***Trifolium pratense***, *Trifolium repens, Vicia cracca.*

Sonstige*:* ***Agrostis capillaris***, ***Agrostis stolonifera***, ***Asparagus officinalis***, *Calamagrostis epigejos,* ***Campanula rapunculus***, *Cardamine hirsuta,* ***Carex ericetorum***, *Carex muricata,* ***Cerastium arvense***, *Convolvulus arvensis, Securigera = Coronilla varia, Diplotaxis tenuifolia, Elymus repens, Geranium molle, Geranium pusillum, Hypericum perforatum,* ***Juglans regia*** juv*., Lepidium ruderale,* ***Pinus sylvestris*** juv*.,* ***Plantago major****, Poa annua,* ***Poa pratensis*** **s.l.**., *Populus* x *canadensis* juv*., Quercus robur* juv*.,* ***Ranunculus repens****, Rubus fruticosus* agg*., Rumex crispus.*

Generelle Trends

Alle Flächen durchlaufen zu Beginn der Untersuchung eine Phase der einjährigen Arten, die in ihrer Bedeutung von den perennen Arten abgelöst werden. Die Lage der Zeittrajektorien im Ordinationsdiagramm stellt jedoch bei Betrachtung der korrespondierenden Arten deutliche Unterschiede zwischen den inokulierten und den nicht inokulierten Flächen heraus. In Abb. 1.4 liegen die Zielarten der Koelerio-Corynephoretea (gold) und Festuco-Brometea (rot) oben rechts im Diagramm. Die ruderalen Arten der Stellarietea mediae (blau) und Artemisietea vulgaris (schwarz) befinden sich links bzw. unten in der Wolke der Arten und haben entsprechende Schwerpunktvorkommen in den Flächen, die in diesen Bereichen liegen.

Spontane Sukzession (0u)

Die Zeittrajektorien der unbeweideten Referenzflächen beginnen im Bereich von Arten der Stellarietea mediae. Die Flächen waren zu Beginn durch Therophyten geprägt. Der weitere Verlauf der Trajektorien zeigt den Abbau der einjährigen Ruderalarten durch mehrjährige Arten der Artemisietea vulgaris an. Der Anteil an Zielarten in den Flächen war jedoch gering. Die auflaufenden Zielarten nahmen im Verlauf der Untersuchung wieder ab (siehe Kap. 1.3.2.2, phytosoziologischer Artenzahlenvergleich).

Beweidung ohne Inokulation (0b)

Die Dominanz der ruderalen Arten ist auf den beweideten Referenzflächen etwas geringer. Dennoch haben einige anfangs auch hier aufgelaufenen Zielarten in der Vegetation keine Bedeutung. Wie bei den unbeweideten Referenzflächen durchlaufen auch die beweideten Nullflächen zu Beginn eine Phase, geprägt durch Arten der Stellarietea, letztere werden über die Jahre durch Artemisietea-Arten ersetzt. Die Flächen weisen seit 2002 den größten mittleren Offenbodenanteil auf (siehe Anhang, Tab 1.3.).

Inokulation und Beweidung

Die Entwicklung der Inokulationsflächen beginnt ebenfalls mit Therophyten-reichen Stadien; der Anteil der Stellarietea mediae-Arten ist hier aber geringer. Stattdessen zeichnen sich diese Flächen durch das Vorkommen von Zielarten aus. Dabei findet hier eine Vegetationsentwicklung über die kurzlebigen Arten der Koelerio-Corynephoretea zu denen der Festuco-Brometea statt. Die inokulierten Flächen liegen vom zweiten Jahr an im oberen rechten Bereich des Diagrammes, im Bereich der Zielarten aus den oben genannten Klassen.

Die Inokulation aller Flächen zeigt sehr gute Übertragungsergebnisse. Auf den Mähgutflächen (MA, Ma, MC) wurde fast das gesamte Artenspektrum der Spenderflächen übertragen, darunter seltene und gefährdete Arten wie *Stipa capillata, Thymus serpyllum*, *Euphorbia seguieriana* oder *Helianthemum nummularium.* Nicht übertragen wurde z.B *Jurinea cyanoides,* die aber auch nur in einer von sechs Spenderflächen gefunden werden konnte.

Die Artenzusammensetzung der Rechgutflächen (R) ähnelt sehr der der Mahdgutflächen (MA), da das übertragene Material von derselben Fläche stammt. Auch hier war der Übertragungserfolg sehr gut, z.B. konnte ein Exemplar von *Fumana procumbens* auf einer Fläche gefunden werden. Das Vorkommen konnte ab 2001 nicht mehr bestätigt werden. Weitere übertragene Zielarten waren auch hier *Thymus serpyllum* und *Euphorbia seguieriana.*

Die Spenderflächen der Sodenversetzung sind im Vergleich zu den Spenderflächen der Mahd- oder Rechgutansätze arm an Festuco-Brometea-Arten. So stehen auch diese Plots (S) in der DCA des Gesamtdatensatzes (Abb. 1.2) außerhalb der Gruppe der Restitutionsflächen. Alle Festuco-Brometea- und Koelerio-Corynephoretea-Arten der Spenderfläche wurden übertragen. Auffällig sind die hohen Deckungswerte von *Tortula ruraliformis*; das Moos wurde erfolgreich mit den Soden übertragen.

1.3.2.2 Vergleichende Untersuchungen der Phytodiversität

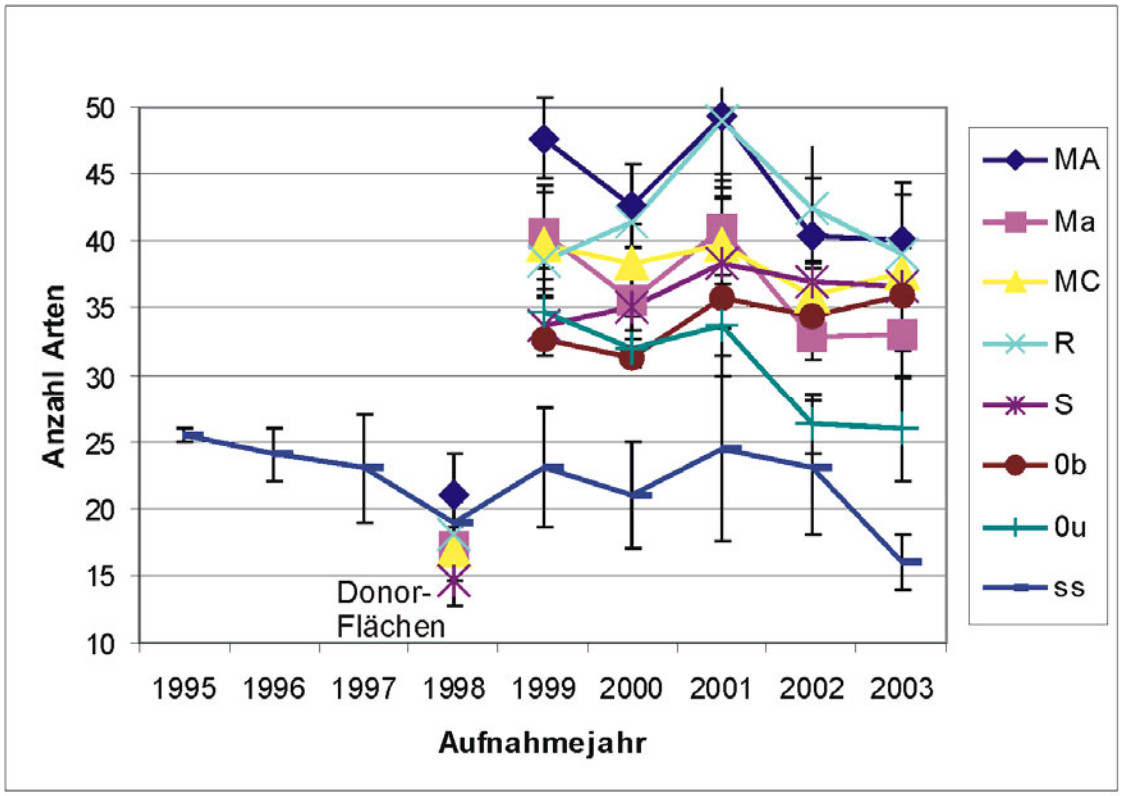

Abb. 1.5: Mittlere Artenzahlen im Vergleich (n=2-8; Fehler: Mittlere Abweichung vom Mittelwert; Abkürzungen siehe oben).

Die mittleren Artenzahlen (siehe Abb. 1.5) sind von Beginn an hoch, insbesondere in den Ansätzen MA und R. Beide Flächentypen wurden mit Mahd- bzw. Rechgut aus dem Allio-Stipetum der Seeheimer Düne beimpft und stellten im Jahr 2001 die Phytodiversitäts-„Hotspots“ dar mit bis zu 55 Arten auf 25 m².

2001 stiegen die Anzahl der Arten auf allen Flächen, gefolgt von einem allgemeinen Rückgang in 2002. Das klimatische Ausnahmejahr 2003 mit besonders hohen Sommertemperaturen und geringen Niederschlägen zeigt keinen einheitlichen Trend in den Artenzahlen. Die Streuung im Datensatz nimmt in diesem Jahr aber deutlich zu.

Die Artenzahlen der Spenderflächen liegen weit unter denen der Restitutionsflächen.

Am Vergleich der pflanzensoziologisch gruppierten Artenzahlen der nicht inokulierten, unbeweideten Nullflächen (0u) mit den Mahdgutflächen, die mit Material der Seeheimer Düne beimpft wurden (MA), wird deutlich, wie die bei den Nullflächen viel stärker ausgeprägte anfängliche Stellarietea-Phase (blau) hauptsächlich durch Arten der mehrjährigen Ruderalfluren (schwarz) abgebaut wird, wobei ab 2001 gleichzeitig die Zahl der Zielarten (gold, rot) rückläufig ist. Die vorkommenden Zielarten sind relativ häufige Arten wie *Arenaria serpyllifolia* und *Medicago lupulina*.

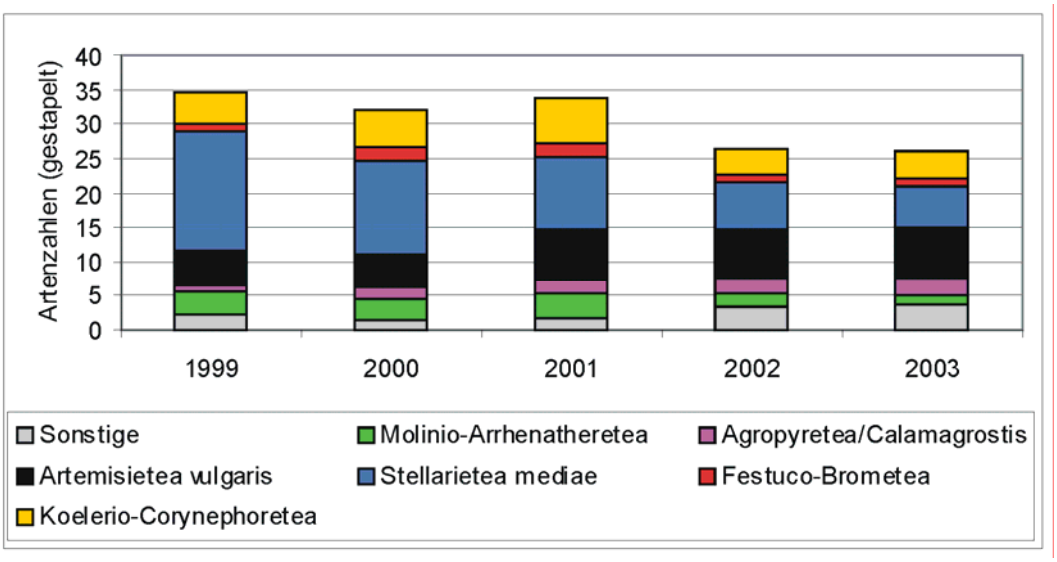

Abb. 1.6 a.: Artenzahlen der soziologischen Gruppen, Flächentyp nicht inokuliert, unbeweidet (0u)

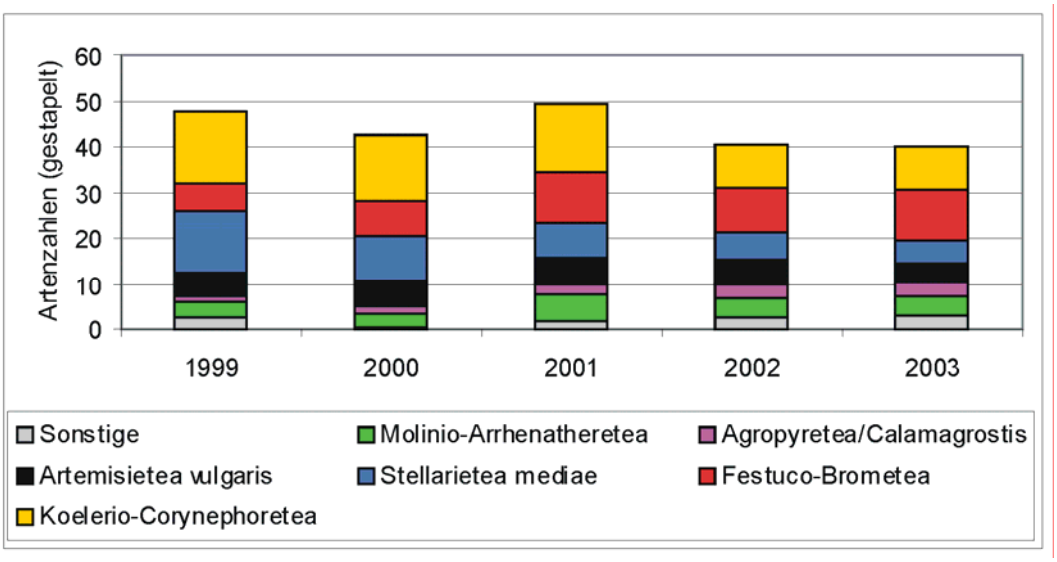

Abb. 1.6 b.: Artenzahlen der soziologischen Gruppen, Flächentyp inokuliert, beweidet (MA)

Auf den inokulierten MA-Flächen hingegen treten die Ruderalarten schon von Beginn an in geringerer Zahl auf. Auch hier haben die Arten der schwächer vertretenen Stellarietea mediae von Jahr zu Jahr geringere Bedeutung, gleichzeitig nehmen aber die Zielarten in den ersten drei Jahren stetig zu. Die Entwicklung von Einjährigen- und Pionierarten-geprägten zu mehrjährigen Systemen findet auch hier statt. 2003 gehörten über die Hälfte der Arten zu den Klassen Koelerio-Corynephoretea und Festuco-Brometea.

1.3.2.3 Ruderalisierungs-Indices und Neophyten

Qualitativer Ruderalisierungs-Index

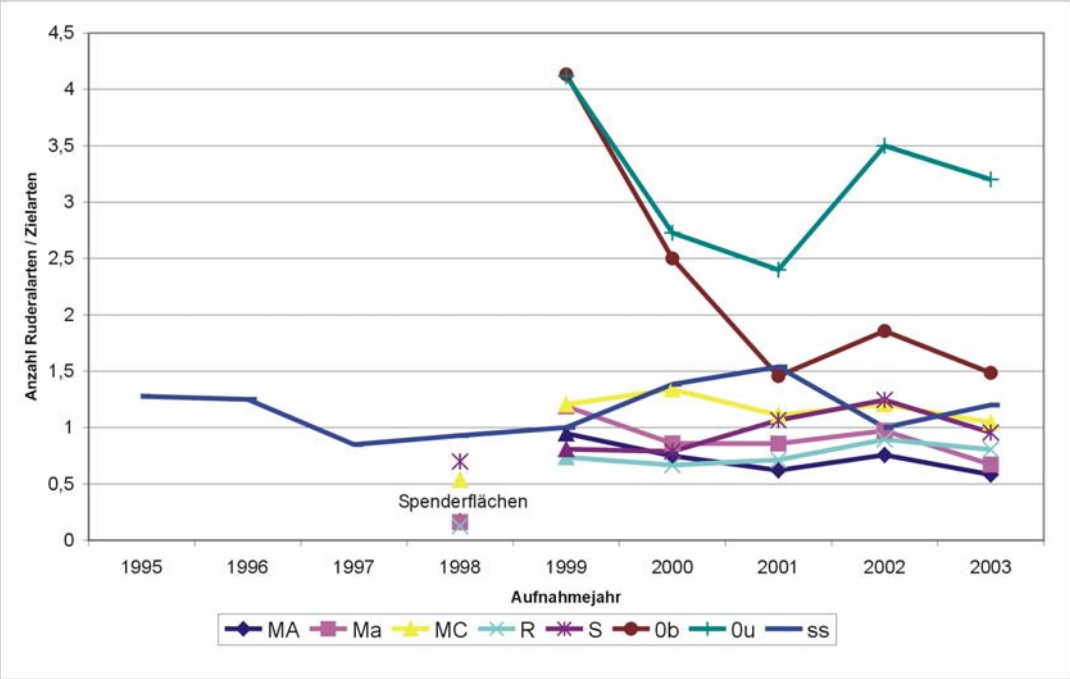

Abb. 1.7: Qualitativer Ruderalisierungs-Index (Verhältnis der Artenzahlen von ruderalen zu Zielarten).

Der Vergleich des qualitativen Ruderalisierungs-Index der Flächentypen (Abb. 1.7) zeigt die deutlichsten Unterschiede zwischen inokulierten und nicht inokulierten Plots im ersten Jahr.

Die Vegetation beider Referenzflächentypen ist überwiegend aus Ruderalarten zusammengesetzt. Die sinkenden Werte des qualitativen Ruderalisierungs-Index sind im Falle der unbeweideten Nullflächen (0u) auf einen Rückgang sowohl der Ruderalarten als auch der Zielarten zurückzuführen. Die beweideten Referenzflächen (0b) zeigen einen schwankenden Zuwachs an Zielarten, darunter *Artemisia campestris*, *Corynephorus canescens* und *Silene conica* (Tab.1.3. siehe Anhang).

Die nicht restituierten Flächen der spontanen Sukzession (ss) haben etwa gleich hohe Artenzahlen der ruderalen wie der Zielarten. Ihr qualitativer Ruderalisierungs-Index schwankt um den Wert 1,0. Genauer werden die Entwicklungen auf den Flächen durch den quantitativen Ruderalisierungs-Index abgebildet, der die Deckungen der Arten berücksichtigt (siehe unten).

Auf den inokulierten Flächen findet man weniger Ruderalarten als auf den Referenzflächen. Die Zielarten sind hier in ähnlichen Größenordnungen wie die Ruderalarten vertreten. Deren Zahl nimmt von 2001 bis 2003 auf den inokulierten Flächen ab. Der Index sinkt somit zuletzt auf Werte ab, die im Bereich der Spenderflächen liegen (0,58 für MA; 0,17 für DMA), ohne diese jedoch zu erreichen. Die beimpften Flächen bleiben mit dem Maß an Ruderalisierung aber immer deutlich unter den Werten der Referenzflächen.

Quantitativer Ruderalisierungs-Index

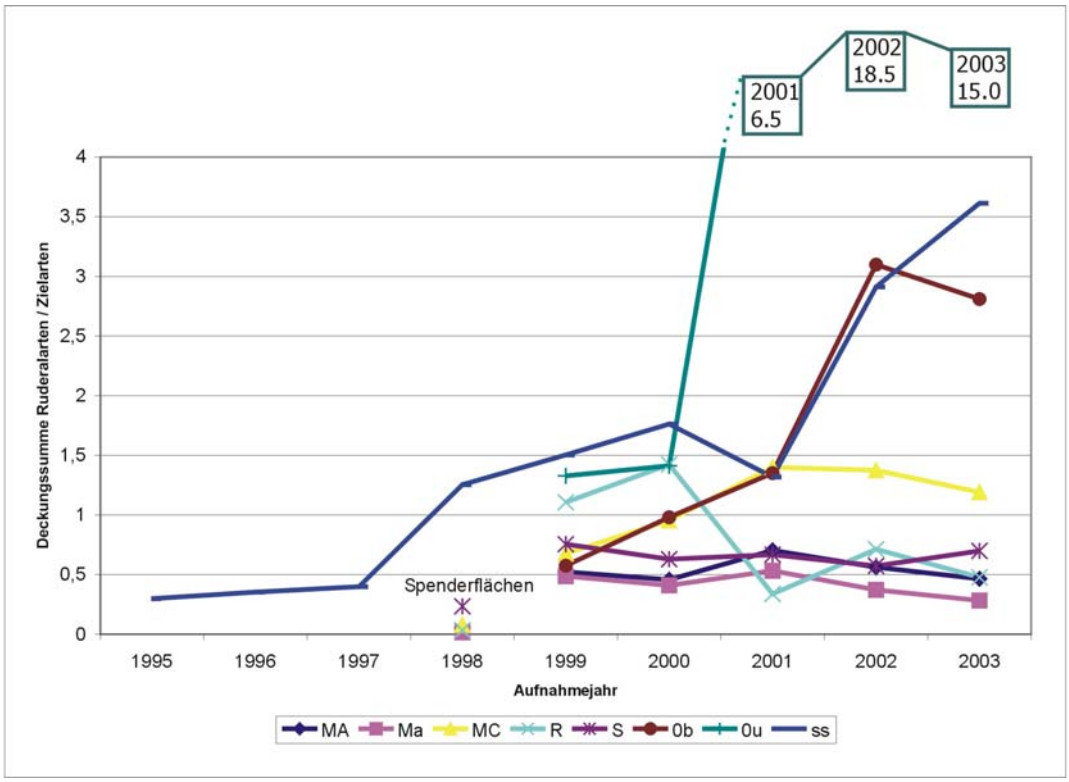

Abb. 1.8: Quantitativer Ruderalisierungs-Index (Verhältnis der Deckungssummen von ruderalen zu Zielarten).

Weit deutlicher als der auf den Artenzahlen basierende Vergleich (Abb. 1.7) fällt der des quantitativen Ruderalisierungs-Index (Abb. 1.8) aus. Die Deckungsverhältnisse zeigen stark zunehmende Unterschiede zwischen den inokulierten Flächen und den Referenzplots.

Die Flächen der spontanen Sukzession (ss) „kippen“ im Jahr 1998, als die Deckungssumme der Ruderalarten die der Zielarten übersteigt. Dieser Trend setzt sich weiter fort. Bis zum Jahr 2003 fällt die Deckung der Leitarten bei gleichzeitig steigender Tendenz der Ruderalarten, die nur im Jahr 2001 vorübergehend etwas abnehmen. Zuletzt bedecken die Ruderalarten in der Summe die 3,6-fache Fläche wie die Leitarten.

Auf den Referenzflächen im Restitutionsgebiet dominieren die Ruderalarten. Diese bauen zwar ihre Deckungssumme seit 2001 leicht ab, sie bleibt trotzdem weit über der geringen und von 2000 an rückläufigen Deckung der Zielarten. Diese bleibt erst im letzten Jahr auf tiefem Niveau etwa konstant.

Der Index der unbeweideten Nullflächen (0u) kann vom dritten Jahr an nicht mehr in einer Skala mit den Werten der anderen Ansätze dargestellt werden, da er diese mindestens um den Faktor 10 übertrifft.

Der Einfluss der Beweidung ohne Inokulation (0b) wird erstmals 2001 deutlich. Der Unterschied zu den unbeweideten Referenzflächen (0u) ist im Folgejahr 2002 am größten und wirkt sich über die selektive Begrenzung der Ruderalarten (siehe auch Kap. 1.3.3. Beweidung) aus.

Während die Deckung der Zielarten auf den nicht-inokulierten Flächen (0u, 0b) schon früh rückläufig ist, fallen umgekehrt die Deckungssummen der Ruderalarten auf den mit Mahd- oder Rechgut inokulierten Flächen (MA, Ma, MC und R) seit 2001 kontinuierlich ab, wodurch

deren Indexwerte weiter sinken. Der Peak der Rechgutflächen (n=2) ist verursacht durch das Ansteigen der Deckung von *Vicia hirsuta* auf über 50 %.

Die Vegetation der Spenderflächen der Mahdgutansätze besteht nur zu 1,5 – 5,3 % aus Arten der ein- oder mehrjährigen Ruderalfluren. Ihr quantitativer Ruderalisierungs-Index liegt entsprechend niedrig zwischen 0,02 und 0,23.

Die Werte der Restitutionsflächen im Jahr 2003 liegen zwischen 0,28 (Ma) und 0,7 (S). Der erhöhte Wert der mit Material der Corynephoretalia-Gesellschaften beimpften Flächen (MC) resultiert aus dem Aufkommen von *Elymus repens* auf einzelnen Flächen mit Deckungswerten über 25 %.

Neophyten und Calamagrostis epigejos

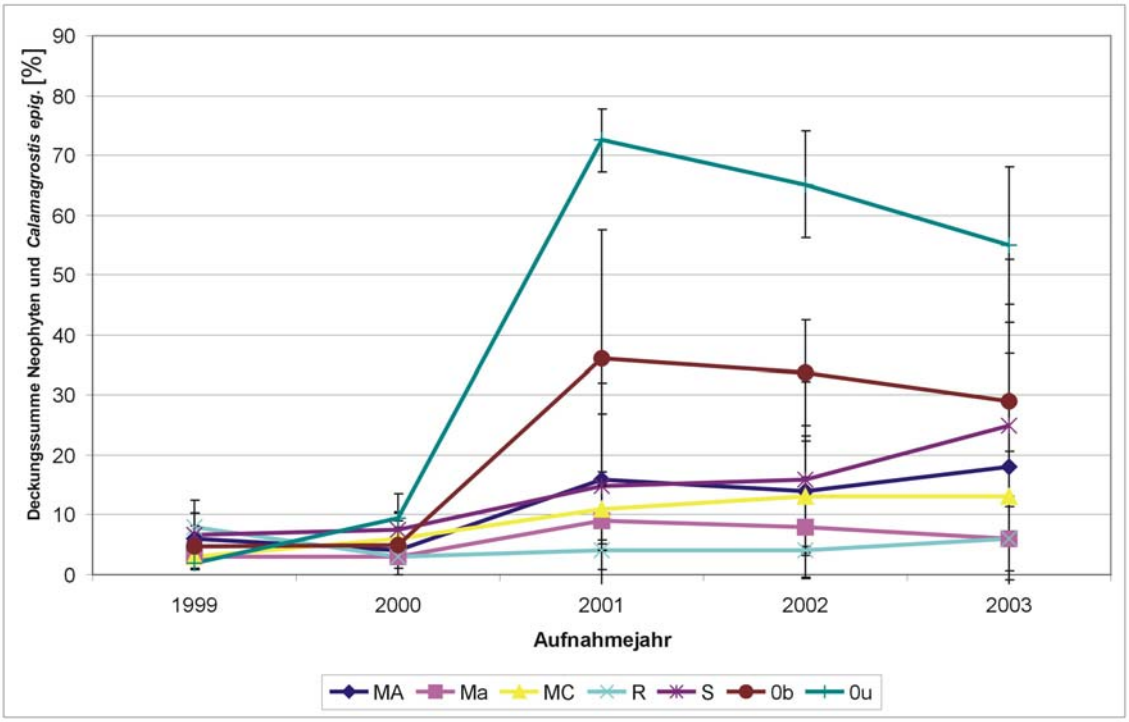

Abb. 1.9: Mittlere Deckungssumme der neophytischen Arten *Conyza canadensis, Erigeron annuus, Oenothera biennis* s.l., *Solidago canadensis, Helianthus tuberosus* zuzüglich des klonalen „Problemgrases“ *Calamagrostis epigejos* (Fehler: mittlere Abweichung vom Mittelwert)

Auf den inokulierten und beweideten Flächen stellten sich Arten der um *Calamagrostis epigejos* erweiterten Gruppe der invasiven Neophyten mit bedeutend geringerer Deckung als auf den beweideten und unbeweideten Referenzflächen (0u; 0b) ein (siehe Abb. 1.9).

Der mittlere Anteil an Offenboden (siehe Tab. 1.3, Anhang) ist dabei im letzten Jahr bei den beweideten Nullflächen (0b) am höchsten (10%), bei den unbeweideten Nullflächen (0u) am niedrigsten (0,7%). Die Flächen der Sodenversetzung (S) und des Mahdgutansatzes MC bieten im Mittel 4,0% bzw.5,5% offenen Boden, die Vegetation der Allio-Stipetum-beimpften Flächen (MA, Ma, R) zeigen nur etwa ein Prozent vegetationsfreie Fläche.

Dennoch erreichen die Problemarten und Neophyten auf beweideten wie unbeweideten Referenzflächen die höchsten Deckungen, während sie auf den inokulierten Flächen nur schwer zu höherer Deckung gelangen.

1.3.3 Beweidung

1.3.3.1 Fraßpräferenzen

	Schafe			Esel	Stetigkeit (n=32)	Deckungs-summe	Phyto-Soziologie	Funktionelle Gruppe
	t1	t2	t3	t4				
Präferenz Gruppe A								
Artemisia vulgaris	3	4	4	-	32	284	Arte.	ho.Kräu.
Solidago canadensis	3	4	4	-	12	8	Arte.	ho.Kräu.
Vicia villosa	3	4	4	++	10	6	Stell.	Fabac.
Melilotus albus	4	4	5	-	8	62	Arte.	Fabac.
Lotus corniculatus	4	4	4	-	1	0,1	Moli.	Fabac.
Robinia pseudoacacia	3	3	3	0	1	0,1	Arte.	Fabac.
Präferenz Gruppe B								
Erigeron annuus	2	3	3	0	32	357	Arte.	ho.Kräu.
Trifolium repens	1	2	3	0	31	352	Moli.	Fabac.
Medicago lupulina	1	2	3	0	31	245	Fest.	Fabac.
Tanacetum vulgare	2	3	4	-	11	16	Arte.	ho.Kräu.
Daucus carota	1	3	4	-	8	7	Arte.	m.Kräu.
Agrostis stolonifera	2	3	4	0	3	30	sonst.	Gräser
Präferenz Gruppe C								
Silene latifolia subsp. *alba*	0	4	4	-	14	8	Arte.	m.Kräu.
Trifolium pratense	0	0	3	0	6	16	Moli.	Fabac.
Dactylis glomerata	0	0	3	0	6	5	Moli.	Gräser
Tragopogon dubius	0	0	6	0	3	2	Arte.	m.Kräu.
Juglans regia	0	0	5	-	2	1	sonst.	juv.Geh.
Lactuca serriola	0	0	4	-	1	1	Stell.	ho.Kräu.
Linaria vulgaris	0	0	3	0	1	1	Arte.	m.Kräu.
Populus x canadendis	0	0	5	-	1	0,1	sonst.	juv.Geh.
Salix spec.	0	0	4	0	1	0,1	sonst.	juv.Geh.
Präferenz Gruppe D-								
Trifolium campestre	1	2	2	0	31	388	Koel.	Fabac.
Epilobium tetragonum	0	0	1	0	30	30	Arte.	m.Kräu.
Crepis capillaris	0	0	2	0	27	26	Moli.	m.Kräu.
Oenothera biennis s.l.	1	1	2	0	24	20	Arte.	ho.Kräu.
Plantago lanceolata	0	0	2	0	16	61	Moli.	kl.Kräu.
Conyza canadensis	0	0	1	0	15	10	Stell.	m.Kräu.
Silene otites	0	0	1	0	15	8	Fest.	m.Kräu.
Medicago minima	0	0	1	-	14	32	Koel.	Fabac.
Trifolium arvense	0	0	2	0	12	13	Koel.	Fabac.
Campanula rapunculus	0	0	2	0	9	10	sonst.	m.Kräu.
Euphorbia seguieriana	0	0	1	0	9	4	Fest.	kl.Kräu.
Helianthemum nummularium	0	0	2	0	9	1	Fest.	kl.Kräu.
Cerastium arvense	0	0	2	-	8	22	Agro.	kl.Kräu.
Hypochaeris radicata	0	0	1	0	7	4	Moli.	kl.Kräu.
Galium verum	0	0	2	0	6	3	Fest.	m.Kräu.
Euphorbia cyparissias	0	0	1	0	5	10	Fest.	kl.Kräu.
Silene vulgaris	0	0	2	0	5	5	Fest.	m.Kräu.
Berteroa incana	0	0	1	0	4	3	Arte.	m.Kräu.
Galium album	0	0	2	0	4	3	Moli.	m.Kräu.
Salvia pratensis	0	0	2	0	3	2	Fest.	m.Kräu.

Centaurea jacea	0	0	1	0	3	0,1	Fest.	m.Kräu.
Poa annua	0	0	2	-	2	6	sonst.	Gräser
Potentilla argentea	0	0	1	0	2	1	Koel.	kl.Kräu.
Potentilla incana	0	0	1	-	2	1	Fest.	kl.Kräu.
Urtica dioica	2	2	2	0	1	1	Arte.	ho..Kräu.
Helichrysum arenarium	0	0	2	0	1	20	Koel.	kl.Kräu..
Achillea millefolium agg.	0	0	2	0	1	3	Moli.	kl.Kräu..
Rumex crispus	0	0	2	0	1	2	sonst.	m.Kräu..
Carex hirta	0	0	2	0	1	1	sonst.	Gräser
Ranunculus repens	0	0	2	-	1	1	sonst.	kl.Kräu.
Präferenz Gruppe D+								
Elymus repens	0	0	1	+	29	172	Agro.	Gräser
Centaurea stoebe	1	1	1	+	20	156	Fest.	ho..Kräu.
Tripleurospermum perforatum	0	0	2	+	16	13	Stell.	m.Kräu.
Artemisia campestris	0	1	1	+	16	39	Fest.	ho.Kräu.
Calamagrostis epigejos	1	1	1	+	14	53	Agro.	Gräser
Dianthus carthusianorum	0	0	1	+	14	9	Fest.	m.Kräu.
Lolium perenne	0	0	2	+	12	8	Moli.	Gräser
Cirsium arvense	0	0	1	++	8	9	Arte.	ho.Kräu.
Vicia hirsuta	0	0	2	++	6	13	Stell.	Fabac.
Hypericum perforatum	0	0	1	+	6	4	sonst.	m.Kräu.
Arrhenatherum elatius	0	0	1	++	6	10	Moli.	Gräser
Centaurea scabiosa	0	0	2	+	2	0,1	Fest.	ho.Kräu.
Sanguisorba minor	0	0	2	++	1	1	Fest.	m.Kräu.
Präferenz Gruppe E-								
Bromus ho.rdeaceus	0	0	0	0	32	86	Stell.	Gräser
Apera spica-venti	0	0	0	0	28	64	Stell.	Gräser
Petroraghia prolifera	0	0	0	0	28	35	Koel.	kl.Kräu.
Bromus sterilis	0	0	0	0	27	57	Stell.	Gräser
Corynephorus canescens	0	0	0	0	18	16	Koel.	Gräser
Vulpia myuros	0	0	0	0	16	82	Koel.	Gräser
Thymus serpyllum	0	0	0	0	15	44	Koel.	kl.Kräu.
Echium vulgare	0	0	0	0	14	36	Koel.	m.Kräu.
Poa angustifolia	0	0	0	0	13	49	Agro.	Gräser
Acinos arvensis	0	0	0	0	12	11	Koel.	kl.Kräu.
Stipa capillata	0	0	0	0	12	6	Fest.	kl.Kräu.
Asperula cynanchica	0	0	0	0	10	28	Fest.	kl.Kräu.
Koeleria glauca	0	0	0	0	10	9	Koel.	Gräser
Poa badensis	0	0	0	0	9	8	Koel.	Gräser
Geranium molle/pusillum	0	0	0	0	6	5	sonst.	kl.Kräu.
Alyssum mont. subsp. *gmelinii*	0	0	0	0	6	5	Koel.	kl.Kräu.
Verbascum densiflorum	0	0	0	0	5	22	Arte.	m.Kräu.
Plantago major	0	0	0	0	4	3	sonst.	kl.Kräu.
Lepidium ruderale	0	0	0	0	2	2	sonst.	m.Kräu.
Convolvulus arvensis	0	0	0	0	1	1	Agro.	kl.Kräu.
Präferenz Gruppe E+								
Festuca ovina agg.	0	0	0	+	28	321	Fest.	Gräser
Agrostis capillaris	0	0	0	++	15	94	sonst.	Gräser
Phleum phleoides	0	0	0	++	15	85	Fest.	Gräser
Holcus lanatus	0	0	0	+	13	28	Moli.	Gräser
Sedum acre	0	0	0	++	13	10	Koel.	kl.Kräu.
Prunella vulgaris	0	0	0	+	9	6	Moli.	kl.Kräu.
Scabiosa canescens	0	0	0	++	9	4	Fest.	m.Kräu.
Cirsium vulgare	0	0	0	++	3	0,3	Arte.	ho.Kräu.

Tab. 1.4: Fraßpräferenzen: Präferenzgruppen A-E: Schafe, Präferenzgruppen +/-: Esel

In Tab. 1.4. ist für t1-t3 der Median der Werte der Fraßpräferenzen aller beweideter Flächen (n=32) angegeben. Unterschiede zwischen den Flächen waren vernachlässigbar (mediane Abweichung vom Median: 0 für 80%, 1 für 3% und 2 für 3% der Arten). In allen Gruppen finden sich Arten hoher und geringer Abundanz.

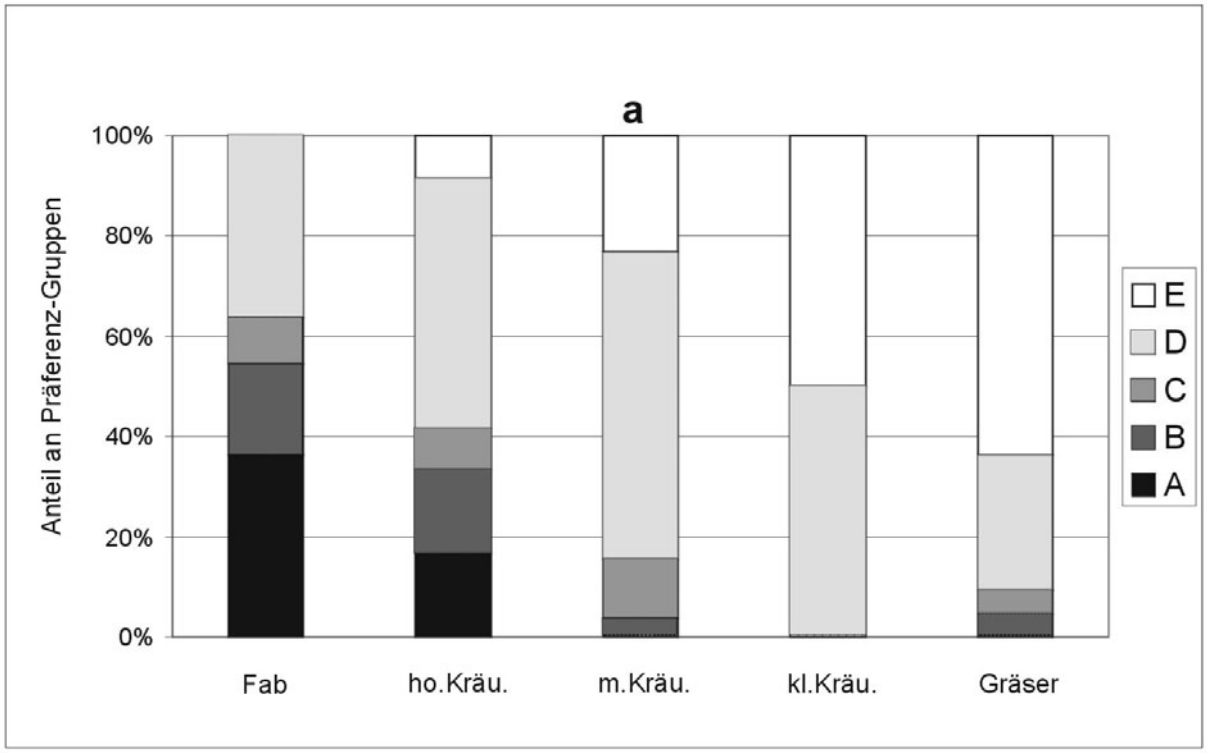

Abb. 1.10 a: Fraßpräferenzen innerhalb funktioneller Gruppen (Fabaceae; hohe, mittlere und kleinwüchsige Kräuter; Gräser)

Schafe bevorzugen aus den funktionellen Gruppen (Abb. 1.10 a) vor allem und zuerst die Fabaceen, gefolgt von hohen Kräutern. Kräuter mittlerer Höhe werden weniger gefressen, kleinwüchsige Kräuter und Gräser werden übergangen (> 50 % der Arten wurden gar nicht befressen).

Anders als Schafe bevorzugen Esel als Vertreter der Equiden die Gruppe der Gräser deutlich. Darüber hinaus wurde *Cirsium arvense* auffallend stark befressen.

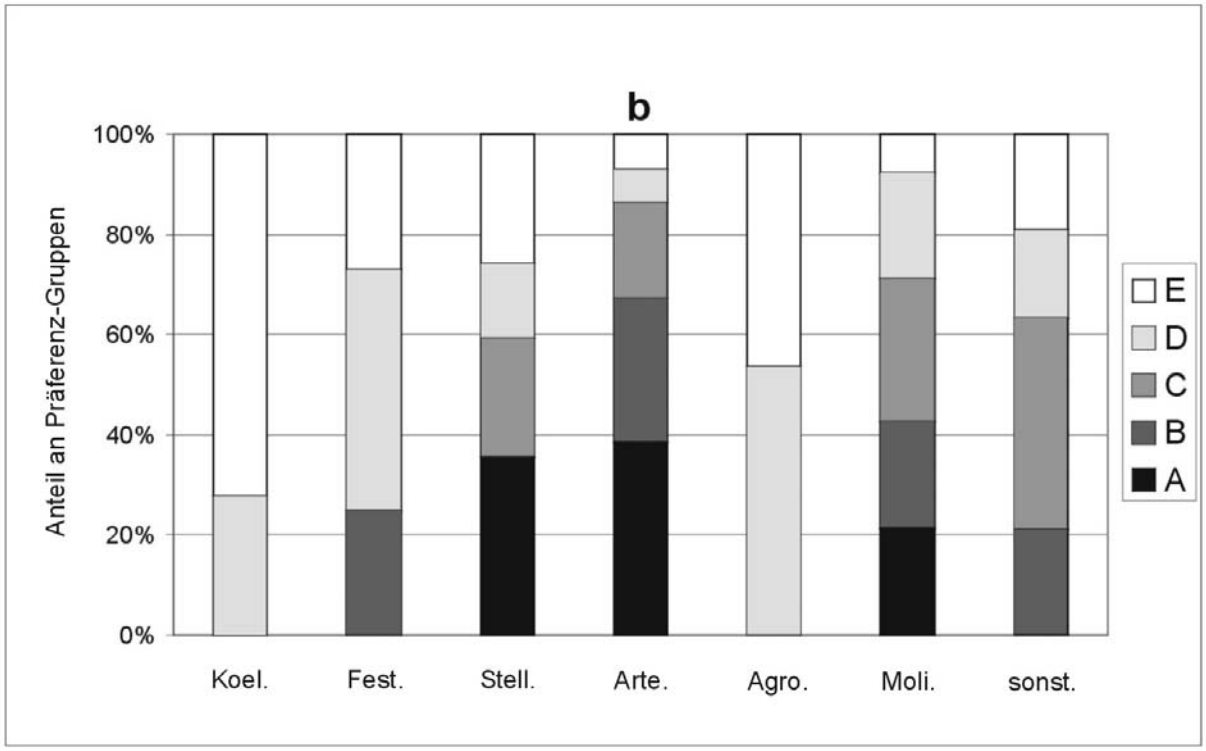

Abb. 1.10 b Fraßpräferenzen innerhalb pflanzensoziologischer Gruppen

Die Arten der Koelerio-Corynephoretea und Festuco-Brometea werden von den Schafen seltener gefressen als Ruderal- oder Grünland-Arten (Abb. 1.10 b). Die Tiere bevorzugen Arten der Artemisietea, Stellarietea und Molinio-Arrhenatheretea.

Esel fressen einige Arten der Festuco-Brometea und Koelerio-Corynephoretea; bei verschiedenen Zielarten, z.B. *Alyssum montanum* ssp*. gmelinii, Koeleria glauca* und *Poa badensis,* konnte kein Fraß festgestellt werden.

1.3.3.2 Stickstoffgehalte der Pflanzen

Studie 1: Die von Schafen bevorzugten Fabaceen unterscheiden sich im Stickstoffgehalt von den anderen Kräutern. Der Stickstoffgehalt der Schmetterlingsblütler lag bei 3,1 % (± 0,4 % Stabw. vom Median); der der anderen Kräuter bei 1,8 % (± 0,5 %).

Studie 2: Die Proben der in drei Beliebtheitsstufen (Abb. 1.11) eingeteilten Pflanzen unterschieden sich im Boxplot-Diagramm deutlich und signifikant ($p < 0,05$) voneinander.

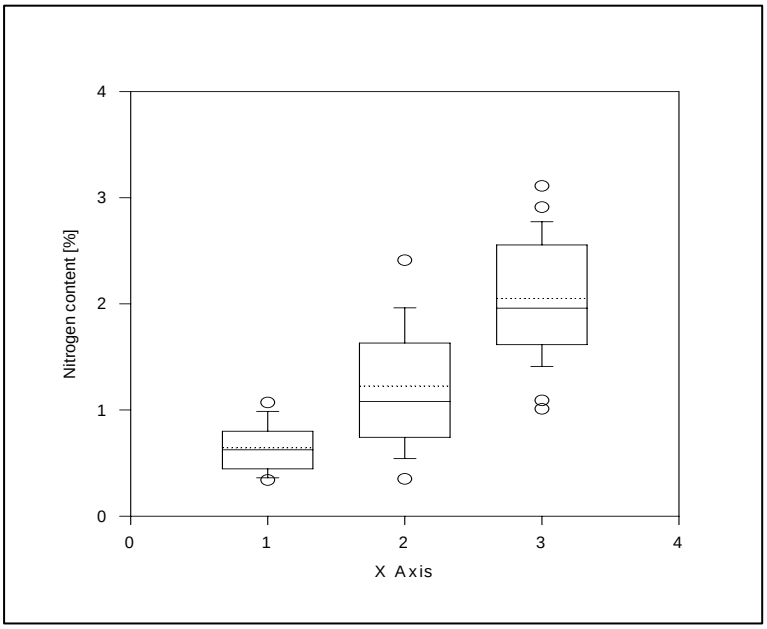

Abb. 1.11: Boxplot der gemessenen Stickstoffgehalte in Studie 2

Schafe bevorzugen in dieser Studie Pflanzen oder Pflanzenteile mit einem mittleren Stickstoffgehalt von 2,0 % (mindestens 1,0%). Die selten oder gar nicht gefressenen Arten erreichen Werte von 1,1 % bzw. 0,6 %. Die Unterschiede rühren von der selektiven Auswahl von Blättern (1.5-2.7 % N), Blüten (1.5-2.9 % N) sowie Früchten (1.8 -3.9 % N) her. Gräser (0.8-1.0 % N) und Stängel (0.3-1.0 % N) wurden verschmäht.

Ein möglicher Zusammenhang mit dem Wassergehalt der Pflanzenteile konnte nicht nachgewiesen werden. Im Rahmen von Studie 2 wurden aber noch weitere, die Fressbarkeit beeinflussende Faktoren gefunden. Manche Arten wurden trotz ihres hohen Stickstoffgehaltes (1.6-2.4 %) nicht gefressen, so z.B. toxische Arten wie *Euphorbia cyparissias*, Arten, die aufgrund verschiedener Inhaltsstoffe verschmäht werden wie *Hypericum perforatum* oder *Artemisia campestris* oder stark haarige Arten wie *Verbascum densiflorum.*

1.4 Diskussion

1.4.1 Vegetationsentwicklung

1.4.1.1 Spontane Sukzession

Die Samenbank und der „seed rain“ waren aufgrund des Fehlens von Zielarten nicht geeignet, das Restitutionsziel zu erreichen. Die Menge an einfliegenden Diasporen sind im Bereich der Angaben (490-1580 Diasporen je m² und Jahr) von KIRMER & MAHN (2001).

Es entstand auf den ruderal geprägten, unbeweideten Flächen schnell eine Vegetationsdecke, die bereits im zweiten Jahr im Mittel 98 % deckte.

Die dominierenden Arten waren hier ein- später mehrjährige Ruderalarten. In den späteren Phasen stellten sich vor allem klonale Gräser ein. Die Abfolge einer Artemisietea- und Agropyretea-Phase auf eine frühe Stellarietea-Phase ist ein typischer Entwicklungstrend für die von SCHMIDT (1993, 1998) analysierte sekundäre Sukzession auf brachliegenden Äckern.

Die älteren Flächen der spontanen Sukzession (ss) können als Modell für eine weitere Entwicklung der unbeweideten Referenzflächen (0u) des Restitutionsgebietes dienen: zunehmende Dominanz von Ruderalarten und klonalen Gräsern wie *Poa angustifolia* oder *Calamagrostis epigejos.*

1.4.1.2 Beweidung ohne Inokulation

Obwohl die Tiere auch ein benachbartes Dünenfragment, das noch einige Zielarten trägt, beweideten, war die Beweidung der Referenzflächen kein geeigneter Weg zur Wiederherstellung der Zielgesellschaften. Der Mangel an Zielarten (auf beweideten wie unbeweideten Nullflächen) macht deutlich, dass dazu die Inokulation der Flächen nötig ist.

Die Ruderalisierungs-Indices zeigen, wie die Beweidung die Ruderalisierung der Flächen mildert, allerdings ohne sie aufhalten zu können. Die selektive Beweidung der Schafe begrenzte die Dominanzbildung der Ruderalarten, wie sie auf den unbeweideten Referenzflächen zu beobachten war. Trotz des dynamisierenden Trittes der Weidetiere, der immer wieder offenen Boden schafft, konnten sich Leitarten nicht ausbreiten, da ihre Ausbreitungseinheiten fehlen.

1.4.1.3 Inokulation und Beweidung

Alle Inokulationsansätze zeigten sehr gute Erfolge in der Restitution artenreicher Pflanzengesellschaften, in die die Zielarten der Spenderflächen fast vollständig übertragen wurden. Die Übertragungsergebnisse übertrafen die Transferraten, die MILLER & PFADENHAUER (1997) in ihren Versuchen zur Restitution von Kalkmagerrasen erzielten.

Die hohe Transferrate in der vorliegenden Untersuchung ist umso bemerkenswerter, da das Inokulationsmaterial nur zu einem Zeitpunkt im Jahr gewonnen wurde. Zwar waren die Arten der Spenderfläche überwiegend in sehr späten phänologischen Phasen („Abblühend" bis „Samen ausstreuend" sensu DIERSCHKE 1994), trotzdem könnte ein mehrfaches Mähen bzw. Rechen der Spenderfläche die Transferrate noch erhöhen. Es wurden sogar, wahrscheinlich mit der Streu, Zielarten übertragen, die nicht in der aktuellen Vegetation zum Zeitpunkt der Materialgewinnung vorkamen.

Die Vegetation entwickelt sich von einer Phase reich an Therophyten hin zu mehrjährigen Beständen. Das anfängliche Aufkommen von Stellarietea-Arten fiel auf den inokulierten Flächen aber deutlich schwächer aus. Dafür kamen hier schon früh zahlreiche Zielarten auf. Innerhalb dieser fand mit den Jahren ebenfalls die Veränderung von den Pionieren der Koelerio-Corynephoretea hin zu den Arten der Festuco-Brometea statt. Auch die mehrjährigen Ruderalarten kamen auf den inokulierten Flächen schwächer auf als auf den Referenzflächen (vgl. Ruderalisierungs-Indices).

Die Beimpfung hemmt das Aufkommen von Neophyten und klonalen Gräsern, die auf den Referenzflächen häufiger zu finden sind.

Die Inokulation hat anfänglich bei allen Ansätzen hohe Artenzahlen bedingt. Dieser Zustand kann als Übergangsstadium betrachtet werden. Erklärtes Restitutionsziel war aber nicht der erreichte Artenreichtum, sondern die Wiederherstellung von Leitbildgesellschaften.

Die verschiedenen Ansätze (Mahdgut, Rechgut, Sodenversetzung) führten nur zu geringen Unterschieden in der Effizienz der Übertragung von Zielarten und deren Etablierung im Laufe der weiteren Entwicklung der Flächen. Berücksichtigt man daher den großen Aufwand, der durch die Sodenversetzung entsteht und weiter die größeren Auswirkungen auf die Spenderfläche, von der 10 cm tiefe Soden abgestochen werden, so erscheint die einfachere Diasporenübertragung via Mahd- oder Rechgut als die günstigere Methode in mehrfacher Hinsicht.

Um nicht ausschließlich die aktuell auf der Fläche vorhandenen Arten zu übertragen, sollte ein Methoden-Mischansatz angewendet werden. Die Übertragung von Arten aus der obersten Boden- bzw. der Streuschicht kann durch ein gründliches Rechen, das auf die Mahd der aktuell Samen tragenden Vegetation folgt, erreicht werden. EICHBERG et al. (2006) fanden in ihren Untersuchungen in Pionierstadien die arten- und individuenreichste Diasporenbank in der Oberflächenschicht (0-1 cm Tiefe), während in mittleren Sukzessionsstadien die sich anschließende Schicht von 1-6 cm Tiefe die meiste Arten und Individuen aufwies. Die Mitnahme der Streuschicht kann daher positiv bewertet werden, weil so auch Diasporen von Arten erfasst und übertragen werden, die keine Samenbank anlegen.

Generell muss die Wahl der Methode zur Gewinnung von Inokulationsmaterial die Bedingungen auf den Spenderflächen berücksichtigend erfolgen, da diese, nach dem hohen Gehalt an Zielarten ausgewählt, häufig von naturschutzfachlich hohem Wert sind.

1.4.2 Fraßpräferenzen

Schafe und Esel bevorzugen auf den betrachteten Sand-Ökosystemen verschiedene, klar selektiv gewählte Ressourcen.

Es konnte für Schafe der bevorzugte Fraß von hochwüchsigen Kräutern aufgezeigt werden. Da in der Studie eine klare Korrelation zwischen der pflanzensoziologischen und der funktionellen Gruppierung nachgewiesen werden konnte, wurde deutlich, dass Schafe bevorzugt Ruderalarten fressen (STROH et al. 2002).

Weiter selektieren Schafe nach dem Stickstoffgehalt von Pflanzen und Pflanzenteilen. Die in diesen Studien gemessenen Werte liegen im unteren bis mittleren Bereich, verglichen mit der Spanne von 0,5-5 %, die für Pflanzen weltweit bestimmt wurde (CLÜSENER GODT 1989). Unter den Stickstoff- armen Bedingungen auf Sandböden (STORM et al. 1998) war das zu erwarten und bestätigt die Theorie der „optimalen Nahrungsaufnahme“ (CHARNOV 1976).

Schafe und Esel ergänzen einander gut durch ihr selektives Weideverhalten (SÜß 2006, SÜß & SCHWABE 2007). Gerade zur Reduktion ruderaler Grasarten halten SÜß et al. (l.c.) die sukzessive Beweidung durch Schafe und Esel aufgrund der starken Reduktion der Phytomasse für eine geeignete Pflegemaßnahme zur Erzeugung und zum Erhalt artenreicher Ökosysteme.

Diese Ergebnisse zum Fraßverhalten erklären die geringere Ruderalisierung auf den beweideten Nullflächen, verglichen mit den unbeweideten Referenzflächen. Über den selektiven Weidedruck auf Ruderalarten hinaus fördert die Beweidung durch den dynamisierenden Tritt der Weidetiere, im Falle der Esel auch durch Sandbäder in Wälzkuhlen auch direkt die Zielarten.

Extensive Beweidung ist als Pflegemaßnahme gut geeignet, die gelenkte Sukzession im Restitutionsverlauf zu unterstützen, da in den untersuchten Ökosystemen Arten der Leitbildgesellschaften überwiegend gemieden werden.

2 Restitutionsexperiment Rotböhl (optimierter Ansatz für basenreiche, subkontinental geprägte Sandfluren)

2.1 Untersuchungsgebiet Rotböhl und Fragestellungen

2.1.1 Leitbildflächen

Das Untersuchungsgebiet liegt im Übergangsbereich zwischen dem nördlichen Oberrheingraben und der Untermainebene. Das Flugsandgebiet wurde aus den carbonatreichen aeolischen Sedimenten des Rheins gebildet.

Das heutige FFH-Gebiet „Rotböhl“ in der Gemarkung Gräfenhausen der Stadt Weiterstadt wurde bereits 1938 in Teilen wegen seiner „seltenen Sanddünenflora und- fauna“ als flächenhaftes Naturdenkmal (ND) unter Schutz gestellt. In den Jahren zuvor (1933-35) wurden von der Nordseite des „Großen Rotböhl“ 135.000 m³ Sand für den Bau der Reichsautobahn abgetragen (BATHON und WITTENBERGER 1986), was fast zur Vernichtung des Gebietes geführt hätte. 1950 fand die Ausweisung der heutigen Naturdenkmale „Großes“ und „Kleines Rotböhl“ statt. In ihren heutigen Grenzen mit zusammen 4,2 ha Größe entsprechen sie dem aktuellen FFH-Gebiet (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie, SSYMANK 1998).

Neben den lockeren Kieferngruppen, die das Erscheinungsbild des Dünenrestes mitprägen, trägt das ND „Rotböhl“ heute ein Mosaik aus unter anderem Corynephoretalia- und Allio sphaerocephali-Stipetum capillatae-Beständen. Diese Bereiche dienen in der vorliegenden Untersuchung einerseits als Leitbildgesellschaften, andererseits auch als Spenderfläche für die Inokulation der Restitutionsflächen.

Abb 2.1 a: ND „Großes Rotböhl“ (30.08.2005); b: ND „Kleines Rotböhl“ unter Eselweide (05.10.2005)

Der zweite Bereich, der ebenfalls Leitbild und Spenderfläche zugleich ist, ist der deutsche Standortübungsplatz im Ost-Teil des insgesamt fast 70 ha großen FFH-Gebietes „Becker Tanne“ (Gemarkung Stadt Darmstadt). Der im Jahr 2000 an die EU gemeldete Truppenübungsplatz der Bundeswehr bietet ausgedehnte Bestände des Jurineo cyanoidis-Koelerietum glaucae und von Corynephoretalia-Pioniervegetation.

Abb. 2.2: FFH-Gebiet „Becker Tanne“, Standortübungsplatz

2.1.2 Restitutionsflächen

Im Rahmen einer Ausgleichsverpflichtung einer ortsansässigen Firma wurde das westlich an das „Kleine Rotböhl“ grenzende Flurstück 173 zur Erweiterung des ND „Rotböhl“ vorgesehen. Der etwa 50 Meter breite und 220 Meter lange Streifen jenseits des Weges war bis einschließlich 2000 in intensiver Ackernutzung. 2001 wurde auf einer Teilfläche mit den Restitutionsarbeiten begonnen.

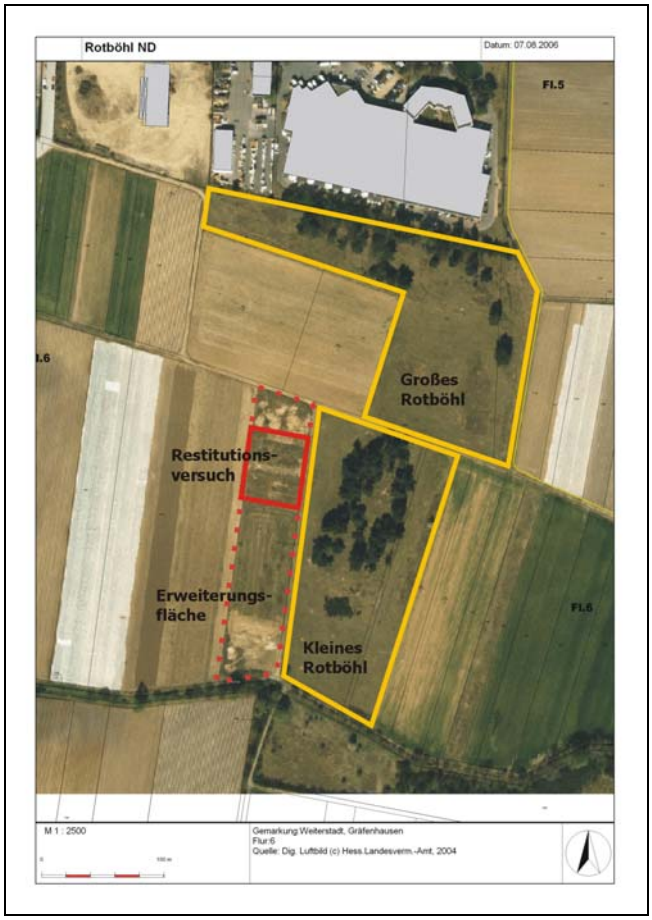

Abb. 2.3: Übersicht zur Lage der Leitbild- und Restitutionsflächen, rot umrandet die Versuchsflächen (siehe Abb. 2.5)

2.1.3 Bereits vorhandene Daten zur Restitutionsfläche

Im März 2000 wurde die Restitutionsfläche in unterschiedlichen Tiefen bis zu 90 cm auf ihren Nährstoffgehalt hin untersucht (BERGMANN, S. unveröff.). Es wurde klar, dass die Fläche in ihrem damaligen Zustand wegen sehr hoher Phosphat-P-Werte im Oberboden für eine Restitution eigentlich ungeeignet war. Die mittleren gemessenen Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphat-P (Messung CAL-Extrakt nach VDLUFA 1991) lagen in einer Tiefe von 0-30 cm bei 45,75 mg/kg, von 30-60 cm bei 21,4 mg/kg und von 60-90 cm bei 3,43 mg/kg.

SÜß et al. (2004) beschreiben den Phosphat-P-Gehalt als entscheidenden Faktor für den ruderalisierten Sukzessionspfad in Sand-Ökosystemen und geben für die Entwicklung eines Koelerion-Bestandes zum nicht ruderalisierten Allio-Stipetum einen Schwellenwert von 15 mg/kg Phosphat-P an.

2.1.4 Fragestellungen

Nach den ersten Ergebnissen der Pilotstudie (Kap. 1.4) sollte der Restitutionsansatz für die subkontinentalen, kalkreichen Sandfluren vor allem unter besser angepassten abiotischen Bedingungen ausgeführt werden.

Es stellte sich die Frage, wie sich die Nährstoffbelastung durch vorbereitende Erdbaumaßnahmen verändern würde.

Weiter sollten folgende Fragen die Restitutionsmaßnahme bewerten helfen:

Nähern sich die restituierten Flächen der Vegetation der Spenderflächen an oder setzen sich eventuelle Ruderalisierungstendenzen durch?

Etablieren sich die Ziel- und Leitarten auf Dauer?

Welche Rolle spielen dabei die Inokulation, das Diaporenreservoir im Boden und die anemochor einfliegenden Ausbreitungseinheiten?

Inwiefern fördern Beweidungssysteme den gelenkten Sukzessionsprozess?

Erhöht die Beweidung den Offenbodenanteil auf den Flächen und verringert sie die Streuauflage?

2.2 Methoden

2.2.1 Vorbereitungen und Versuchsdesign

2.2.1.1 Flächenvorbereitungen

Als Alternative zum Entfernen und Abfahren des Oberbodens („top soil removal“) bot sich die Inversion („top soil inversion“) der Bodenmassen an.

Die gemessenen Gehalte an Phosphat-P lagen erst in Tiefen jenseits von 60 cm unter dem Schwellenwert der Phosphat-P-Belastung nach SÜß et al. (2004).

Um die Gehalte an Phosphat-P der Fläche zu vermindern, wurde der Oberboden etwa 30 cm stark von der Fläche geschoben. Anschließend wurde ein etwa drei Meter tiefer Graben zur Gewinnung reinen Tiefensandes aus Tiefen ab einem Meter ausgekoffert, in den der Oberboden dann eingebaut wurde. Zuletzt wurde der gewonnene Tiefensand mehrere Dezimeter stark über die Fläche verteilt.

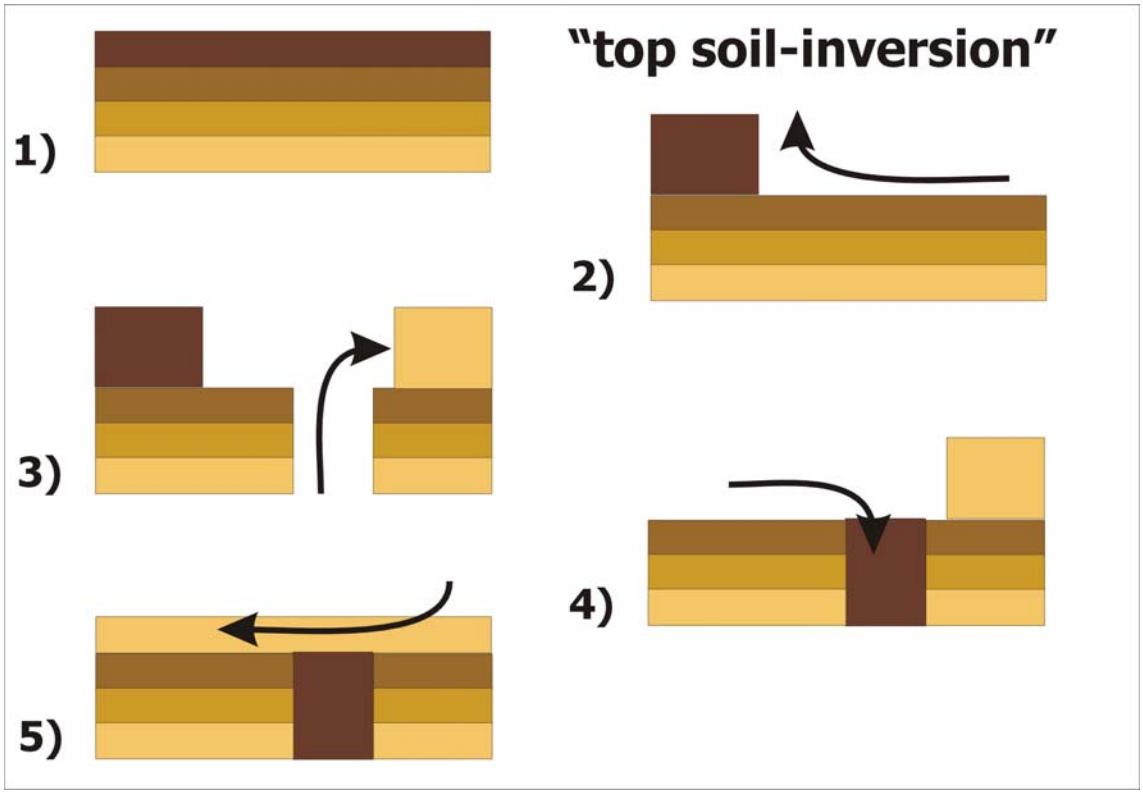

Abb. 2.4 „top soil inversion“; Inversion der Bodenschichten; schematische Darstellung (dunklere Schicht: höhere Nährstoffgehalte)

Dieses Verfahren der Standortsverbesserung als Vorbereitung für die Inokulation wurde im April 2001 für einen ersten 25 m breiten Streifen (R1) quer über die Fläche ausgeführt und im August desselben Jahres südlich an R1 anschließend auf einem zweiten 35 m breiten Streifen (R2). So konnte die Fläche mit Tiefensand bedeckt werden, der einen typischen pH-Wert und einen niedrigeren Phosphat-P-Gehalt aufweisen sollte.

Im September 2004 wurden die Flächen ein zweites Mal im Rahmen eines vegetationsökologischen Forschungspraktikums (SCHWEBEL, unveröff.) auf ihre Nährstoffe

hin untersucht. Der pH-Wert im Oberboden (0-10 cm Tiefe) des ehemaligen Ackers lag im Jahr 2000 im Mittel noch bei 5,9; 2004 wurde ein mittlerer pH-Wert von 7,2 gemessen (nach VDLUFA 1991). Die sekundäre oberflächliche Versauerung des Standortes wurde rückgängig gemacht, die Bodenentwicklung beginnt hier von neuem.

Der im Oberboden (0-10 cm Tiefe) nach VDLUFA 1991 gemessene Gehalt an Phosphat-P, der im Jahr 2000 noch bei 45,75 mg/kg lag, betrug nach der Inversion (2004) nur noch 15 mg/kg Phosphat-P in Trockenmasse.

Dieser Wert wird von SÜß et al. (2004) als ungefährer Schwellenwert für den nicht ruderalisierten Sukzessionspfad in Sand-Ökosystemen angegeben und liegt innerhalb der Amplitude von nicht ruderalisierten Sandrasen (8 – 20 mg/kg, STORM et al. 1998).

2.2.1.2 Versuchsdesign

Die Restitutionsstreifen R1 und R2 wurden mit diasporenhaltigem Material aus verschiedenen Leitbildgesellschaften inokuliert (siehe Kap. 2.2.2 Inokulation). Für beide Ansätze wurde ein bifaktorielles Untersuchungsdesign (Inokulation ja/nein; Beweidung ja/nein) angelegt. Jeder Flächentyp wurde in jedem Ansatz zweifach repliziert. Zur Vermeidung von Häufungen etwaiger Randeffekte aus Kontaktflächen wurden die 16 Versuchsflächen entsprechend platziert (siehe Abb. 2.5 Versuchsdesign).

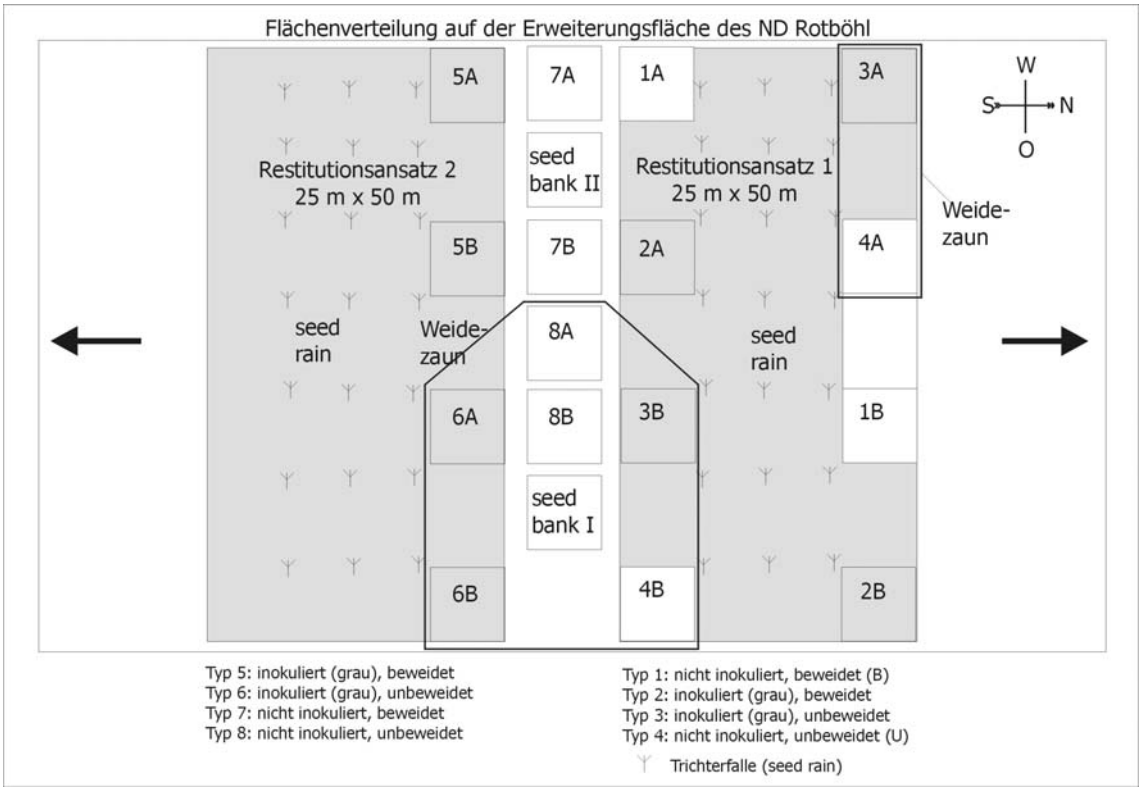

Abb. 2.5: Versuchsdesign der Erweiterungsfläche „Rotböhl“, die Übersicht zur Lage der Fläche zeigt Abb. 2.3

2.2.2 Inokulation

Die Beimpfung der Restitutionsflächen erfolgte mit Material von den zwei Leitbildflächen (s. Kap. 2.1.1.).

Der erste Streifen (R1) wurde in zwei Stufen im April und September des Jahres 2001 aus Mahd- und Rechgut vom „Großen Rotböhl“ inokuliert. Dabei wurden Bereiche für die Vergleichsflächen ausgespart. Die gemulchte und anschließend gerechte Fläche entspricht mit 800 m² etwa 80% der beimpften Fläche. Die hohe Ergiebigkeit wurde bereits in der Pilotstudie gezeigt (siehe Kap. 1.3.3.1).

Die Spenderflächen für R1 lagen in oberflächlich leicht versauerten Corynephoretalia-Bereichen und späteren Sukzessionsstadien des ND „Rotböhl“ sowie in Allio-Stipetum-Beständen.

Der zweite Streifen (R2) wurde im September des Jahres 2001 ausschließlich mit Rechgut vom deutschen Standortübungsplatz inokuliert. Die ausgerechte Fläche von 1000 m² entspricht auch hier etwa 80% der beimpften Restitutionsfläche. Die Methode zur Materialgewinnung wurde an die Beschaffenheit der Leitbildvegetation angepasst und mechanisiert. Die Vegetation des FFH-Gebietes „Becker Tanne Ost“ ist so schütter, dass eine Mahd nicht den gewünschten Effekt brächte.

Ein zehn Meter breiter Streifen zwischen den Inokulationsbereichen R1 und R2 blieb ohne Beimpfung zur Anlage von Vergleichsflächen. Hier wurden auch zwei Untersuchungsflächen zur Samenbank angelegt.

2.2.3 Diasporenbank und –niederschlag

Um die Überlagerung der Inokulation durch andere primäre Eintragswege von Diasporen möglichst auszuschließen, wurden sowohl das in der Samenbank vorliegende (seed bank) als auch das anemochor einfliegende Diasporenpotential (seed rain) untersucht. Eventueller zoochorer Diasporentransfer in die Flächen konnte nicht erfasst werden.

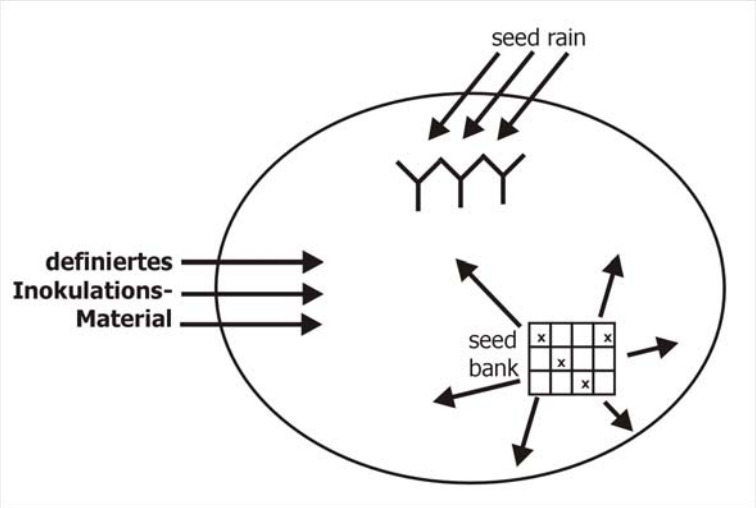

Abb. 2.6 Pfade des Diasporeneintrages in die Restitutionsfläche

2.2.3.1 Untersuchung der Diasporenbank

Die Erfassung der Samenbank wurde mittels des Auflaufverfahrens (vgl. THOMPSON et al. 1997) ausgeführt. Dabei wurden auf der Restitutionsfläche zwei Flächen beprobt, die im Rahmen der zweiten Erdbaumaßnahme entstanden waren.

Probenahme

Das Probenahmeverfahren kombiniert die zufällige mit der systematischen Auswahl der Stichproben. Die 25 m² großen Probeflächen werden systematisch in Abschnitten von einem Quadratmeter Größe bearbeitet. Innerhalb eines jeden Quadratmeters bestimmen Zufallszahlen die Lage von vier Stichproben (KROLUPPER & SCHWABE 1998, SCHWABE et al. 2000, EICHBERG et al. 2006). Je Probefläche ergeben sich somit 100 Einzelproben. So soll der eventuellen Heterogenität der Verteilung der Diasporen Rechnung getragen werden.

Die Probenahme erfolgte am 15. und 16. März 2002. Die Bodenproben wurden mit einem Folienprobennehmer der Firma Eijkelkamp (Durchmesser 4,7 cm) genommen. Die Proben wurden in eine Oberflächenschicht (0- mind. 1 cm Tiefe) und Unterboden (~1-6 cm Tiefe) getrennt. Dabei erschwerte die Substratbeschaffenheit die saubere Trennung der Schichten. Deshalb wurde vorrangig darauf geachtet, dass kein Material von der Oberfläche in die untere Probe gelangte. Der Rohboden auf der Fläche war zwar noch ohne jede Streuschicht, die Umgestaltung fand jedoch vor sieben Monaten statt. Die Schichtstärke von 1 cm ist somit als Mindestangabe zu verstehen. Auf die Untersuchung tieferer Schichten, wie KROLUPPER & SCHWABE (1998) oder EICHBERG et al. (2006) sie vorsehen (11-16 cm Tiefe), wurde verzichtet, da die invertierten Böden keine sauber geschichtete Lagerung aufweisen. In der vorliegenden Untersuchung wurden nur die oberen 6 cm beprobt, die ein aktuell durch Tritt reaktivierbares Diasporenreservoir enthalten.

Aus der Querschnittsfläche des Folienprobennehmers (17,35 cm²) und den Schichtdicken der Einzelprobenhorizonte (1 bzw. 5 cm) ergibt sich ein Volumen von 17,35 cm³ bzw. 86,75 cm³ je Einzelprobe und Tiefenstufe. Jede zehnte der 100 Einzelproben jedes Horizontes wurde zu einer von zehn Mischproben vereinigt. Die Mischproben der Oberflächenschicht hatten ein Volumen von mindestens 173,5 cm³, die Mischproben der unteren Schicht maßen 867,5 cm³. Diese Volumina entsprechen einer beprobten Bodenoberfläche von 1735 cm² je Fläche.

Aufbereitung, Exposition und Bestimmung

Die gewonnenen Bodenproben wurden mehrere Wochen zum Trocknen aufgestellt und anschließend mit einem Sieb (5 mm Maschenweite) von vegetativen Pflanzenteilen und Steinen gereinigt.

Die Exposition der Versuchsschalen unter Semi-Freiland-Bedingungen im Botanischen Garten der TU Darmstadt dauerte 21 Monate (15.7.2002 bis 15.4.2004). Aufgelaufene Keimlinge wurden in regelmäßigen Abständen bestimmt und entfernt (Bestimmung nach HANF 1990, CSAPODY 1968, MULLER 1978). War ein Keimling nicht sicher zu determinieren, wurde er aus der Untersuchungsanlage entnommen und pickiert.

Etwa alle acht Wochen musste das Substrat durchmischt werden, um alle Teile der Probe gleichermaßen dem Licht zu exponieren.

2.2.3.2 Untersuchung des Diasporenniederschlages

Der Eintrag von Diasporen im Jahresverlauf wurde durch Trichterfallen nach KOLLMANN & GOETZE (1998) erfasst. Dabei handelt es sich um PVC-Trichter, die auf ein Standrohr gesteckt werden. Einfallende Diasporen werden in einem Säckchen aus Gaze gesammelt. Die Oberkante der Trichter stand 0,9 m über dem Boden, um die direkte Einstreu von bestandeseigenen Diasporen zu verringern (vgl. KROLUPPER & SCHWABE 1998). Die Trichter waren in dunklen Farben gestrichen, um den Insektenfang zu minimieren und wurden mit einem Drahtring gegen Vogelausbreitung von Diasporen geschützt.

Jeder Trichter hat einen Innendurchmesser von 24 cm und somit eine Fangfläche von 452 cm². Auf der Restitutionsfläche verteilt standen 42 Trichterfallen in sechs Reihen in Ost-West-Richtung zu je sieben Fallen. Die Gesamtfangfläche betrug somit 1,898 m². Die Fallen waren von 16.01.2003 bis 16.09.2003 installiert und wurden etwa alle acht Wochen geleert. Die Fallen wurden unmittelbar vor der Eselweide rückgebaut.

Die Fänge wurden anhand einer speziell erweiterten Vergleichssammlung, sowie mit BERTSCH (1941), BEIJERINCK (1976) und BERGGREN (1969 ff) bestimmt.

2.2.4 Vegetationsaufnahmen und statistische Auswertungen

Neben den 16 Versuchsflächen auf der Restitutionsfläche wurden jeweils drei in Leitbildgesellschaften der Corynephoretalia und im Allio-Stipetum des Großen Rotböhl und im Koelerion des Standortübungsplatzes untersucht. Alle Flächen wurden von 2002 bis 2005 mit der erweiterten Skala von BARKMAN et al. (1964) aufgenommen (Nomenklatur: WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998).

Die Werte der erweiterten Skala von BARKMAN et al. (1964) wurden in eine zehnstufige Ordinalskala [0; 9] transformiert. Der Gesamtdatensatz wurde anhand der DCA (Detrended Correspondence Analysis, HILL 1979) ordiniert (Einstellungen: “downweighting selected”, “axes rescaled”).

Die Ordinationen erfolgten mit PC-ORD 4.36. Um die Hauptentwicklungen zu dokumentieren, sind die mittleren Koordinaten der Probeflächen (n = 2) für jede Behandlung und jedes Jahr berechnet worden.

Die mittleren Artenzahlen wurden auf die Förderung der Artenvielfalt durch die Inokulation hin untersucht (gerichtete Arbeitshypothese, abhängige Stichproben, n=8). Die Normalverteilung wurde möglichst graphisch geprüft. Die Datensätze wurden für jedes Jahr anhand eines t-Tests (einseitig, gepaart) verglichen.

Die gefundenen Arten wurden nach ihrer pflanzensoziologischen Klassifikation in folgende Gruppen geordnet:

Koelerio-Corynephoretea (Koel.) (= Sedo-Scleranthetea)

Festuco-Brometea (Fest.)

Stellarietea mediae (Stell.)

Artemisietea vulgaris (Arte.)

Agropyretea intermedio-repentis (einschließlich *Calamagrostis epigejos*) (Agro.)

Molinio-Arrhenatheretea (Moli.)

andere Klassen und Begleitarten (andere).

Arten der Gruppen 1 und 2 wurden als Zielarten betrachtet, Arten der Gruppen 3, 4 und 5 als Ruderalarten. Auf diese Gruppierung aufbauend wurden zwei Ruderalisierungs-Indices für den gesamten Untersuchungszeitraum bestimmt.

Qualitativer Ruderalisierungs-Index = Artenzahl (Gruppe 3+4+5) / Artenzahl (Gruppe 1+2)

Quantitativer Ruderalisierungs-Index = Deckungssumme (Gruppe 3+4+5) / Deckungssumme (Gruppe 1+2)

Die Deckungssummen wurden aus den Mittelwerten der Deckungswerte der Stufen der erweiterten BARKMAN-Skala errechnet. Für [2m] wurden 3% eingesetzt, für [1] 1%, für [+] 0,5% und für [r] 0,1%.

Für ausgewählte Leitarten (*Corynephorus canescens, Koeleria glauca, Phleum arenarium, Silene otites*) wurden gemischte lineare Modelle (SAS 8.02, Proc Mixed) berechnet, um die Effekte von Beweidung und Inokulation im Zeitverlauf zu analysieren. Diese Rechenmodelle sind besonders geeignet, Datensätze mit Messwiederholungen auf Dauerflächen sowie split-plots zu untersuchen (LITTELL et al. 2000), da sie Vergleiche mehrerer Kovarianzstrukturen erlauben (in fast allen Fällen waren unstrukturierte oder heterogen-autoregressive Kovarianzstrukturen nach dem Akaike-Kriterium am besten geeignet).

2.2.5 Beweidung

Das Restitutionsgebiet wird jährlich mit je zwei Eseln einmal im Frühjahr und einmal im Herbst beweidet. Die Tiere blieben 2003 nur für je 8 Tage im März und Oktober auf der Restitutionsfläche. 2004 konnte aufgrund des aufgekommenen Bewuchses die Koppel um die auf dem Erweiterungsgrundstück liegenden Kontaktflächen vergrößert werden. Die Tiere blieben entsprechend länger auf der größeren Weide. Im März 2004 dauerte die Eselweide zwei Wochen, im September vier Wochen.

Die Hälfte der Untersuchungsflächen wurde während der Beweidung ausgezäunt.

Die entfernte Phytomasse (Fraßintensität) wurde 2003 jeweils vor und nach der Beweidung für jede vorkommende Art geschätzt. Für die Schätzung wurde die Ordinal-Skala aus Tab. 1.1 (Kap. 1.2.5.1) verwendet.

Die Werte der Offenbodenanteile und Streuauflagen der Flächen aus den Vegetationsaufnahmen wurde zum Vergleich beweideter Bereiche mit unbeweideten für jedes Untersuchungsjahr gemittelt (abhängige Stichproben, gerichtete Arbeitshypothesen, n=8). Die Normalverteilung wurde möglichst graphisch geprüft. Die Datensätze wurden für jedes Jahr anhand eines t-Tests (einseitig, gepaart) verglichen.

2.3 Ergebnisse

2.3.1 Diasporenbank und –niederschlag

2.3.1.1 Untersuchung der Diasporenbank

In der Samenbankuntersuchung liefen insgesamt nur 46 Keimlinge auf, die 9 Arten angehören, darunter eine Leitart, *Arenaria serpyllifolia*, mit fünf Individuen. Alle anderen gefundenen Diasporen außer einem *Poa annua*-Individuum gehören zu den ein- oder mehrjährigen Ruderalarten (siehe Tab. 2.1).

	Streu (0-1 cm Tiefe)	**Oberboden** (1-6 cm Tiefe)	**Streu** (0-1 cm Tiefe)	**Oberboden** (1-6 cm Tiefe)
	Anzahl		Anz./m²	
Chenopodium album	5	14	29	81
Apera spica-venti	0	10	0	58
Arenaria serpyllifolia	1	4	6	23
Stellaria media	4	2	23	12
Setaria viridis	1	1	6	6
Conyza canadensis	0	1	0	6
Solanum nigrum	1	0	6	0
Poa annua	1	0	6	0
Berteroa incana	1	0	6	0
Σ	**14**	**32**	**81**	**184**

Tab. 2.1: Summe der erfassten Diasporen (2 Probeflächen à 100 Einzelproben)

2.3.1.2 Untersuchung des Diasporenniederschlages

Insgesamt wurden im Beobachtungszeitraum 8134 Diasporen von 30 Taxa in den Trichterfallen gefangen (siehe Tab. 2.2), das entspricht 4286 Diasporen /m² Fangfläche.

Conyza canadensis stellt 89% der nachgewiesenen Diasporen. *Centaurea stoebe* (4%), *Oenothera biennis* (3%), *Verbascum* cf. *densiflorum* (2%) und *Corynephorus canescens* (1%) zählen zu den häufigeren Arten, die im Durchschnitt mehr als einmal je Falle gefunden wurden.

Weitere 25 Taxa wurden in geringen Fangdichten nachgewiesen (<0,5%). Darunter befanden sich vier weitere Leitarten (*Ononis repens, Vicia lathyroides, Phleum arenarium* und *Silene otites*).

	Anzahl	**Anz./m²**
Conyza canadensis	7225	3807
Centaurea stoebe	319	168
Oenothera biennis	224	118
Verbascum densiflorum	127	67
Corynephorus canescens	102	54
Salix spec.	33	17
Betula pendula	23	12
Berteroa incana	12	6
Apera spica-venti	7	4
Epilobium adnatum	7	4
Rumex thyrsiflous	7	4
Pinus sylvestris	6	3
Helictotrichon pubescens	5	3
Lactuca serriola	5	3
Ononis repens	5	3
Vicia hirsuta	5	3
Chenopodium album	3	2
Vicia lathyroides	3	2
Cirsium arvense	2	1
Poaceae	2	1
Taraxacum officinale	2	1
Trifolium arvense	2	1
Bromus hordeaceus	1	1
Bromus tectorum	1	1
Galium spec.	1	1
Papaver dubium	1	1
Phleum arenarium	1	1
Senecio vulgaris	1	1
Silene otites	1	1
Sonchus vulgaris	1	1
Σ	**8134**	**4286**

Tab. 2.2: Summe der erfassten Diasporen (42 Fallen mit 1,898 m² Gesamtfangfläche und je m² Fangfläche); Leitarten sind unterstrichen

2.3.2 Vegetationsentwicklung

2.3.2.1 Grundaufnahmen

Der Gesamtdatensatz der Restitutionsflächen und ihrer Spenderflächen zeigt im Ordinationsdiagramm (Abb. 2.7 a) die Nähe der inokulierten Restitutionsflächen und damit ihre floristische Ähnlichkeit zu ihren Spenderflächen. Diese grenzen sich noch deutlich von den Restitutionsflächen ab, die inokulierten Plots tragen jedoch bereits im ersten Jahr eine Vielzahl von Leitarten. Der gute Übertragungserfolg ist in beiden Ansätzen festzustellen (Aufnahmen siehe Tab. 2.3 im Anhang).

Die Zeittrajektorien verbinden die Jahre 2002-2005. Während des Untersuchungszeitraumes sind die inokulierten Flächen ihren Leitbildern stets ähnlicher als die Vergleichsflächen ohne Inokulation, die nach den Erdbauarbeiten einer sekundären Sukzession folgen.

Die erste Achse koinzidiert negativ mit der Ruderalisierung der Flächen. Die Psammophyten der Leitbilder und inokulierten Flächen (siehe Abb. 2.7 b) stehen auf der rechten Seite des Diagramms, die Ruderalarten links.

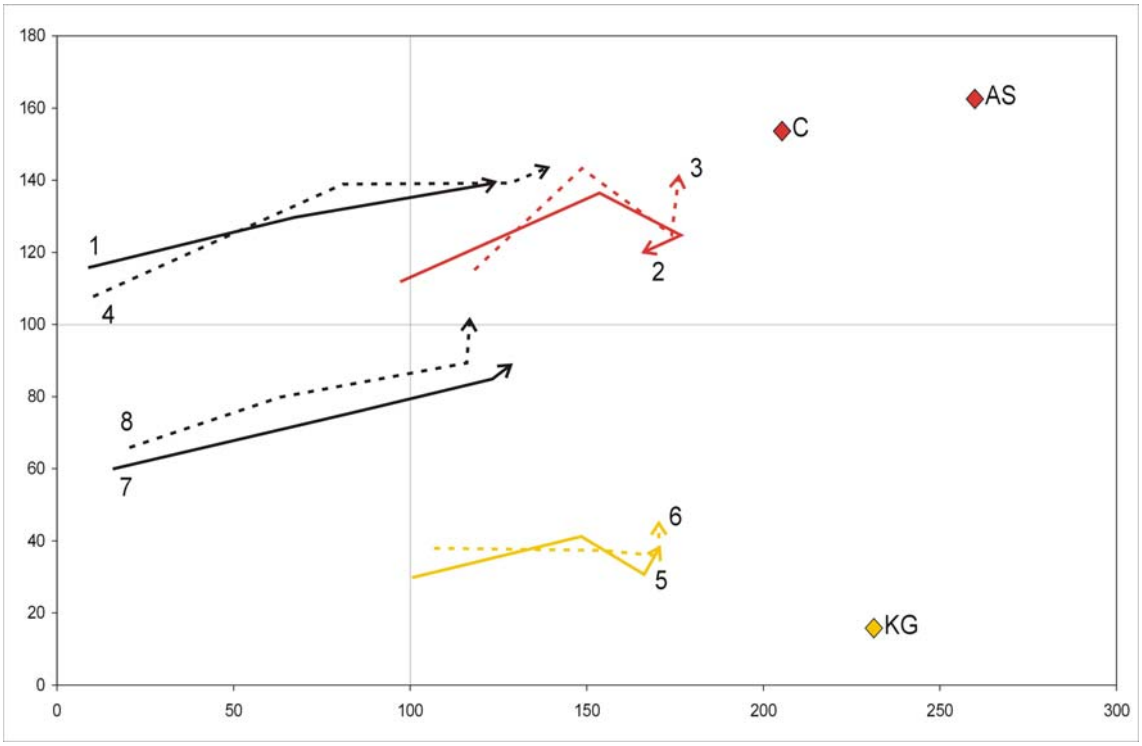

Abb. 2.7 a: DCA des Gesamtdatensatzes Die Jahre 2002-2005 wurden durch Zeittrajektorien verbunden. (Axis 1: Eigenwert: 0,247, Gradient: 2,612; Axis 2: Eigenwert: 0,166, Gradient: 1,752); Abkürzungen siehe nebenstehende Tabelle.

1	nicht inokuliert R1, beweidet
2	inokuliert R1, beweidet
3	inokuliert R1, unbeweidet
4	nicht inokuliert R1, unbew.
5	inokuliert R2, beweidet
6	inokuliert R2, unbeweidet
7	nicht inokuliert R2, beweidet
8	nicht inokuliert R2, unbew.
C	Corynephoretalia-Ges.
AS	Allio-Stipetum
KG	Koelerion glaucae

Die zweite Achse trennt den ersten vom zweiten Restitutionsansatz.

Die beimpften Flächen sind ihren Leitbildern floristisch im gesamten Untersuchungszeitraum ähnlicher als die Sukzessionsbereiche ohne Inokulation. Diese Vergleichsflächen tragen zu Beginn fast keine Leitarten. Bereits im zweiten Jahr der Untersuchung erobern psammophytische Pionierarten die Referenzbereiche.

Neben ausbreitungsstarken Arten wie *Corynephorus canescens* oder *Centaurea stoebe* sind es vor allem Therophyten wie *Arenaria serpyllifolia, Cerastium semidecandrum* oder *Phleum arenarium*, die auf mehreren nicht inokulierten Flächen auftreten.

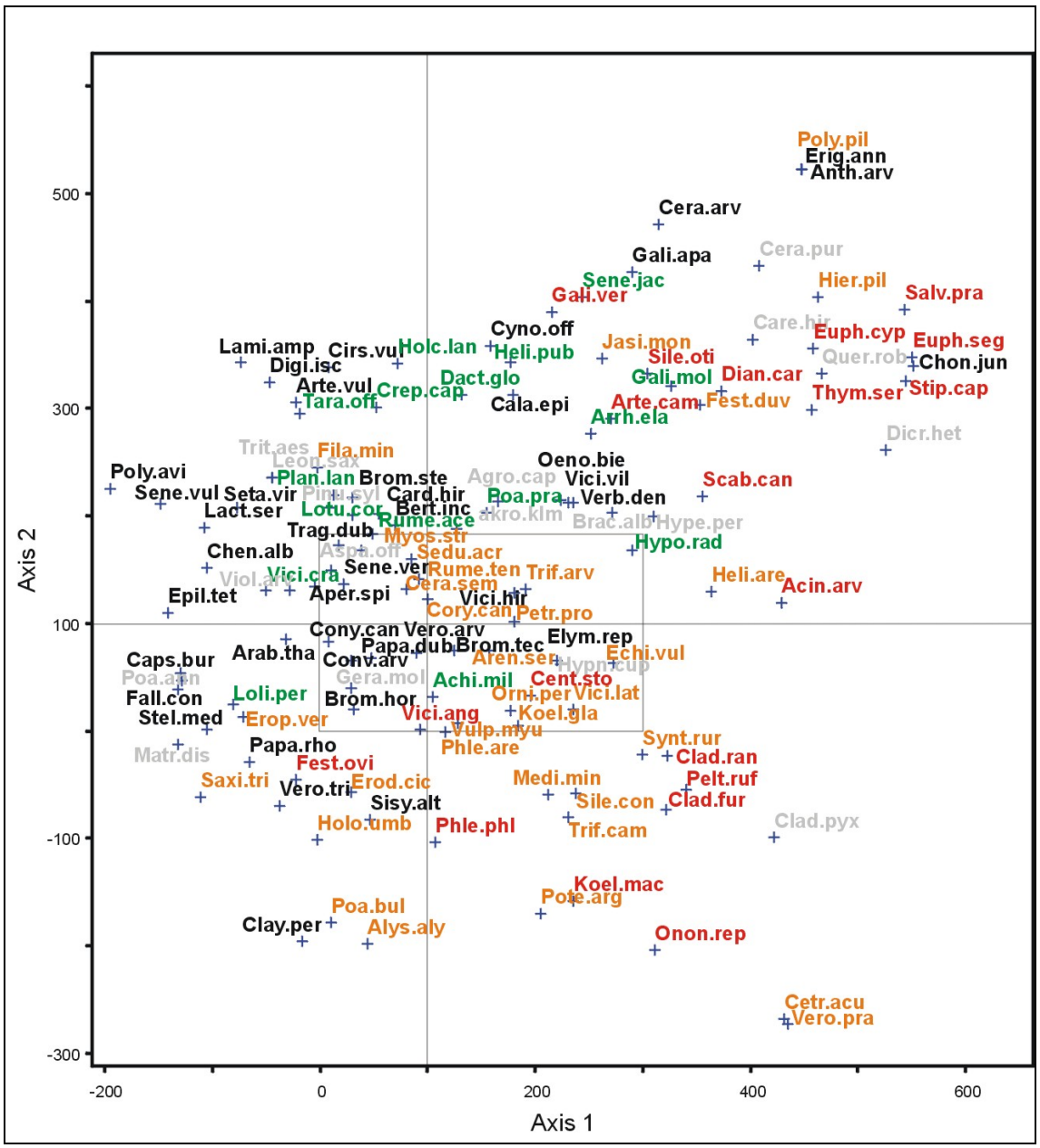

Abb. 2.7 b: DCA des Gesamtdatensatzes, Darstellung der Spezies (Eigenwerte: Axis 1: 0,247; Axis 2: 0,166)

Die Beweidung führt noch zu keiner deutlichen Differenzierung der floristischen Zusammensetzung der Plots. Einzelarten reagieren aber bereits auf Tritt oder Fraß (siehe 2.3.3. Beweidung).

2.3.2.2 Mittlere Artenzahlen und Ruderalisierungs-Indices

Die inokulierten Flächen sind von Beginn an signifikant artenreicher als die Sukzessionsplots (siehe Abb. 2.8). Der Unterschied ist im ersten Jahr am größten, nach dem Extremjahr 2003 erholt sich die Artenvielfalt auf den beimpften Bereichen wieder. Die Referenzflächen werden im ersten und zweiten Jahr mit steigenden Artenzahlen besiedelt. Seit 2003 sinken die Werte allerdings wieder.

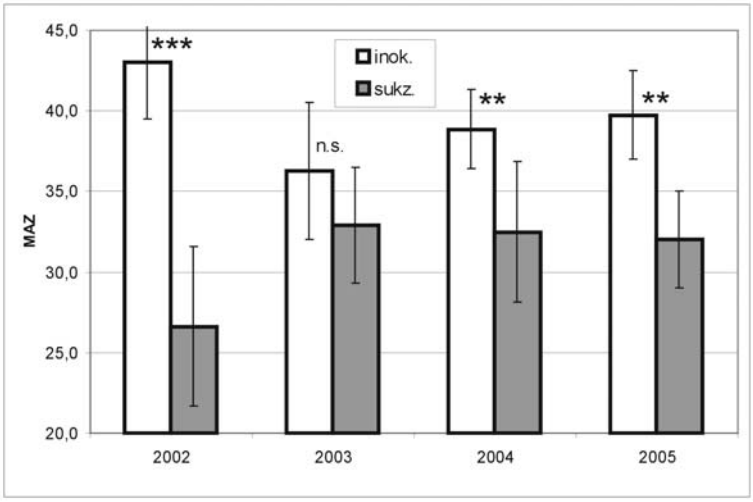

Abb. 2.8: Mittlere Artenzahlen; Vergleich inokulierter Flächen mit Vergleichsflächen (Fehler: mittlere Abweichung vom Mittelwert; n.s.: nicht signifikant; **: p=0,01-0,001; ***: p=<0,001)

Die verschiedenen Inokulationsmaterialien zeigen nur im ersten Jahr Unterschiede in der Phytodiversität. Hier sind die mit Koelerion-Material beimpften Flächen noch artenreicher, bereits im zweiten Jahr gleichen sich die Flächen an.

Beweidete und unbeweidete Flächen unterscheiden sich im Untersuchungszeitraum hinsichtlich ihrer mittleren Artenzahlen nicht.

Die Zusammensetzung der Arten wird genauer beschrieben durch den qualitativen Ruderalisierungs-Index (siehe Abb. 2.9).

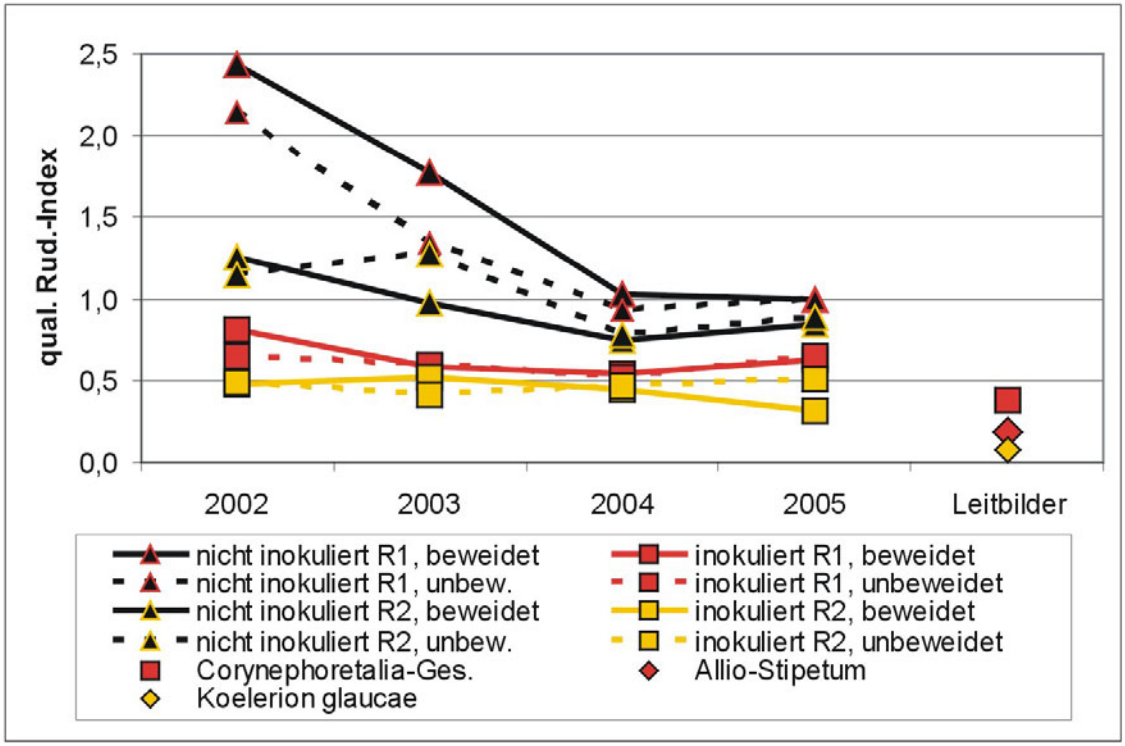

Abb. 2.9: Mittlere qualitative Ruderalisierungs-Indices der Restitutions- und Leitbildflächen

Auch hier sind die inokulierten Flächen besser entwickelt als die Vergleichsflächen. Innerhalb der beimpften Flächen zeigen im letzten Jahr der Untersuchung die Flächen des zweiten Restitutionsansatzes (R2) geringere Ruderalisierungstendenzen (R1>R2: 2005: $p=0{,}046$) als die des ersten Versuches (R1). Ein noch besseres Verhältnis von Ruderal- zu Leitarten findet sich nur bei den Leitbildern.

Die Vergleichsflächen ohne Inokulation erfahren durch das Einwandern von Zielarten ab 2003 (vgl. Kap. 2.3.2.1.) eine Verbesserung der Ruderalisierungswerte.

Alle Flächen zeigen zuletzt geringe Werte.

Abb. 2.10 zeigt die Deckungssummen im Verhältnis der ruderalen Artengruppe zur Gruppe der Leitarten, den quantitativen Ruderalisierungs-Index.

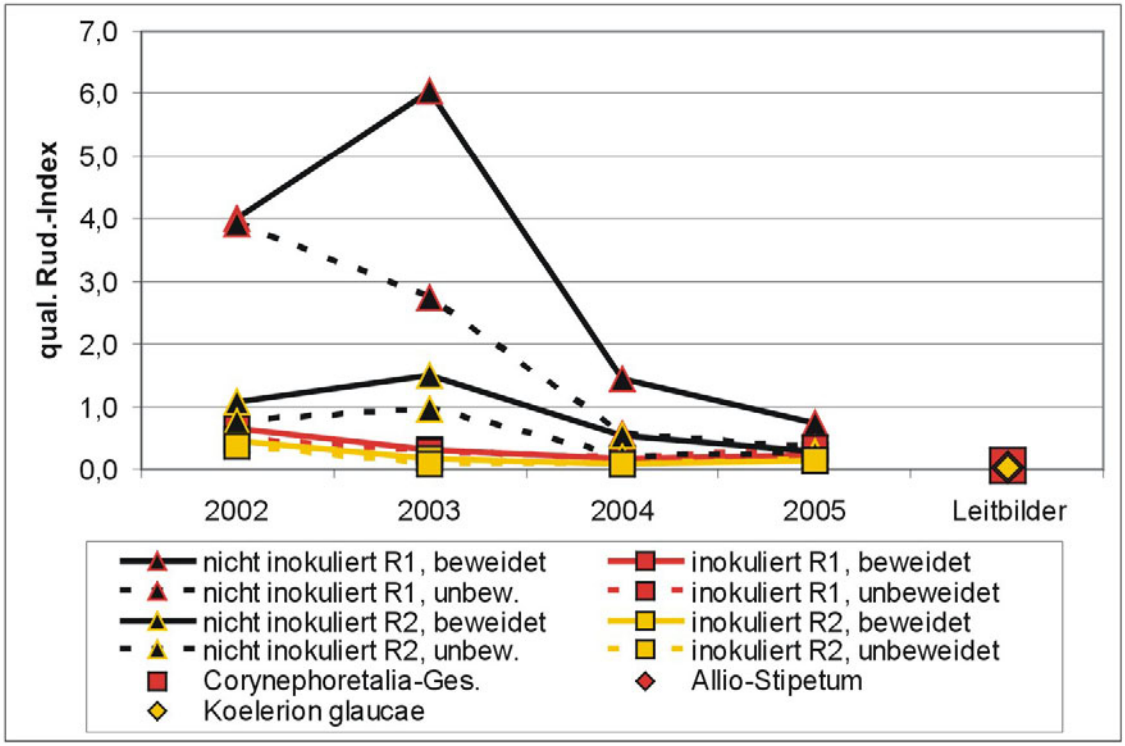

Abb. 2.10: Mittlere quantitative Ruderalisierungs-Indices der Restitutions- und Leitbildflächen

Alle Leitbildflächen zeigen mittlere quantitative Ruderalisierungs-Indices unter 0,07. Dieses Übergewicht an Leitarten erreicht keine der Restitutionsflächen. Deren Entwicklung verläuft jedoch auch durchaus zufriedenstellend. Die Werte der inokulierten Flächen gelangen im Jahr 2004 in Größenordnungen der Leitbildbestände und liegen während des gesamten Untersuchungszeitraumes unterhalb derer ihrer Vergleichsflächen. Ab 2004 sinken die Indexwerte der Nullflächen.

Auch im Vergleich der Deckungssummen zeigt der zweite Restitutionsversuch (R2) geringere Ruderalisierungstendenzen als der erste (R1). Hier wird das zuletzt auch an den Vergleichsflächen deutlich, die ab 2004 im zweiten Versuch gleichzeitig kleinere ruderale Deckungssummen und zunehmende Leitartendeckungen zeigen.

Bei den inokulierten Bereichen zeichnen sich die Flächen, die mit Material des Koelerions beimpft wurden (R2), durch größere Deckungssummen der Leitarten aus. Dadurch fällt hier der Ruderalisierungs-Index signifikant niedriger aus (R1>R2: 2004: $p = 0{,}021$; 2005: $p = 0{,}029$).

2.3.2.3 Gemischte lineare Modelle

-Corynephorus canescens

Im Jahr 2001 wird durch die Inokulation ein Transfer der Diasporen von *Corynephorus canescens* in die Fläche erreicht. Im vierten Jahr „verselbständigt" sich der Pionier über die Grenzen der beimpften Fläche hinaus (siehe Abb. 2.11). Diese Jahre müssen separat diskutiert werden, da man diese „indirekte" Inokulation auf den Nullflächen als sekundären Prozess betrachten muss, der von den inokulierten Flächen ausgeht.

Effekt	Zähler FG	Nenner FG	F	p
Beweidung	1	12	3,78	0,0757
Inokulation	1	12	24,85	**0,0003**
Beweidung*Inokulation	1	12	2,29	0,1564
Jahr	1	12	33,40	**<0,0001**
Beweidung*Jahr	1	12	5,79	**0,0331**
Inokulation*Jahr	1	12	23,70	**0,0004**
Beweidung*Inokulation*Jahr	1	12	3,50	0,0861

Tab. 2.4: Ergebnisse des gemischten linearen Modells der Deckung von *Corynephorus canescens* für die Jahre 2002/03. Signifikante Ergebnisse sind fett gedruckt. FG: Freiheitsgrade, F: F-Statistik, p: Irrtumswahrscheinlichkeit.

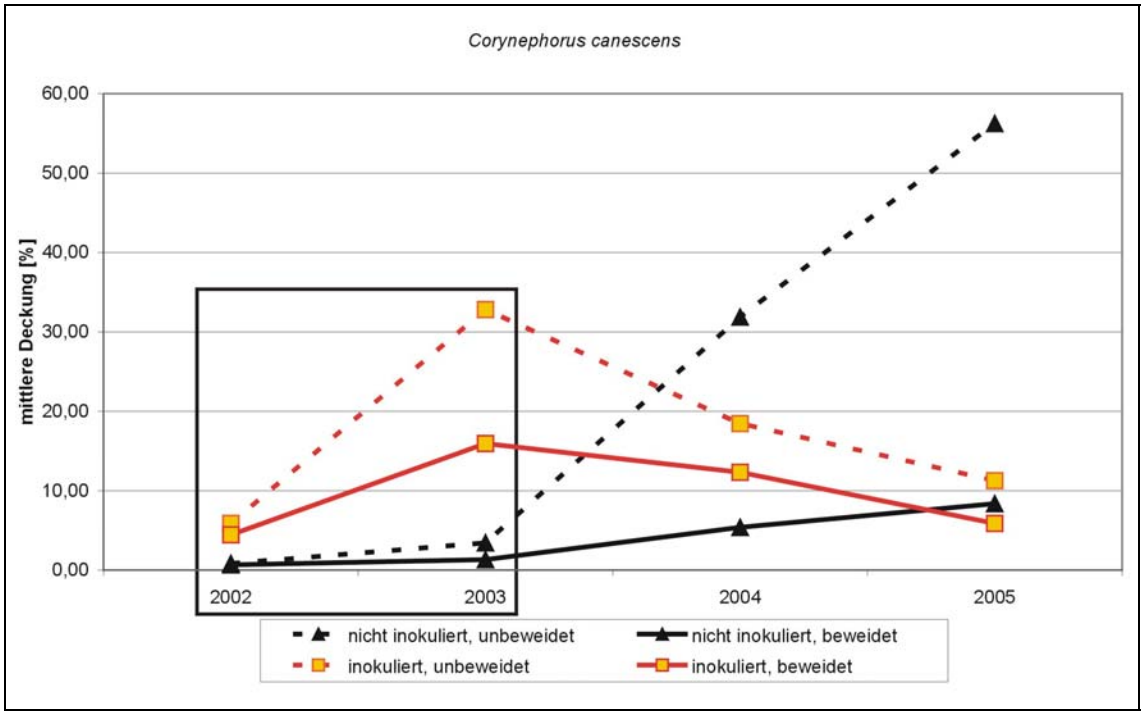

Abb. 2.11: Mittlere Deckung von *Corynephorus canescens* auf Flächen der verschiedenen Behandlungstypen (n=4)

In der Betrachtung der ersten Jahre (2002/2003) zeigt sich der signifikante Effekt der Beimpfung deutlich. Die Beweidung mit Eseln dämpft die Entwicklung der Deckung bereits nach dem ersten Weidegang im Frühjahr 2003 signifikant (Beweidung*Jahr).

Auf den indirekt inokulierten Nullflächen findet das Silbergras im Jahr 2004 ideale Besiedlungsgebiete mit diasporenarmem Rohboden und erreicht hier im letzten Jahr der Untersuchung mittlere Deckungen von über 50%, während diese auf den primär inokulierten Flächen bereits wieder abnehmen. Nur *Corynephorus canescens* zeigt diese rapide Ausbreitung.

-Koeleria glauca

Effekt	Zähler FG	Nenner FG	F	p
Beweidung	1	12	0,69	0,4209
Inokulation	1	12	12,33	**0,0043**
Beweidung*Inokulation	1	12	0,50	0,4925
Jahr	3	36	6,28	**0,0015**
Beweidung*Jahr	3	36	5,45	**0,0034**
Inokulation*Jahr	3	36	6,96	**0,0008**
Beweidung*Inokulation*Jahr	3	36	5,01	**0,0053**

Tab. 2.5: Ergebnisse des gemischten linearen Modells der Deckung von *Koeleria glauca*. Signifikante Ergebnisse sind fett gedruckt. FG: Freiheitsgrade, F: F-Statistik, p: Irrtumswahrscheinlichkeit.

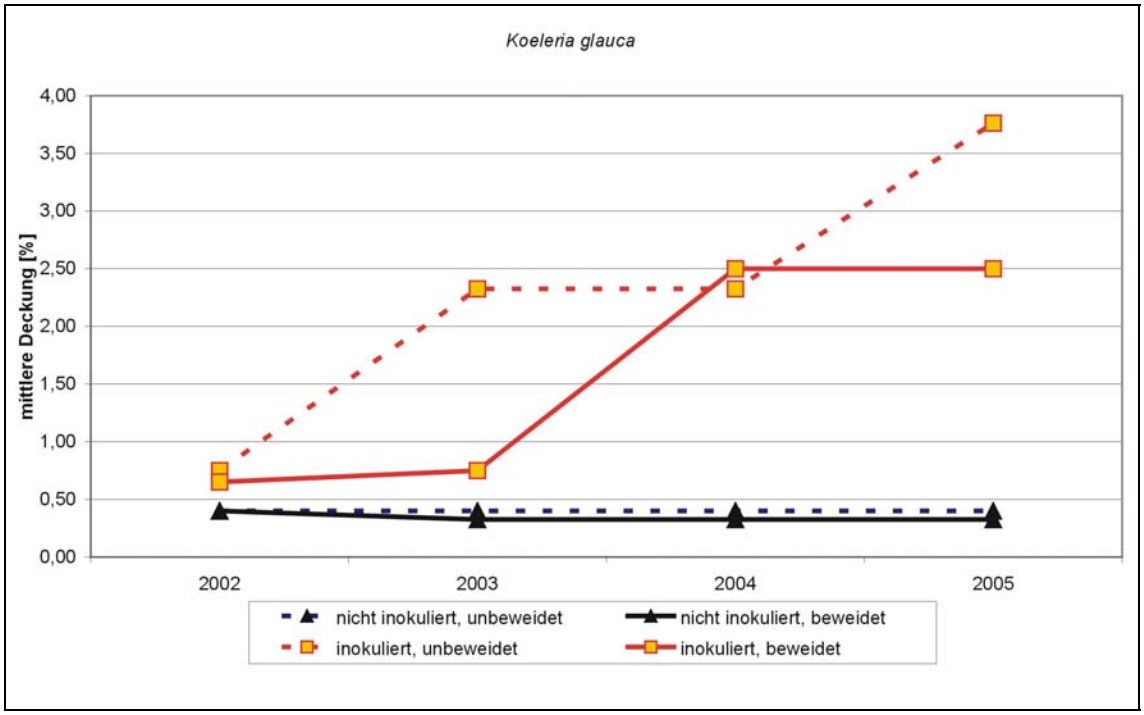

Abb. 2.12: Mittlere Deckung von *Koeleria glauca* auf Flächen der verschiedenen Behandlungstypen (n=4)

Koeleria glauca kommt signifikant häufiger auf den inokulierten Flächen vor. Die Art vergrößert hier im Untersuchungsverlauf ihre mittlere Deckung stetig. Dieser Befund (Inokulation*Jahr) ist hoch signifikant. Der Effekt der Beweidung wirkt sich nicht in allen Jahren signifikant aus (Beweidung*Jahr). Das geringe Vorkommen auf nicht inokulierten Flächen muss als Verunreinigung durch Wind-Einfluss betrachtet werden.

-Phleum arenarium

Effekt	Zähler FG	Nenner FG	F	p
Beweidung	1	12	0,36	0,5602
Inokulation	1	12	22,27	**0,0005**
Beweidung*Inokulation	1	12	0,17	0,6876
Jahr	3	36	0,22	0,8793
Beweidung*Jahr	3	36	1,10	0,3613
Inokulation*Jahr	3	36	0,95	0,4261
Beweidung*Inokulation*Jahr	3	36	0,43	0,7297

Tab. 2.6: Ergebnisse des gemischten linearen Modells der Deckung von *Phleum arenarium*. Signifikante Ergebnisse sind fett gedruckt. FG: Freiheitsgrade, F: F-Statistik, p: Irrtumswahrscheinlichkeit.

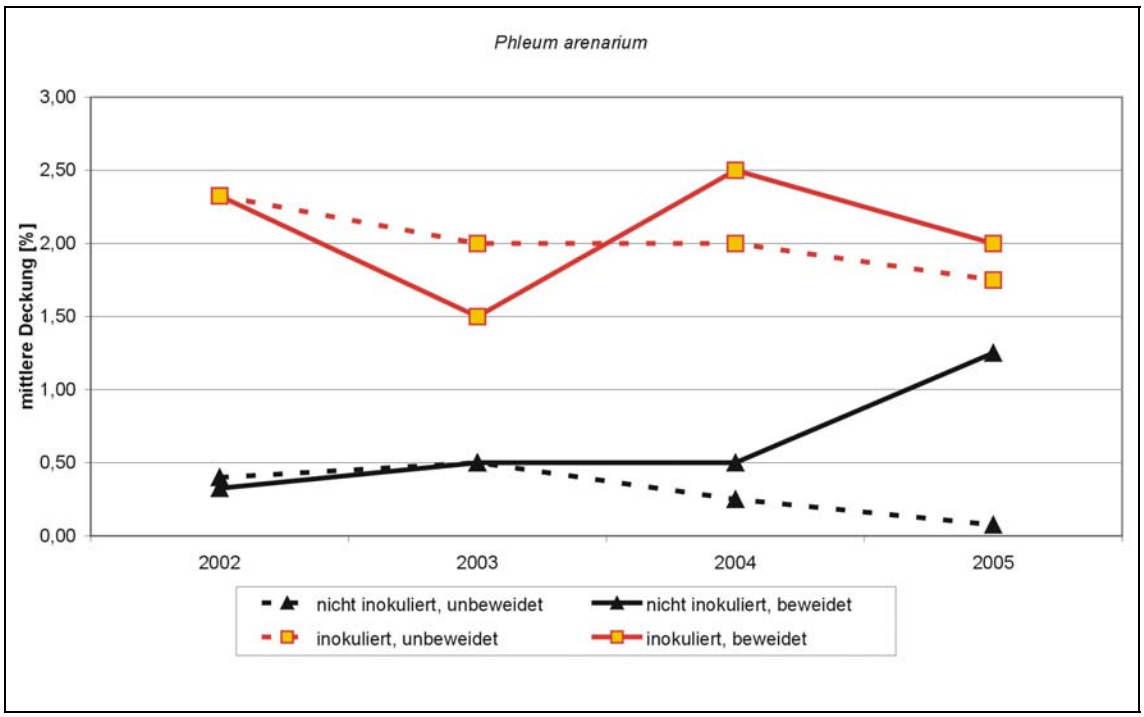

Abb. 2.13: Mittlere Deckung von *Phleum arenarium* auf Flächen der verschiedenen Behandlungstypen (n=4)

Im Jahr 2001 etabliert sich *Phleum arenarium* durch die Inokulation. Die Art kommt hier über den gesamten Untersuchungszeitraum signifikant häufiger vor.

Die Beweidung führt bislang zu keinem belegbaren Unterschied. Das geringe Vorkommen auf nicht inokulierten Flächen muss als Verunreinigung durch Wind-Einfluss betrachtet werden.

-Silene otites

Effekt	Zähler FG	Nenner FG	F	p
Beweidung	1	12	0,02	0,8979
Inokulation	1	12	5,36	**0,0390**
Beweidung*Inokulation	1	12	0,09	0,7649
Jahr	3	12	1,27	0,3303
Beweidung*Jahr	3	12	1,27	0,3303
Inokulation*Jahr	3	12	1,27	0,3303
Beweidung*Inokulation*Jahr	3	12	1,27	0,3303

Tab. 2.7: Ergebnisse des gemischten linearen Modells der Deckung von *Silene otites*. Signifikante Ergebnisse sind fett gedruckt. FG: Freiheitsgrade, F: F-Statistik, p: Irrtumswahrscheinlichkeit.

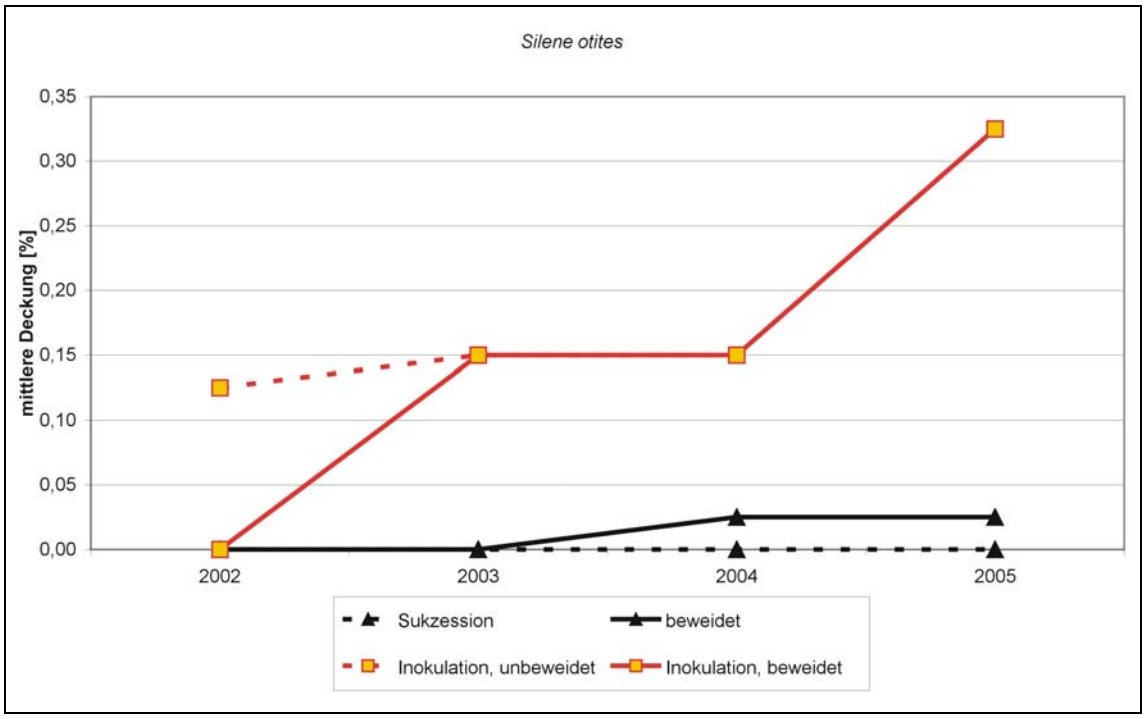

Abb. 2.14: Mittlere Deckung von *Silene otites* auf Flächen der verschiedenen Behandlungstypen (n=4)

Auch *Silene otites* kommt signifikant häufiger in den inokulierten Flächen vor. Auf niedrigem Niveau entwickelt sich die mittlere Deckung der Art im Untersuchungszeitraum steigend.

Die Beweidung hat keinen Effekt auf die Deckung von *Silene otites*.

2.3.3 Beweidung

Fraßstufe 2-4	**Fraßstufe 1-2**
Calamagrostis epigejos	*Artemisia campestris* juv.
Phleum phleoides	*Centaurea stoebe* juv.
Koeleria glauca	*Cerastium semidecandrum*
Koeleria macrantha	*Conyza canadensis*
Agrostis capillaris	*Oenothera biennis* juv.
Corynephorus canescens	
Festuca duvalii	
Holcus lanatus	

Tab. 2.8 Fraßpräferenzen Eselweide 2003, gruppiert

Die zusammengefassten Ergebnisse der Fraßstudien (siehe Tab.2.8) zeigen die Vorliebe der Esel für Gräser, die deutlich stärker verbissen wurden. In den Vegetationsaufnahmen ist der Einfluss der Eselweide bislang nicht erkennbar.

Der Tritt der Esel führt in den letzten Jahren der Untersuchung zum signifikanten Unterschied im Offenbodenanteil zwischen beweideten und unbeweideten Flächen (siehe Abb. 2.15).

Der mittlere Offenbodenanteil verringert sich im Verlauf der Untersuchung auf allen Flächen.

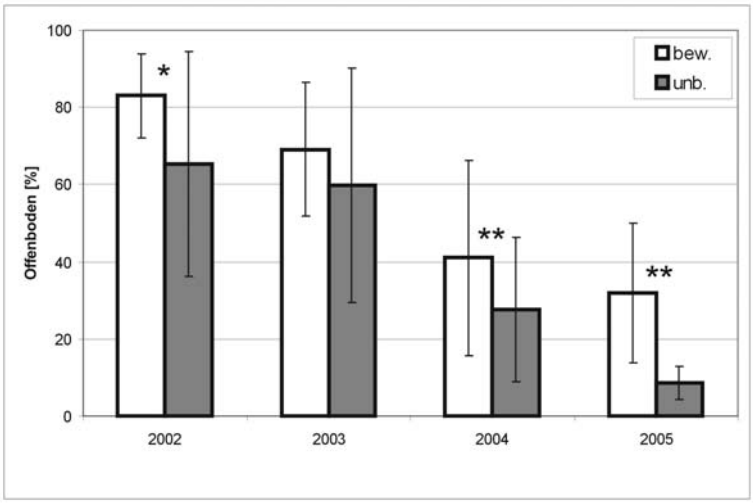

Abb. 2.15: Anteil Offenboden auf beweideten und unbeweideten Flächen (Jahresmittel, n=8, Fehler: mittlere Abweichung vom Mittelwert; *: p=0,05-0,01; **: p=0,01-0,001)

Gleichzeitig wird durch die Beweidung die Streuakkumulation verhindert. So finden sich ab dem zweiten Jahr signifikante Unterschiede. Die Streudeckung auf den Weideausschlussflächen ist zuletzt fast fünffach höher als in den beweideten Bereichen (siehe Abb. 2.16).

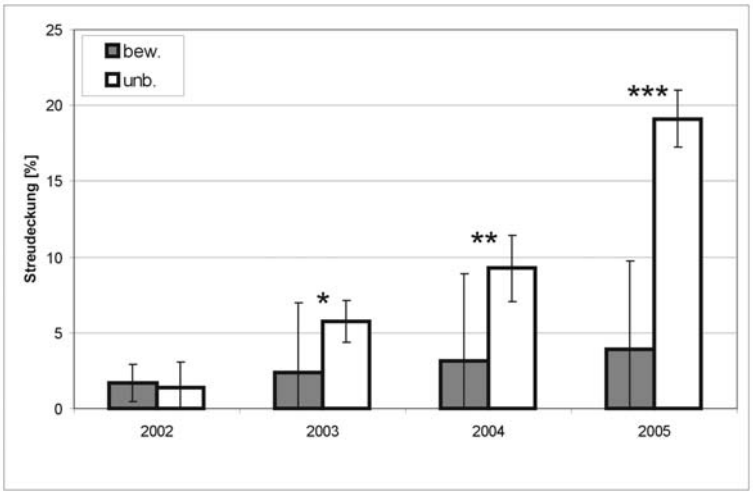

Abb. 2.16: Streudeckung auf beweideten und unbeweideten Flächen (Jahresmittel, n=8, Fehler: mittlere Abweichung vom Mittelwert; *: p=0,05-0,01; **: p=0,01-0,001; ***: p=<0,001)

Einzelne Arten reagieren bereits auf die Beweidung (siehe Anhang, Tab. 2.3). *Corynephorus canescens* kommt auf unbeweideten Flächen mit größeren Abundanzen vor, ebenso *Trifolium arvense*.

Umgekehrt treten, was auf den nicht beimpften Referenzplots deutlich wird, Therophyten wie *Arenaria serpyllifolia, Cerastium semidecandrum* oder *Phleum arenarium* auf den Weideflächen mit höheren Deckungswerten auf, ebenso *Centaurea stoebe*.

2.4 Diskussion

2.4.1 Diasporenbank- und Niederschlag

Aus der segetal bis ruderal dominierten Samenbank ist es nicht möglich, einen Bestand der Leitbildgesellschaften zu regenerieren. Sie ist ausgesprochen arm an Arten und Individuen. Das Substrat ist aufgrund dieser Eigenschaften aber für die Inokulation besonders gut geeignet.

KROLUPPER und SCHWABE (1998) fanden in vergleichbaren Untersuchungen zu Samenbanken in Sandgebieten des Landkreises Darmstadt-Dieburg für offene bis schwach konsolidierte Sande verschiedenen Kalkgehaltes Diasporendichten von 435/m² bis 1637/m² aus 4 bis 21 Taxa im Oberboden (1-6 cm).

In einem ebenfalls in Weiterstadt gelegenen Corynephoretalia-Bestand auf dem ND „Apfelbachdüne“ (basenarm) fanden sie 435 Keimlinge /m² von 4 Arten. Dieses Aufkommen ist gering im Vergleich zu den anderen Flächen der dieser Studie, liegt aber noch deutlich über den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung (184 Keimlinge /m², 1-6 cm).

Außerdem besteht die Samenbank der „Apfelbachdüne“ zu über 96% aus Arten der Corynephoretalia-Gesellschaften. Wir konnten lediglich eine Leitart nachweisen.

Auch der anemochore Eintrag in die Fläche kann keinen Beitrag zum Erreichen der gesetzten Zielvorstellungen leisten. Die gefangenen Diasporen kommen überwiegend von ruderalen Arten. Nur 5,3 % der nachgewiesenen Diasporen gehörten zu sechs Leitbildarten. Diese gelangten mit großer Wahrscheinlichkeit sekundär, durch Verdriftung aus dem restituierten Bestand in die Fallen.

Diese Teile der Fänge, z.B. *Corynephorus canescens*, entstammen vermutlich trotz der Montage der Trichter in einer Höhe von 90 cm der Vegetation der Untersuchungsflächen selbst. Die ausgeräumte Agrarlandschaft, in der die Restitutionsfläche liegt, ermöglicht Windeinflüssen häufige sekundäre Verlagerungen. Diese Verwirbelungen im Gebiet betreffen auch das Substrat, das z.B. durch auftretende Windhosen transportiert wird.

2.4.2 Bodeninversion

Durch die Inversion der Bodenschichten gelangen kalkreiche Sande von geringer Phosphat-P-Belastung an die Oberfläche des Restitutionsbereiches. Die im Jahr 2000 noch erhöhten Messwerte der damaligen Ackerbrache verdeutlichen die Verbesserung der Standorte und damit ihrer Prognose für die Restitution. So ist der Gehalt an Phosphat-P nach der Bodeninversion niedrig genug für den nicht ruderalisierten Sukzessionspfad (SÜß et al. 2004).

2.4.3 Vegetationsentwicklung

Die Übertragung zahlreicher Leitarten zeigt den Erfolg der Inokulation.

Die inokulierten Flächen nähern sich im Untersuchungszeitraum floristisch weiter an ihre Leitbilder an. Sie sind diesen stets ähnlicher als die nicht inokulierten Vergleichsflächen.

Die guten Erfolge der Inokulation zeigen auch die Auswertungen der statistischen Tests zu ausgewählten Leitarten, die durch die Beimpfung signifikant gefördert wurden. Bei *Silene otites, Phleum arenarium* und *Koeleria glauca* war die Inokulation notwendige Voraussetzung für ein Vorkommen der Arten. Die Restitutionsfläche ist für diese Arten

deutlich diasporenlimitiert, obwohl intakte Bestände in unmittelbarer Nachbarschaft vorhanden sind.

Für *Corynephorus canescens* gilt das ebenfalls. Die Ausbreitung auf die Nullflächen erfolgte sekundär von den primär inokulierten Bereichen. Trotz der benachbarten Bestände auf dem „Großen Rotböhl" bedarf es der primären Inokulation zur Erschließung der Flächen. Dort eingeführt konnte *Corynephorus canescens* kleinere Distanzen zu geeigneten Flächen schon im Untersuchungszeitraum überbrücken.

Durch diese indirekte Inokulation findet das Silbergras auf den Nullflächen ideale Besiedlungsgebiete mit diasporenarmem Rohboden und geringer Wurzelkonkurrenz und erreicht hier im letzten Jahr der Untersuchung mittlere Deckungen von über 50%. Der Konkurrenz-Streß-Stratege (sensu GRIME 1979) ist an die Trockenheit und Stickstoffarmut gut angepasst. Wurzelkonkurrenz, die *Corynephorus canescens* zurückdrängen könnte (WEIGELT et al. 2005), ist auf dem lückig bestandenen Substrat noch nicht ausgeprägt.

In den (primär) inokulierten Flächen wächst im Untersuchungszeitraum der Konkurrenzdruck. Durch den hohen Diasporen-Input der Beimpfung unterdrückt die sich schließende Vegetationsdecke die Dominanz von *Corynephorus canescens*. Das Silbergras verliert vom dritten Jahr an an Deckung. Diese Bindung an offene Sandstandorte betonen auch BERGER-LANDEFELDT & SUKOPP (1965) und MARSHALL (1967) in ihren Befunden.

Zu diesem Zeitpunkt kommen Arten späterer Sukzessionsstadien wie *Centaurea stoebe, Phleum phleoides* (intermediäre Strategietypen) und *Artemisia campestris* zu größerer Deckung.

Neben den dank der Inokulation zahlreich vorliegenden Leitarten-Diasporen begünstigen auch die guten abiotischen Bedingungen, insbesondere der deutlich abgesenkte Gehalt an Phosphat-P (siehe Kap. 2.2.1.1.) die Entwicklung der Flächen. Nach vier Jahren sind nur noch geringe Ruderalisierungstendenzen vorhanden, was die Ergebnisse von SÜß et al. (2004) bestätigt.

Auch die Vergleichsflächen zeigen zuletzt niedrige Ruderalisierungsindices; aufgrund der fehlenden Inokulation tragen sie jedoch nur wenige Leitarten. Letztere sind ausbreitungsstarke, zur Windausbreitung befähigte Arten wie *Corynephorus canescens, Phleum phleoides* und *Centaurea stoebe* und Therophyten mit Streß- und Ruderalstrategie wie *Cerastium semidecandrum* oder *Trifolium arvense*, die den Weg auf die nicht inokulierten, offenen Flächen gefunden haben.

Der abiotisch verbesserte Standort erhöht die Erfolgschancen der Restitution, die Inokulation bleibt aber aufgrund der Diasporenlimitation notwendige Grundlage.

2.4.4 Beweidung

Die Eselweide schafft durch Fraß- und Raumnutzung offene Stellen und reduziert die Streu. So werden sandtypische Therophyten gefördert, die sich inzwischen auch auf den Nullflächen, besonders den beweideten, eingestellt haben. Während bei diesen eine Ausbreitung durch Windverdriftung wahrscheinlich ist, profitiert die hoch wachsende *Centaurea stoebe*, die zur Klettausbreitung befähigt ist, vom epizoochoren Transport. Dieselben Ergebnisse fand auch HÄFELE (2004). In dieser Untersuchung war *Centaurea stoebe* die am häufigsten im Fell der Esel gefundene Ausbreitungseinheit.

Das geringere Vorkommen von *Corynephorus canescens* und *Trifolium arvense* auf beweideten Flächen entspricht den beobachteten Fraßpräferenzen der Esel in der vorliegenden Studie sowie den Untersuchungen von SÜß et al. (2004) und HÄFELE (2004). Auch hier bevorzugten die Esel Gräser und Leguminosen.

Die reduzierende Wirkung der Beweidung auf die Deckung von *Corynephorus canescens* veranschaulicht signifikant die Effekte des selektiven Fraßes. Alle weiteren untersuchten Leitarten zeigten keine signifikanten Effekte der Beweidung.

Pflanzen können auf verschiedene Weise auf Weidedruck reagieren. Manche Arten können nach Verbiss durch kompensatorisches Wachstum (LENNARTSON et al. 1998) sogar relativ zur umgebenden Vegetation gefördert werden.

Die Eselweide hilft, das Aufkommen monodominanter Gräser zu verhindern und fördert den Kräuterreichtum mit Ausnahme der Leguminosen. Weiter profitieren Therophyten und Arten früher Sukzessionsstadien von strukturellen Veränderungen der Weidefläche wie Wälz- und Scharrstellen. Die entstehenden offenen Mikro-Standorte fördern z.B. *Corynephorus canescens* durch bessere Keimungsbedingungen als sie in dichten Beständen vorherrschen (KLINKHAMMER & DE JONG 1988). Die Streuakkumulation in den unbeweideten Flächen kann sich auch negativ auf die Pflanzenartenzahl auswirken (FOWLER 1988; BERENDSE et al. 1994; BERGELSON 1990).

3 Restitutionsexperiment Emsland (optimierter Ansatz für basenarme, subatlantisch geprägte Sandfluren)

3.1 Untersuchungsgebiet und Fragestellungen

Die Untersuchungsgebiete liegen im mittleren Emsland zwischen Lingen, Meppen und Haselünne im „Brögberner Becken“. Das mittlere Emsland ist Teil der norddeutschen Tiefebene und stellt ein saaleeiszeitliches Moränengebiet mit erodierten Urstromtälern dar (TIETZE et al. 1990).

Im Untersuchungsgebiet herrschen basenarme Sande fluvioglazialen Ursprungs vor, die seit dem Holozän die saaleeiszeitlichen Grundmoränenplatten und tieferliegende pleistozäne Sande überdecken (BOIGK et al. 1960). Die Sedimente der Ems- und Haseniederung bestehen überwiegend aus karbonat- und nährstoffarmen fluviatilen Sanden in grundwassernaher Lage (Talsandniederungen).

Bei den Hauptuntersuchungsflächen für die Restitution handelt sich um zwei Fluss-Schleifen der Hase bei Haselünne, nahe den Gemarkungen Hamm und Wester: die „Hammer Schleife“ und die „Wester Schleife“.

In den Sandgebieten dieser Flussschlingen konnte im Rahmen des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens (E+E-Vorhaben) „Naturnahe Gestaltung einer Flussaue“ des Bundesamtes für Naturschutz (Hauptvorhabensträger: Landkreis Emsland; wissenschaftliche Begleitung: Universität Osnabrück) eine nivellierte, stark gedüngte, intensiv genutzte Agrarlandschaft durch eines der größten Restitutionsvorhaben Mitteleuropas in eine neue flussnahe Weidelandschaft mit einem standortstypischen Vegetations- und Strukturmosaik (Pionierfluren, Feuchtstandorte, Binnendünen, Kleingewässer) umgewandelt werden.

Im Oktober 2001 wurden die „Hammer Schleife“ und „Wester Schleife“ vollständig ausgedeicht, um das Gebiet der winterlichen Hochwasserdynamik auszusetzen. Anschließend wurde auf 37 ha ein Relief modelliert (67.000 m³ Substratumlagerungen), das den natürlichen Binnendünen-Flutmulden-Auenkomplexen entspricht (STROH et al. 2005). Die an die Modellierung anknüpfenden Untersuchungen fanden im Rahmen des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution“ statt (SCHWABE et al. 2002).

3.1.1 Leitbildflächen

Als Leitbildflächen und zur Gewinnung von Inokulationsmaterial dienten zum einen das 24 ha große Naturschutzgebiet „Sandtrockenrasen am Biener Busch“ bei Lingen/Ems (siehe Abb. 3.1) mit flussnahen Weidengebüsch-Zonen, großflächigen Flutrasen und Silbergrasfluren (Leitbildgesellschaft Spergulo morisonii-Corynephoretum canescentis typicum und cladonietosum) als eine über Jahrhunderte kontinuierlich beweidete Hudelandschaft, zum anderen großflächige Heidenelken-Fluren (Leitbildgesellschaft Diantho deltoidis-Armerietum elongatae) nördlich der „Hammer Schleife“. Der „Biener Busch“ mit seinen Jahrhunderte alten Dauerweiden diente ferner als Leitbild für das Entwicklungsziel einer „neuen Hudelandschaft“.

Abb. 3.1 a, b: Leitbildfläche Naturschutzgebiet „Sandtrockenrasen am Biener Busch“, Hudelandschaft mit Weidengebüsch-Zonen, Flutrasen, mageren Frischweiden und Silbergrasfluren; links m Vordergrund eine im Jahr 2000 errichtete Weide-Ausschlussfläche (links: 14.06.2001, rechts: 21.08.2003; aus STROH & KRATOCHWIL 2004).

Zur Prüfung der Repräsentativität der als Leitbild ausgewählten Probeflächen (Spergulo-Corynephoretum canescentis typicum und cladonietosum sowie Diantho deltoidis-Armerietum elongatae) wurden entlang eines Bereichs der Ems von Haren bis Lingen (40 km) und entlang eines Bereichs der Hase von Meppen bis Haselünne (40 km) 36 Lokalitäten mit Silbergrasfluren und 72 mit Heidenelkenfluren vegetationskundlich untersucht und analysiert (OSTENDORP 2001). Die multivariate Auswertung (Abb. 3.2) zeigt die überwiegend sehr gute Repräsentativität der ausgewählten Leitbilder (STROH & KRATOCHWIL 2004).

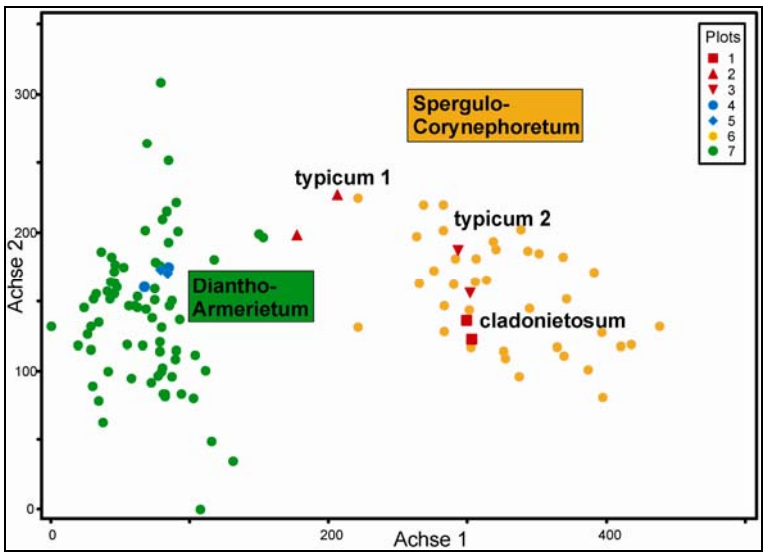

Abb. 3.2: DCA von 108 Vegetationsaufnahmen von Ostendorp (2001) zum Vergleich der Leitbildflächen dieser Arbeit. Rot sind die ausgewählten Leitbildflächen des Spergulo-Corynephoretum, blau die des Diantho-Armerietum dargestellt. (Eigenwerte: Achse 1: 0,645; Achse 2: 0,205). 1: Leitbild „Spergulo-Corynephoretum cladonietosum“, 2: Leitbild „Spergulo-Corynephoretum typicum 1“, 3: Leitbild „Spergulo-Corynephoretum typicum 2“, 4: Leitbild „Diantho-Armerietum 1“, 5: Leitbild „Diantho-Armerietum 2“, 6: 36 Vegetationsaufnahmen des Spergulo-Corynephoretum in der Ems- und Hase-Region. 7: 72 Vegetationsaufnahmen des Diantho-Armerietum in der Ems- und Hase-Region.

Als weitere Referenzfläche zum Inokulationsversuch diente neben den Leitbildflächen eine 8 Jahre alte mit kommerziellem Saatgut behandelte ehemalige Ackerbrache im Naturschutzgebiet „Sandtrockenrasen am Biener Busch“.

3.1.2 Restitutionsgebiet Hammer und Wester Schleife

Die Restitutionsflächen umfassen die „Hammer Schleife“ (ca. 37 ha), die östlich anschließende „Wester Schleife“ (ca. 12 ha) und das zwischen den Fluss-Schleifen befindliche Acker- und Grünland (ca. 24 ha).

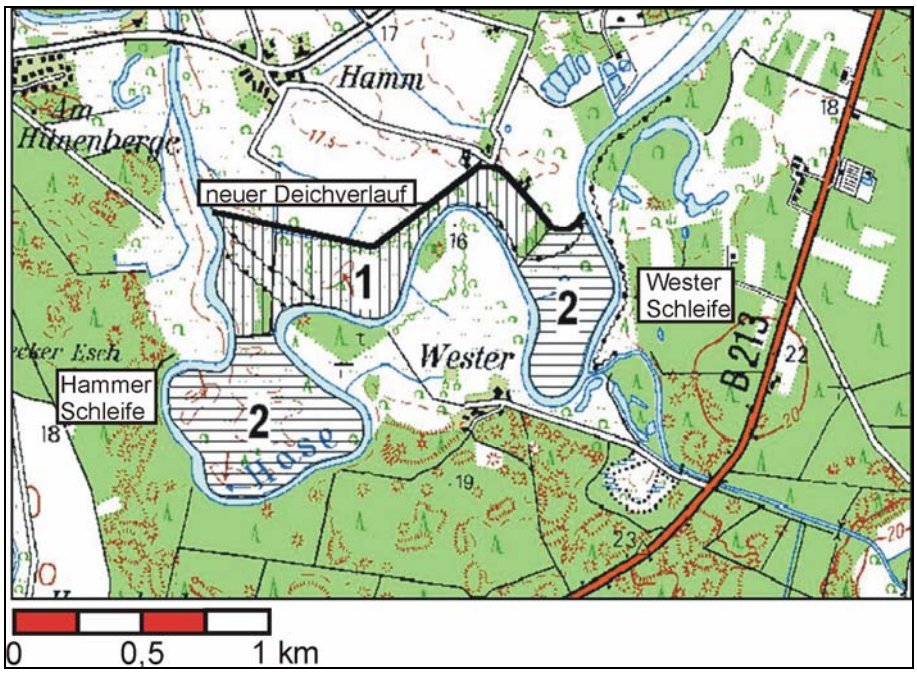

Abb. 3.3: 1: Acker- und Grünlandflächen, intensiv genutzt; 2: Restitutionsgebiet „Hammer und Wester Schleife“ (nach REMY & ZIMMERMANN 2004)

Die Mäanderschleifen der „Hase“ befanden sich seit Jahrzehnten unter intensiver landwirtschaftlicher Bewirtschaftung. Der Fluss war hier bis 1956 im Lauf korrigiert und eingedeicht worden, ehemals vorhandene Kleingewässer waren zugunsten der landwirtschaftlichen Nutzbarkeit verschwunden. Strukturreiche Flächen einer vorübergehenden extensiven Weidenutzung wurden 1961 im Rahmen der Flurneuordnung in große, intensiv landwirtschaftlich genutzte Schläge umgewandelt. Bis unmittelbar vor Beginn der Wiederherstellungsmaßnahmen wurde auf dem größeren Teil der „Hammer Schleife“ Mais und Wintergerste angebaut, der restliche Teil im Westen sowie die nördlich anschließenden Bereiche wurden als Grünland genutzt (siehe Abb. 3.4).

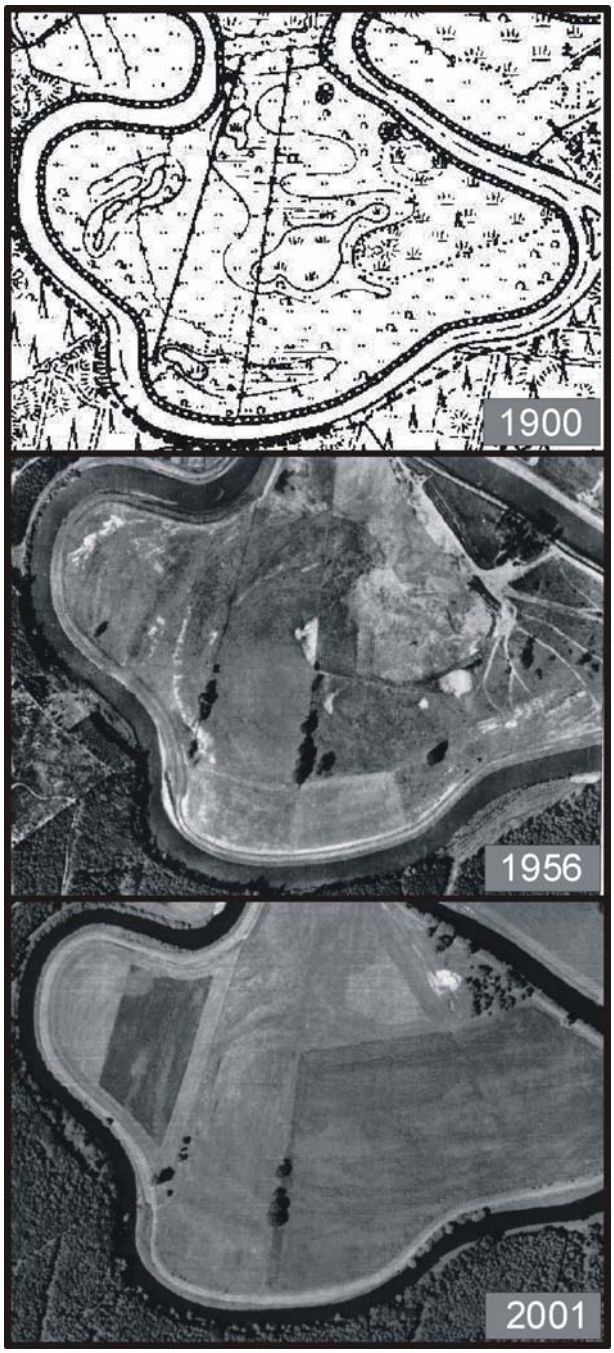

Abb. 3.4: „Hammer Schleife“, Zustand von 1900 (Kartenausschnitt), 1956 und 2001 (Luftbilder); (nach REMY & ZIMMERMANN 2004)

Im Nordwesten der „Hammer Schleife“ waren noch Reste einer bereits im Luftbild von 1956 erfassten Düne vorhanden, die noch kleinflächig Silbergrasfluren und Sandseggenrasen trägt. Wiederholte ungenehmigte Sandentnahmen beeinträchtigten dieses Dünenfragment auch noch während der Baumaßnahmen.

Auf der „Wester Schleife“ stand bis 1999 fast flächendeckend Mais, danach fiel die Ackerfläche brach, was zum Aufkommen von Quecke (*Elymus repens*), Rainfarn (*Tanacetum vulgare*) und Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*) führte (REMY & ZIMMERMANN 2004).

3.1.3 Bereits vorhandene Daten zur Fläche

Im März des Jahres 2001 wurden am „Biener Busch“ Samenbankproben gewonnen (Methode nach KROLUPPER & SCHWABE 1998). Die Ergebnisse flossen in die Auswertungen zur Beurteilung der Diasporenpotentiale im Boden der Restitutionsgebiete ein.

Für die Planung der Erdbauarbeiten zur Restitution nährstoffarmer Sandstandorte führten REMY & MENZEL (2004) Voruntersuchungen zu Nährstoffen und Korngrößen (Bodenart) der Hauptlebensräume (Äcker, Grünland, Altdüne, Deiche) durch.

Die Ergebnisse der Voruntersuchungen zeigten deutlich erhöhte durchschnittliche Nährstoffkonzentrationen in den obersten Bodenschichten (0-30 cm: 0,054 mg Gesamt-N/kg; 94,3 mg pflanzenverfügbares Phosphat-P/kg), während im Kern der alten Sommerdeiche geringere durchschnittliche Nährstoffkonzentrationen (0,027 mg Gesamt-N/kg; 21,1 mg pflanzenverfügbares Phosphat-P/kg) vorlagen. Die Korngrößen waren weitgehend gleichmäßig verteilt bei Wechsellagerungen sandiger und schluffiger Substrate.

3.1.4 Fragestellungen

Diese Untersuchung sollte folgende Fragestellungen klären:

Ist im Bereich von neu geschaffenen Binnendünen-Komplexen die Entwicklung von Pflanzengesellschaften der Pionierfluren und Sandrasen möglich?

Welchen Beitrag zur Wiederherstellung der Leitbildgesellschaften können die Samenbank oder der Diasporenniederschlag aus der Luft leisten?

Gibt es in inokulierten Flächen eine Vegetationsentwicklung in Richtung auf die Vegetationszusammensetzung der Leitbildflächen? Wohin entwickeln sich die Vergleichsflächen ohne Inokulation?

Welche Rolle spielen Ruderalarten auf den Restitutionsflächen?

Gewährleistet eine extensive Beweidung mit Rindern (ca. 0,7 GVE je ha) eine gleichmäßige Fraßintensität unter weitgehender Schonung der Ziel-Pflanzenarten und Ziel-Pflanzengemeinschaften und hat sie eine retardierende Wirkung auf die Sukzession der Vegetation?

3.2 Methoden

3.2.1 Vorbereitungen und Versuchsdesign

3.2.1.1 Vorbereitende Erdbauarbeiten

Auf den Ergebnissen der Voruntersuchungen von REMY & MENZEL (2004) basierte die Planung der vorbereitenden Erdbauarbeiten mit dem Konzept der Inversion der Deichbodenmassen (siehe Abb. 3.5).

Die obersten 20-30 cm der nährstoffbelasteten Ackerböden wurden in den Kern der „Neo-Dünen“ eingebaut. Da das nährstoffarme Kernmaterial der Deiche in seiner Korngröße weitgehend dem des Dünenrestes entsprach, wurde es als 30-40 cm starke Deckschicht für die „Neo-Dünen“ genutzt.

Wie im subkontinental geprägten Restitutionsgebiet am „Rotböhl“ (Kap. 2.2.1.1) konnte die Bodeninversion für die Bereiche der „Neo-Dünen“ auf der Gesamtfläche durchgeführt werden.

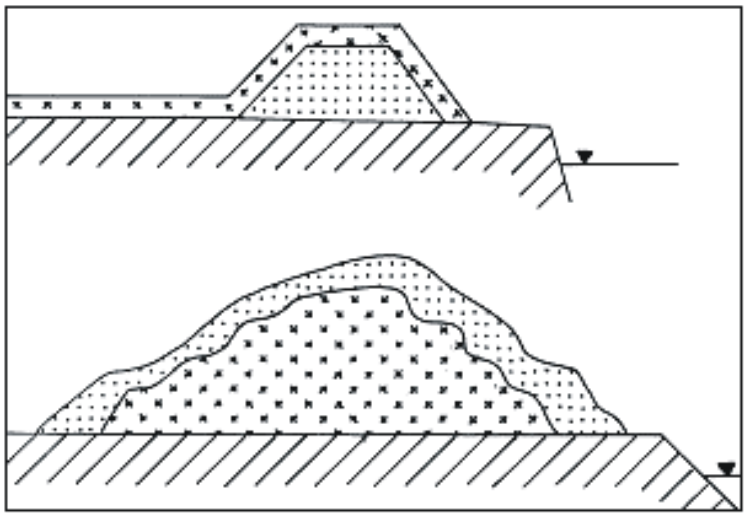

Abb. 3.5 Schema zur Inversion der Deichbodenmassen (REMY & ZIMMERMANN 2004)

So konnten hier die abiotischen Bedingungen für eine erfolgreiche Wiederherstellung an die der Leitbildbestände angepasst werden (siehe auch DONATH et al. 2003).

Die weiteren Veränderungen am Gesamtrelief der Fluss-Schleife orientierten sich an historischen Karten (s. REMY & ZIMMERMANN 2004).

3.2.1.2 Versuchsdesign

Der zweifaktorielle Ansatz mit den Faktoren Inokulation und Beweidung wurde für die Restitution beider Leitgesellschaften im Versuchsdesign berücksichtigt. Es wurden Weideausschlussflächen (Exclosures) sowohl in den Leitbild- als auch in den Restitutionsgebieten eingerichtet. Neben fünf Leitbildexclosures (Spergulo morisonii-Corynephoretum (n = 3), Diantho deltoidis-Armerietum (n = 2) wurden zwei Flächenpaare im Bereich der ehemaligen Ackerbrache untersucht.

Auf den neu angelegten Dünen konnten vier Exclosures errichtet werden, die sowohl Bereiche des Dünenkopfes als auch des Fußes der Neo-Dünen umfassen. Jeder der acht Flächentypen war somit vierfach repliziert (Restitutionsflächen: n=32).

Abb. 3.6 zeigt den Versuchsansatz am Beispiel der westlichen Düne der „Hammer Schleife“ (Übersicht siehe Abb. 3.7).

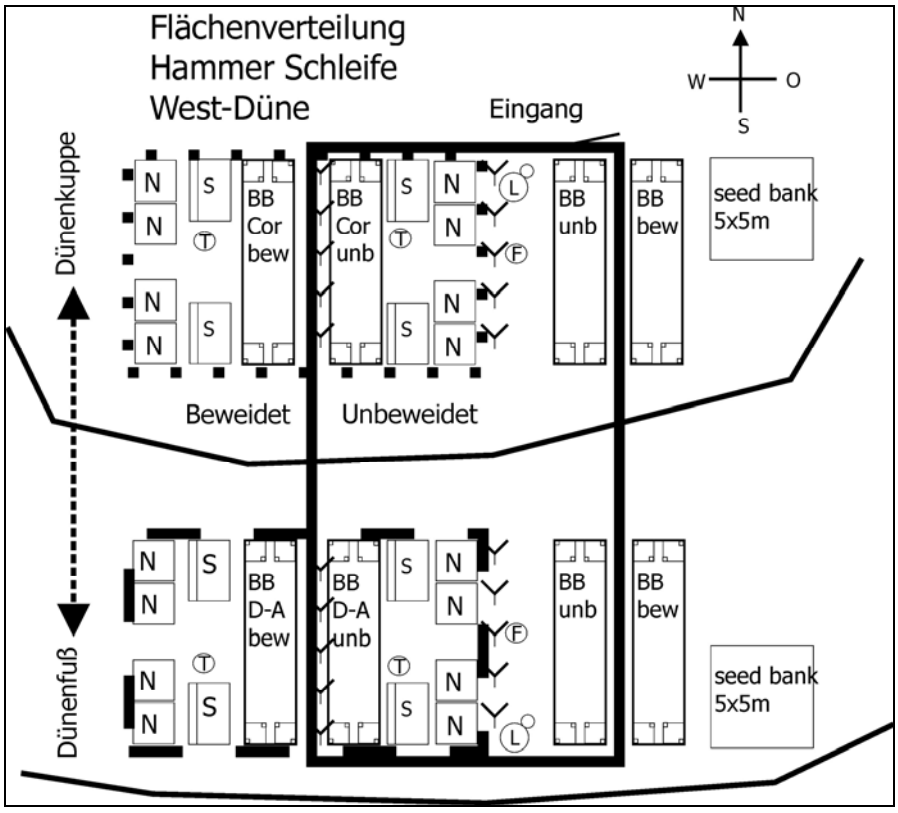

Abb. 3.6: Probeflächendesign einer aufmodellierten Düne im Restitutionsgebiet. Schwarz umrahmt: Weideausschluss-Fläche (Exclosure). BB: Flächen zur Vegetationsaufnahme nach Braun-Blanquet. Gepunktet (oben, Dünenkuppe) bzw. gestrichelt (unten, Dünenfuß) umrahmt sind die mit Pflanzenmaterial des Spergulo-Corynephoretum (Cor) bzw. Diantho-Armerietum (D-A) inokulierten Flächen; bew.: beweidet, unbew.: unbeweidet. Im oberen und unteren Bereich des Exclosures befinden sich je 2 Reihen mit je 5 Schalen zur Erfassung des Diasporen-Niederschlages. Weitere Untersuchungsflächen der Universität Osnabrück: N: Flächen für Nährstoff-Untersuchungen, S: für Vegetationsstruktur-Untersuchungen; T: Lage der Thermologger, L: Lysimeter, F: Farbschalen für entomologische Untersuchungen.

Neben den Exclosureflächen wurde ein rasterbasiertes, georeferenziertes Netz von Markierungspunkten über das Untersuchungsgebiet gelegt (siehe Abb. 3.7), einerseits zur großflächigen Erfassung der Vegetationsdynamik (80 m^2, nach der Skala von BARKMAN et al. 1964), andererseits zur Analyse der Fraßintensität unter Rinderbeweidung (Gebiet „Biener Busch“ n = 36, „Hammer Schleife“ n = 94, „Wester Schleife“ n = 28 Rasterpunkte; Abstand 50 m).

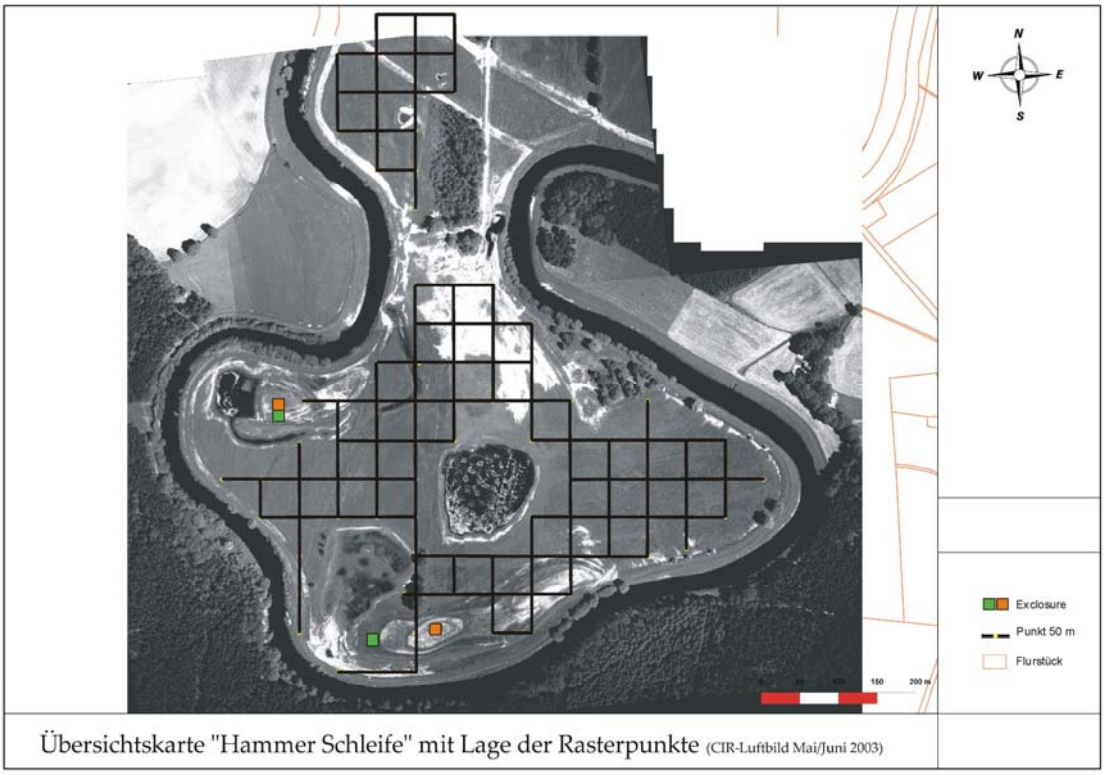

Abb. 3.7: Hammer Schleife (Grundlage: CIR-Luftbild 2003, BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution“), Lage des Rasters und der Exclosures auf den „Neo-Dünen“

3.2.2 Inokulation

Entsprechend den Ergebnissen der Pilotstudie in Seeheim-Jugenheim (STROH et al. 2002) diente zur Inokulation der „Neo-Dünen“ sowohl durch Mahd als auch durch Ausrechen gewonnenes Pflanzenmaterial aus den Leitbildbeständen.

Das diasporenhaltige Mäh- und Rechgut wurde im September 2001 und im April 2002 gewonnen. Unmittelbar nach den verzögerten Erdbauarbeiten einsetzende Hochwässer verschoben den Inokulationstermin vom Herbst 2001 in den April 2002.

Aus dem Bereich der Spenderfläche des Diantho-Armerietum auf der „Hammer Schleife“ konnten im April 2002 mittels eines sehr tief arbeitenden Heuschwaders 1,7 t von diasporenhaltigem Rechgut (Frischgewicht) gewonnen werden. Davon wurden etwa 235 kg für die Exclosureflächen (480 m²) verwendet. Dieses Rechgut wurde unmittelbar vor dem Auftrag mit ca. 70 kg getrocknetem Mähgut verschnitten (das entspricht ca. 100 kg Frischgewicht), das im September des Vorjahres auf der „Hammer Schleife“ gewonnen wurde. Die gemähten Diantho-Armerietum-Flächen waren durch die Erdbauarbeiten bedroht und wurden daher bereits vor deren Beginn gemäht.

Die folgende Mengenbilanz ist aufgrund der wechselnden Feuchtigkeitsgehalte zum Zeitpunkt des Diasporentransfers nur als Größenordnung übertragbar (Trockengewicht entspricht hier ca. 70 % des Frischgewichtes): Das kombinierte Inokulationsmaterial des Diantho-Armerietum (70 % Rechgut, 30 % Mähgut) wurde mit etwa 0,7 kg/m² Frischgewicht auf die Neo-Dünen aufgetragen. Die flächenbezogen gewonnene Masse lag mit 0,8 kg/m² Frischgewicht leicht über diesem Wert, diente aber bei der Übertragung als Anhaltspunkt für die Auftragsmenge.

Die übrigen 1,45 t des Rechgutes konnten für die Beimpfung eines über 1000 m² großen Streifens an der südlichen Düne der „Hammer Schleife“ genutzt werden.

Für die Restitution der Dünenkuppen als Spergulo-Corynephoretum-Bereiche wurde das Inokulationsmaterial (ebenfalls Ende April 2002) aus den Leitbildbeständen am Biener Busch entnommen. Aufgrund des naturschutzfachlichen Wertes der Flächen musste hier ausschließlich von Hand ausgerecht werden.

Insgesamt wurde im Bereich der typischen Ausprägung des Spergulo-Corynephoretum etwa 650 kg Rechgut (Frischgewicht) gewonnen. Wegen der sehr lückigen Vegetation und den Niederschlägen während der Ausrechmaßnahme bestand es zu etwa zwei Dritteln aus Sand der obersten Bodenschicht. 450 kg dieses gemischten Materials wurden zusammen mit 22 kg Rechgut aus der flechtenreichen Ausprägung des Spergulo-Corynephoretum auf die zu beimpfenden Flächen gebracht.

Der flächenbezogene Auftrag von 1,0 kg/m² entspricht ungefähr der Entnahme aus den Leitbildflächen (1,1 kg/m²).

Die restlichen 200 kg wurden im Bereich der zoologischen Untersuchungsflächen ausgebracht.

Das Material zur Diasporen-Inokulation wurde qualitativ durch vollständige Jahresaufnahmen der Leitbildflächen nach dem nach BARKMAN et al. (1964) erweiterten Braun-Blanquet-Schlüssel definiert.

3.2.3 Diasporenbank und –niederschlag

3.2.3.1 Untersuchung der Diasporenbank

Die Erfassung der Samenbank wurde mittels des Auflaufverfahrens (vgl. THOMPSON et al. 1997) ausgeführt. Dabei konnten auf den zwei Neodünen der Restitutionsfläche „Hammer Schleife“ je eine Fläche auf der Dünenkuppe und am Dünenfuß beprobt werden.

Probenahme

Das Probenahmeverfahren (KROLUPPER & SCHWABE 1998, SCHWABE et al. 2000) war dasselbe wie auf dem Rotböhl (siehe Kap. 2.2.3.1). Die Probenahme erfolgte am 26. und 27. März 2002, mit dem gleichen Folienprobennehmer der Firma Eijkelkamp (Durchmesser 4,7 cm). Aufgrund der mehrfachen Durchmengung der beprobten Substrate im Verlauf des Erdbaues wurde keine zweite, tiefere Schicht untersucht, da hier kein Abfallen der Diasporendichte mit zunehmender Tiefe zu erwarten ist. Die Deckschicht der Neodünen wurde als weitgehend homogen betrachtet.

Die Proben wurden in zwei Tiefen mind. 0-1 cm und ~1-6 cm aufgetrennt. Auch hier wurde wegen des lockeren Substrates vorrangig darauf geachtet, dass kein Material von der Oberfläche in die untere Probe gelangte. Der Rohboden auf der Fläche war noch ohne jede Streuschicht, die Umgestaltung wurde vor etwa fünf Monaten beendet. Die Schichtstärke von 1 cm ist somit als Mindestangabe zu verstehen.

Aus der Querschnittsfläche des Folienprobennehmers (17,35 cm^2) und den Schichtdicken der Einzelprobenhorizonte (1 bzw. 5 cm) ergibt sich ein Volumen von 17,35 cm^3 bzw. 86,75 cm^3 je Einzelprobe und Tiefenstufe. Jede zehnte der 100 Einzelproben jedes Horizontes wurde zu einer von zehn Mischproben vereinigt. Die Mischproben der Oberflächenschicht hatten ein Volumen von mindestens 173,5 cm^3, die Mischproben der unteren Schicht maßen 867,5 cm^3. Diese Volumina entsprechen einer beprobten Bodenoberfläche von 1735 cm^2.

Aufbereitung, Exposition und Bestimmung

Die gewonnenen Bodenproben wurden für zwölf Wochen zum Trocknen aufgestellt und anschließend mit einem Sieb (5 mm Maschenweite) von vegetativen Pflanzenteilen und Steinen gereinigt. Die unterschiedlichen Volumina der Proben wurden durch die Grundfläche der Schalen ausgeglichen, um gleiche Schichtstärken zu bearbeiten.

Die Versuchsschalen wurden für 18 Monate (20.06.2002 bis 23.12.2003) unter Semi-Freiland-Bedingungen auf dem Gelände der Universität Osnabrück exponiert. Aufgelaufene Keimlinge wurden in regelmäßigen Abständen von S. Binhold und B. Wierspecker bestimmt und entfernt. War ein Keimling nicht sicher zu determinieren, wurde er aus der Untersuchungsanlage entnommen und bis zu seiner Bestimmungsreife kultiviert. Das Substrat musste mehrfach durchmischt werden, um alle Teile der Probe gleichermaßen zu exponieren.

3.2.3.2 Untersuchung des Diasporenniederschlages

Der Eintrag von Diasporen im Jahresverlauf wurde durch Trichterfallen nach KOLLMANN & GOETZE (1998) erfasst (siehe Kap. 2.2.3.2).

Auf beiden Neodünen der „Hammer Schleife“ standen jeweils zehn Trichterfallen auf der Dünenkuppe und am Dünenfuß. Jeder Trichter hatte eine Fangfläche von 452 cm².Die Gesamtfangfläche betrug somit 1,808 m². Die Fallen waren von 01.07.2002 bis 05.11.2002 installiert und wurden etwa alle vier Wochen geleert. Im Verlauf der ersten drei Termine der Untersuchung fielen nur 1,67 % der Fänge aus. Im Oktober zerstörte ein Orkan 15 der 40 Fallen der letzten Leerung. Anschließend wurden die Trichterfallen rückgebaut, ehe die Hochwässer die Fläche überstauten.

Die Nachweise wurden anhand einer speziell erweiterten Vergleichssammlung, sowie mit BERTSCH (1941), BEIJERINCK (1976) und BERGGREN (1969 ff) bestimmt.

3.2.4 Vegetationsaufnahmen und statistische Auswertung

Alle Versuchsflächen wurden von 2002 bis 2005 mit der erweiterten Skala von BARKMAN et al. (1964) aufgenommen. Die Vegetationsaufnahmen der Leitbildexclosures der Jahre 2000 (Mönnighoff) und 2001 (Ostendorp) wurden ebenfalls in die Auswertung aufgenommen.

Ein Teil der Punkte (2002: n=80; 2003: n=90) des georeferenzierten Rasters wurden zur Erfassung des floristischen Hintergrundes der Untersuchungsgebiete jährlich aufgenommen (Cezanne, Eichler, Stroh).

Die Nomenklatur folgt WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998).

Die Werte der nach BARKMAN et al. (1964) erweiterten Skala wurden in eine zehnstufige Ordinalskala [0; 9] transformiert.

Die Datensätze der Exclosureflächen und der Rasterpunkte wurden jeweils anhand der DCA (Detrended Correspondence Analysis, HILL 1979) ordiniert (Einstellungen: “downweighting selected”, “axes rescaled”). Die Ordinationen erfolgten mit PC-ORD 4.36.

Die gefundenen Arten wurden nach ihrer pflanzensoziologischen Klassifikation in folgende Gruppen geordnet:

1. Koelerio-Corynephoretea (Koel.) (= Sedo-Scleranthetea)

2. Festuco-Brometea (Fest.)

3. Stellarietea mediae (Stell.)

4. Artemisietea vulgaris (Arte.)

5. Agropyretea intermedio-repentis (einschließlich *Calamagrostis epigejos*) (Agro.)

6. Molinio-Arrhenatheretea (Moli.)

7. andere Klassen und Begleitarten (andere).

Arten der Gruppen 1 und 2 wurden als Zielarten betrachtet, Arten der Gruppen 3, 4 und 5 als Ruderalarten. Auf diese Gruppierung aufbauend wurden zwei Ruderalisierungs-Indices für den gesamten Untersuchungszeitraum bestimmt:

Qualitativer Ruderalisierungs-Index = Artenzahl (Gruppe 3+4+5) / Artenzahl (Gruppe 1+2),

Quantitativer Ruderalisierungs-Index = Deckungssumme (Gruppe 3+4+5) / Deckungssumme (Gruppe 1+2).

Die Deckungssummen entstanden aus den Mittelwerten der Deckungswerte der Stufen der erweiterten Barkman-Skala. Für [2m] wurden 3% eingesetzt, für [1] 1%, für [+] 0,5% und für [r] 0,1%.

Für ausgewählte Leitarten (*Corynephorus canescens, Festuca tenuifolia, Cladonia arbuscula, Cladonia portentosa, Dianthus deltoides*) wurden gemischte lineare Modelle (SAS 8.02, Proc Mixed) berechnet, um die Effekte von Beweidung und Inokulation im Zeitverlauf zu analysieren. Diese Rechenmodelle sind besonders geeignet, Datensätze mit Messwiederholungen auf Dauerflächen sowie split-plots zu untersuchen (LITTELL et al. 2000), da sie Vergleiche mehrerer Kovarianzstrukturen erlauben (in fast allen Fällen waren unstrukturierte oder heterogen-autoregressive Kovarianzstrukturen nach dem Akaike-Kriterium am besten geeignet). Die Arten wurden ihrem Vorkommen entsprechend innerhalb ihrer soziologischen Ansätze getrennt betrachtet.

3.2.5 Beweidung

Abseits der Neodünen wurde in den tiefer gelegenen Bereichen (13,7 ha) eine Saatmischung für magere Standorte ausgebracht (LÖBF Saatmischung N1; 35 kg/ha; Tab. 3.1). Die Phytomasse dieser Flächen sollte eine ausreichende Tierernährung garantieren.

LÖBF Saatmischung N1	
Artname	**Anteil (%)**
Festuca pratensis	30
Arrhenatherum elatius	25
Festuca rubra	15
Poa pratensis	5
Phleum pratense	5
Dactylis glomerata	5
Trifolium repens	5
Lotus corniculatus	5
Medicago lupulina	3
Trifolium pratensis	2

Tab. 3.1: Saatmischung LÖBF N1

Der Viehbesatz lag am „Biener Busch“ bei 0,7 Großvieheinheiten/ha, auf der „Hammer Schleife“ bei 0,5-0,6 Großvieheinheiten/ha, auf der „Wester Schleife“ bei 0,9 Großvieheinheiten/ha. Die Tiere wurden im April aufgetrieben, wenn es die Witterung zuließ und verblieben bis spätestens November auf den Flächen. Der Besatz schwankte abhängig vom Aufwuchs und der Verordnung des NSG „Biener Busch“ über das Jahr hinweg.

Der Einfluss der Beweidung wurde einerseits an den Vegetationsaufnahmen der Exclosureflächen untersucht. Andererseits wurde anhand der Rasterpunkte das raumbezogene Fraßverhalten der Rinder beurteilt.

Für die Analyse der Fraßintensität wurde der 6-teilige Schlüssel von STROH et al. (2002) verwendet (Fraßintensität 0 = 0 %, 1 = 1-5 %, 2 = 6-25 %, 3 = 26-50 %, 4 = 51-75 %, 5 = 76-99, 6 = 100 %). Die Aufnahmen zur Fraßintensität der Rinder fanden jeweils in der 34., 40. und 44. Kalenderwoche statt. Für die Kartendarstellungen wurde der Endwert der 44. Kalenderwoche zugrundegelegt. Die Faecesdeposition wurde in dm² „Faeces-bedeckte Fläche” auf den Rasterflächen erhoben. Hier liegen Werte der 40. und 44. Kalenderwoche des Jahres 2002 vor; auch hier wurde der Endwert der 44. Woche für die Berechnungen genutzt.

Die statistische Analyse erfolgte mit gemischten linearen Modellen (Programm SAS 8.2; LITTELL et al. 2000) und dem U-Test nach WILCOXON, MANN & WHITNEY.

3.3 Ergebnisse

3.3.1 Diasporenbank und –niederschlag

Die auf den Neodünen vorliegende Diasporenbank ist ausgesprochen diasporenarm und bietet kaum Leitbildarten.

Tab. 3.2 zeigt die Samenbank der Exclosures im Restitutionsgebiet und in den Leitbildflächen

In den Proben der Restitutionsflächen liefen insgesamt nur 177 Keimlinge aus 26 Taxa auf, darunter waren nur 5 Individuen von Leitarten (je 2 Ind. *Carex arenaria* und *Stellaria graminea*, 1 Ind. *Corynephorus canescens*). *Rumex acetosella* s.l. ist die am häufigsten nachgewiesene Art.

Die Leitarten kommen überwiegend in den Leitbildflächen vor. Neben einigen ubiqutär auftretenden Arten wie *Agrostis capillaris* und *Juncus bufonius* findet sich die untere Artengruppe in der Tabelle ausschließlich in den Restitutionsflächen. Darunter sind keine Leitarten.

Eine bestandstypische Samenbank, vergleichbar der der Leitbildflächen, liegt auf den Restitutionsflächen nicht vor. Dort stehen eine bedeutend höhere Anzahl keimfähiger Diasporen zur Verfügung bei gleichzeitig höherem Anteil an Leitarten. Das Diasporenpotential im Boden der Leitbildbereiche zeigt sich auch am Aufkommen von z.B *Teesdalia nudicaulis* auf dem Rasterpunkt HF 06. Dieser Punkt im Diantho-Armerietum nördlich der „Hammer Schleife“ liegt teilweise im Bereich des abgeschobenen Deiches. Im Verlaufe der Restitutionsarbeiten wurde HF 06 stark gestört und hat nun einen entsprechend großen Offenbodenanteil. Im Jahr 2004 erreichte *Teesdalia nudicaulis* hier sogar über 5% Deckung.

Art	OHIIIC	OHIVC	OHIIID	OHIVD	CC	CT	CT	DA	DA
Carex arenaria	.	**2**	.	.	**110**	**2**	**56**	**1**	.
Corynephorus canescens	.	.	**1**	.	**101**	**13**	**52**	.	**3**
Sedum sexangulare	.	.	.	.	**41**	.	.	.	.
Calluna vulgaris	.	.	.	.	**33**	.	.	.	.
Festuca rubra s.l.	.	.	.	.	5	.	.	.	.
Luzula campestris	.	.	.	.	3	.	.	.	.
Poa trivialis	.	.	.	.	2	.	.	.	.
Sagina apetala	.	.	.	.	**1**	.	.	.	.
Cytisus scoparius	.	.	.	.	**1**	.	.	.	.
Alopecurus pratensis	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Plantago major ssp. *intermedia*	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Poa annua	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Spergula morisonii	.	.	.	.	**6**	.	**1**	.	.
Aira praecox	.	.	.	.	**17**	**7**	**3**	**15**	.
Sedum acre	.	.	.	.	**1**	**1**	**6**	.	.
Conyza canadensis	.	.	.	.	1	2	1	.	.
Teesdalia nudicaulis	.	.	.	.	.	**25**	**1**	.	.
Cerastium semidecandrum	.	.	.	.	.	**22**	**2**	.	.
Erophila verna	.	.	.	.	.	17	9	.	17
Polygonum aviculare agg.	.	.	.	.	.	.	.	45	70
Agrostis vinealis	.	.	.	.	.	.	.	**16**	**15**
Veronica serpyllifolia	.	.	.	.	.	.	.	**11**	**6**
Dianthus deltoides	.	.	.	.	.	.	.	**3**	**7**
Stellaria graminea	**1**	.	**1**	.	.	.	.	.	**4**

Art	OHIIIC	OHIVC	OHIIID	OHIVD	CC	CT	CT	DA	DA
Cerastium arvense	.	.	.	.	.	.	.	2	2
Cerastium holosteoides	.	.	.	.	.	.	.	1	1
Linaria vulgaris	.	.	**1**	.	.	.	.	.	.
Poa pratensis s.str.	.	.	.	.	1	2	.	14	1
Juncus effusus	.	.	.	.	5	.	.	.	3
Urtica dioica	.	.	.	.	1	.	.	.	1
Arabidopsis thaliana	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Salix cf. *cinerea*	.	.	.	.	.	1	.	1	1
Rumex acetosella s.l.	1	1	.	.	179	5	6	49	164
Agrostis capillaris	2	.	2	1	5	.	1	81	83
Trifolium dubium	.	1	.	3	.	.	.	43	48
Juncus bufonius	16	4	8	17	6	1	.	3	1
Chenopodium album agg.	25	2	2	5	.	.	.	.	2
Herniaria glabra	.	1	.	.	.	.	.	22	1
Tanacetum vulgare	2	5	2	.	.	.	.	1	.
Juncus articulatus	.	.	3	1	2	.	.	.	.
Agrostis sp.	18	.	3	.	.	.	.	.	.
Holcus lanatus	6	2	4	1	.	.	.	.	.
Digitaria ischaemum	.	1	.	6	.	.	.	.	.
Artemisia vulgaris	2	1	1	1	.	.	.	.	.
Gnaphalium uliginosum	.	.	.	4	.	.	.	.	.
Leontodon saxatilis	.	.	.	4	.	.	.	.	.
Echinochloa crus-galli	.	.	.	3	.	.	.	.	.
Solanum nigrum	.	.	.	3	.	.	.	.	.
Rorippa palustris	.	.	.	2	.	.	.	.	.
Cirsium sp.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Hypochaeris glabra	.	.	.	1	.	.	.	.	.
Juncus sp.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Spergula arvensis	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Veronica sp.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Σ Keimlinge	76	21	28	52	524	98	139	308	430
Σ Keimlinge /m²	438	121	161	300	3020	565	801	1775	2479
Σ Arten	12	11	11	15	23	12	12	16	19

Tab. 3.2: Diasporenbank (Bodentiefe 1-6 cm) der Exclosures im Restitutionsgebiet (OHIIIC+D, OHIVC+D) und in den Leitbildflächen (CC: Spergulo-Corynephoretum cladonietosum, CT: Spergulo-Corynephoretum typicum 1+2, DA: Diantho-Armerietum 1+2). Leitarten sind fett dargestellt, Leitbildflächen nach EICHBERG et al. (2006); Determination der Keimlinge: S. Binhold und B. Wierspecker.

Im Diasporenniederschlag (siehe Tab. 3.3) fanden sich 460 Diasporen aus 25 Taxa. Außer einem einzigen Samen der Leitart *Spergula morisonii* sind diese sämtlich ohne Bedeutung für die Wiederherstellung der Leitbildgesellschaften.

Art / Anzahl	OHIIID	OHIVD	OHIIIC	OHIVC	Summe
Betula pendula	43	59	52	43	197
Conyza canadensis	28	10	30	6	74
Phleum cf. *pratense*	0	10	53	2	65
Alopecurus pratensis	0	0	1	40	41
Juncus spec.	9	3	5	2	19
Rumex acetosella	1	0	1	8	10
Agrostis capillaris/stolonifera	0	0	6	1	7
Epilobium spec.	1	3	0	2	6
Holcus lanatus	0	0	4	0	4
Leontodon saxatilis	0	1	0	3	4
Viola spec.	1	0	2	0	3
Chenopodium album	2	0	0	0	2
Spergula spec.	0	0	0	2	2
Betula pubescens	1	0	1	0	2
Vicia cracca/angustifolia	1	0	1	0	2
Spergula morisonii	1	0	0	0	1
Hypochoeris radicata	0	0	0	1	1
Alnus glutinosa	0	0	1	0	1
Leontodon cf. *hispidus*	0	0	1	0	1
Polygonum amphibium/lapathifolium	1	0	0	0	1
Polygonum aviculare	0	1	0	0	1
cf. *Apera spica-venti*	0	0	2	0	2
cf. *Phalaris* spec.	0	0	2	0	2
Asteraceae gen.	0	0	0	2	2
Poaceae gen.	6	0	1	3	10
	95	87	163	115	460

Tab. 3.3: Diasporenniederschlag in den Exclosures im Restitutionsgebiet (insg. 40 Fallen mit 1,808 m² Fangfläche), Leitarten sind fett dargestellt.

Der „seedrain“ setzt sich überwiegend aus ruderalen Arten und Arten der Wirtschaftsgrünländer zusammen. Die am häufigsten nachgewiesene Art war *Betula pendula*, die in den vier Fallenstandorten zwischen 1/3 und 2/3 der Diasporen stellt. Nur drei weitere Arten wurden mit mehr als 10 Individuen auf einer Fläche nachgewiesen: *Conyza canadensis, Phleum* cf*. pratense, Alopecurus pratensis.*

Weder Samenbank noch Diasporenniederschlag können einen ausreichenden Beitrag zur Wiederherstellung der Leitbildgesellschaften leisten.

3.3.2 Vegetationsentwicklung

3.3.2.1 Grundaufnahmen

Auf den inokulierten Flächen (Spergulo-Corynephoretum und Diantho-Armerietum Material) etablieren sich charakteristische Leitarten (siehe Blöcke 1-3 Tab. 3.4 im Anhang). Der Erfolg der gesellschaftsspezifischen Inokulation der Dünenköpfe und –füße zeigt sich im Vorkommen fast des gesamten Charakter- und Differentialarten-Spektrums der Leitbildflächen auf den inokulierten Flächen (vgl. Abb. 3.8). Auf den nicht inokulierten Flächen kommt *Rumex acetosella* zu hohen Abundanzen. Die Art wurde am häufigsten in der vorliegenden Samenbank gefunden (siehe auch Kap. 3.3.1).

Die räumliche Nähe der inokulierten und nicht inokulierten Vergleichsflächen erklärt auf letzteren die nach kurzer Zeit beginnende Besiedlung durch einzelne Exemplare der Arten *Carex arenaria, Corynephorus canescens, Galium verum.*

Abb. 3.8: Mit Pflanzenmaterial des Spergulo-Corynephoretum beimpfte „Neo-Düne“ an der „Hammer Schleife“; linke Seite nicht beimpft, rechts beimpft (21.08.2003).

Eine weitere Gruppe von Arten (Block 4,5; Tab 3.4 im Anhang) weist auf floristische Ähnlichkeiten der Restitutionsbereiche mit den Flächen des ehemaligen Ackers auf dem „Biener Busch“ hin. Hier kommen besonders Molinio-Arrhenatheretea-Arten vor. Der ehemalige Ackerbereich des „Biener Busch“ ist durch einen eigenen Artenblock (Block 4; Tab 3.4 im Anhang) charakterisiert, bestehend unter anderem aus Lückenzeigern (*Hieracium pilosella*). Die Arten von Block 5 (Tab 3.4 im Anhang) stehen nur auf den „Neo-Dünen“. Hier finden sich Arten unterschiedlicher Standorte und soziologischer Zugehörigkeiten.

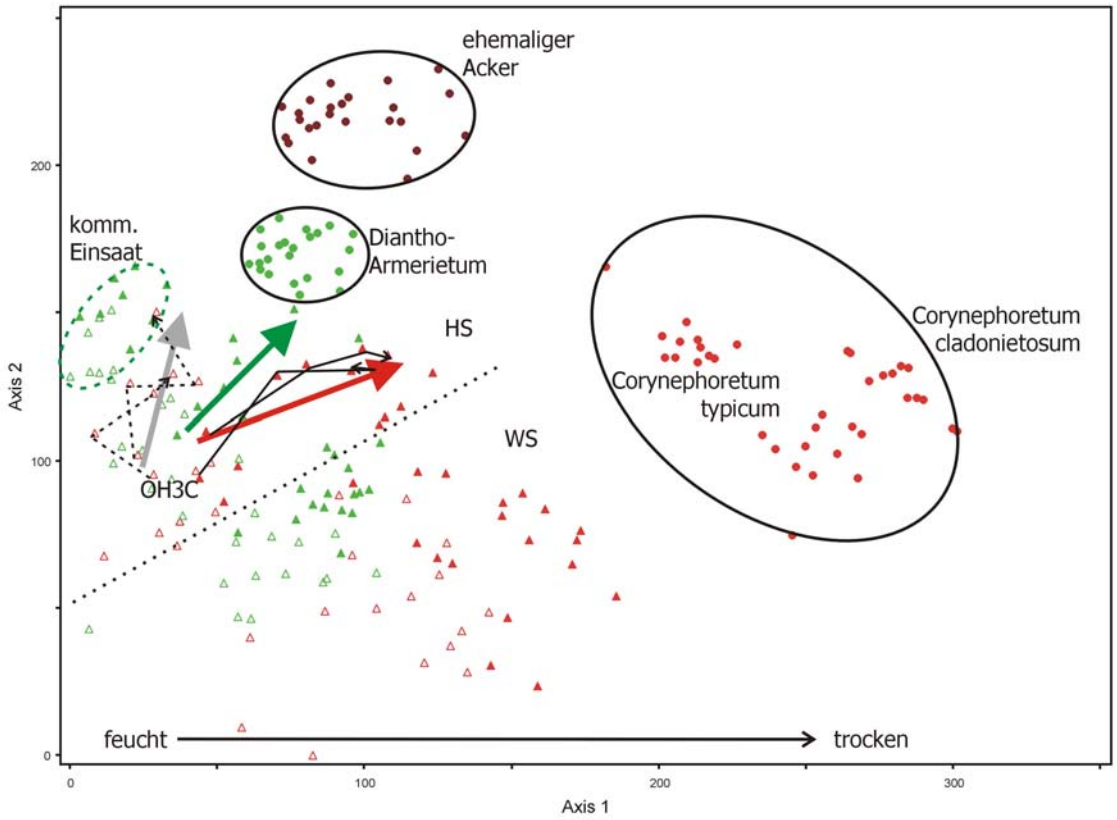

Abb. 3.9: Ordination der Grundaufnahmen der Jahre 2002-2005 (DCA, downweighting selected, Eigenwerte: axis 1: 0,402; axis 2: 0,179; axis 3: 0,089)

rote Kreise: Leitbild „Biener Busch“, Spergulo-Corynephoretum,

braune Kreise: quasi-Leitbild „Biener Busch“, ehemaliger Acker,

grüne Kreise: Leitbild „Hammer Schleife“, Diantho-Armerietum,

volle Dreiecke: inokulierte plots (grün: Diantho-Armerietum, rot: Spergulo-Corynephoretum),

leere Dreiecke: nicht inokulierte plots (grün: Dünenfuß, rot: Dünenkopf),

schwarze Pfeile: Zeittrajektorien 2002-2005, Dünenkopf OH3-Exclosure (durchgezogen: beimpft, unterbrochen: nicht beimpft).

Abbildung 3.9 zeigt die Ordination der Grundaufnahmen aus Leitbild- und Restitutionsflächen. Rechts im Diagramm stehen die Aufnahmen des Spergulo-Corynephoretum typicum und cladonietosum des NSG „Biener Busch“ (rote Kreise). Diese stellen die Leitbild-Gesellschaften und die Spenderflächen für die inokulierten Flächen der neu angelegten Dünenköpfe (rote volle Dreiecke) dar.

Ebenso entsprechen die Flächen des Diantho-Armerietum im Norden der „Hammer Schleife“ (grüne Kreise) der Zielvorstellung für die beimpften Flächen am Fuße der „Neo-Dünen“ (grüne volle Dreiecke). Die Grundaufnahmen der Diantho-Armerietum-Flächen trennen sich entlang der dritten Achse von den ehemaligen Ackerflächen (braune Kreise).

Am Beispiel der durch Material aus Spergulo-Corynephoretum-Beständen inokulierten Flächen der „Hammer Schleife“ sind die Aufnahmen der Jahre 2002-2005 durch Zeittrajektorien (feine schwarze Pfeile) verbunden. Die Entwicklungsrichtung verläuft deutlich hin zu den Leitbildflächen. Die Spergulo-Corynephoretum-Entwicklungsflächen (rote volle Dreiecke) werden ihren Leitbildern floristisch ähnlicher (roter Pfeil), während sich die nicht inokulierten Flächen nicht auf die Leitbilder zu, sondern überwiegend aufwärts entlang der zweiten Achse (grauer Pfeil), entwickeln.

Besonders deutlich wird das bei den nicht beimpften Flächen der Dünenköpfe der „Hammer Schleife“ (Zeittrajektorien als feine gestrichelte Pfeile). Eine mögliche Entwicklung wäre die in Richtung der ehemaligen Ackerflächen, die im Diagramm ganz oben stehen.

Die Anordnung der Arten auf Achse 1 zeigt die höchsten Werte für *Cetraria islandica*, einige *Cladonia*-Arten und *Calluna vulgaris*, die niedrigsten Werte für z.B. *Alnus glutinosa* juv., *Ranunculus repens* und *Alopecurus geniculatus*. Die erste Achse verläuft von feucht nach trocken (siehe auch Abb. 3.10).

Dieser Befund wird durch die sortierte Rangliste der Flächen auf der ersten Achse (Ergebnisausgabe der DCA) gestützt. Die niedrigsten Werte erreichen die tief liegenden Restitutionsexclosures der Hammer Schleife OH4D, die höchsten Werte stehen bei den Spergulo-Corynephoretum-Exclosures des Biener Busches OB1, OB5 und OB4. Unmittelbar darunter sind bereits die beimpften Exclosures der Wester Schleife-Dünenkuppen angeordnet (OH5Ci+OH6Ci). Die Düne der „Wester Schleife“ trägt weniger Feuchtezeiger, das Gebiet liegt insgesamt etwas höher und ist damit trockener.

Die Flächen im gestrichelten grünen Kreis sind Restitutions-Plots der Diantho-Armerietum-Stufe, die auch im Bereich der kommerziellen Einsaat liegen. Die daraus resultierenden Artenvorkommen (z.B. *Festuca pratensis, Trifolium pratense, Lotus corniculatus, Trifolium repens, Dactylis glomerata*) sind hier konzentriert (vgl. auch Abb. 3.10) und führen zu geringerer Ähnlichkeit der Flächen mit gleich behandelten Flächen des Exclosures OH3.

Man kann die Flächen der „Wester Schleife“ (unterhalb der gestrichelten Linie) von denen der „Hammer Schleife“ (oberhalb der gestrichelten Linie) trennen. Das Substrat der „Wester Schleife“ ist bedeutend mobiler und so für die Weidetiere leichter durch Tritt zu öffnen. Auch hier stehen die inokulierten Flächen von Beginn an ihren Leitbildern floristisch näher und entwickeln sich im Verlauf der Untersuchung weiter auf diese zu als die nicht beimpften Plots. Letztere zeigen aber, anders als auf der „Hammer Schleife“, keine klar unterschiedliche Entwicklungsrichtung z.B. auf die ehemaligen Ackerflächen zu.

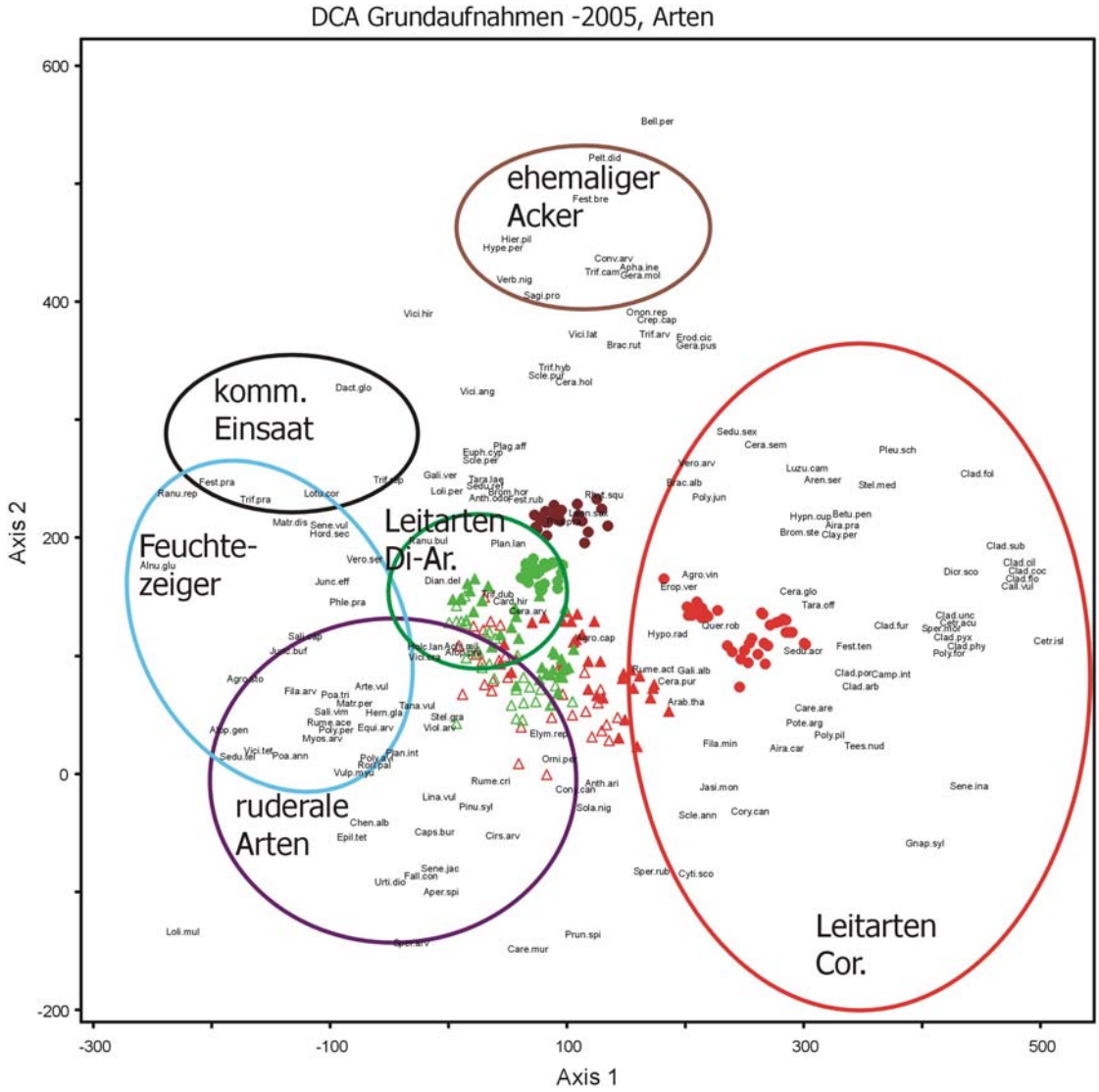

Abb. 3.10: Ordination der Grundaufnahmen aller Jahre (DCA, downweighting selected, Eigenwerte: axis 1: 0,416; axis 2: 0,174; axis 3: 0,094) das Diagramm bildet auch die Arten ab.

Die Gruppierung der Leitarten beider Gesellschaften entspricht der Verteilung der Aufnahmen der Dauerflächen, was die floristische Orientierung der inokulierten Flächen hin zu ihren Leitbildflächen weiter verdeutlicht.

Die Gruppierungen aus der floristischen Gesamt-Tabelle bilden sich hier ab. So ist neben den Arten der Leitbildgesellschaften z.B. die Gruppe der typischen Arten des ehemaligen Ackerbereiches klar auszumachen (vgl. Block 4; Tab 3.4 im Anhang).

3.3.2.2 Mittlere Artenzahlen (MAZ) und Ruderalisierungsindices

Leitbilder

Der starke Rückgang der mittleren Artenzahlen in der Feldschicht im Jahr 2003 setzte sich den Folgejahren nicht weiter fort. Die mittleren Artenzahlen erreichen nach dem klimatischen Extremjahr 2003, im Jahr 2005 wieder Werte von 10 bis 31 Phanerogamen (siehe Tab. 3.4 im Anhang). Der niedrigste Wert stammt aus dem unbeweideten Spergulo-Corynephoretum cladonietosum, das aber 19 Kryptogamenarten trägt, die über die Hälfte der Fläche bedecken.

Der Beweidungseinfluss zeigt sich noch nicht in den mittleren Artenzahlen.

Ein Beweidungseinfluss auf die mittleren Artenzahlen deutet sich für die Flächen des eingesäten, ehemaligen Ackers an, wo sich seit Beginn des Weideausschlusses die Artenzahl der beweideten Fläche gegenüber der unbeweideten erhöht.

Die ehemaligen Ackerflächen zeigen auch die stärkste Tendenz zur Ruderalisierung (siehe Abb. 3.11). Die Spergulo-Corynephoretum-Flächen, die fast keine ruderalen Arten tragen, zeigen diesbezüglich keinen einheitlichen Trend. Der Einfluss der Beweidung scheint hier hinter andere dynamisierende Faktoren zurückzutreten.

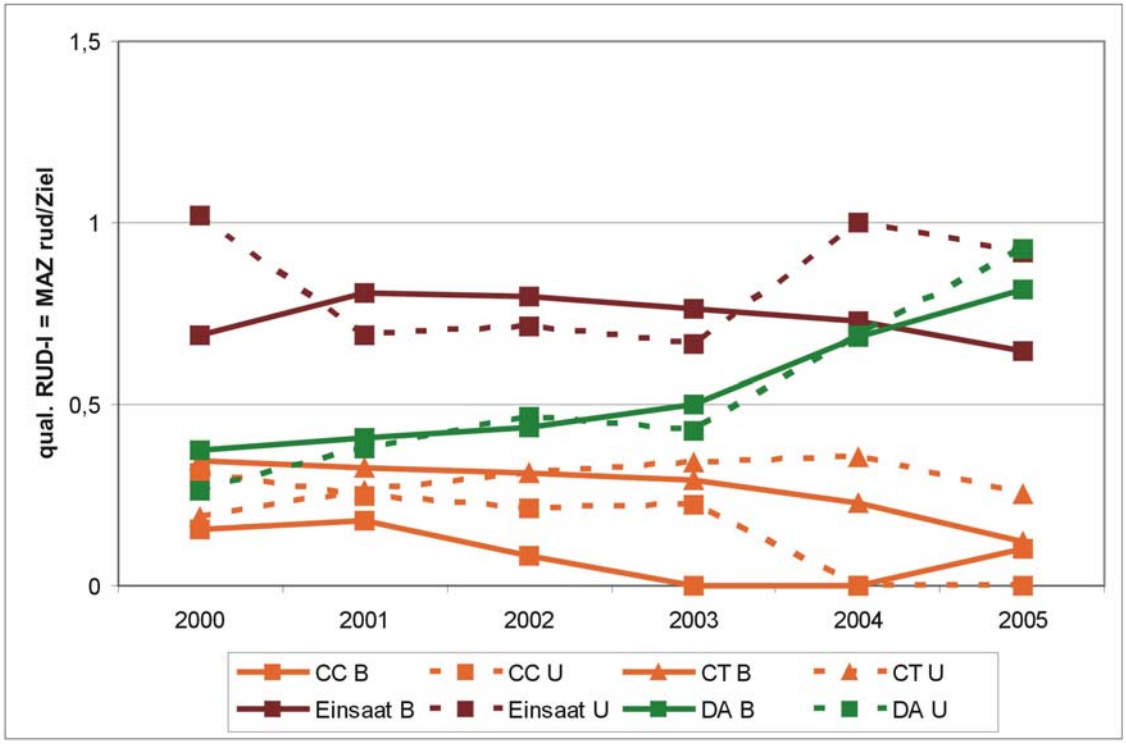

Abb. 3.11: Mittlere qualitative Ruderalisierungs-Indices der Leitbildflächen (U: unbeweidet, B: beweidet, CC: Spergulo-Corynephoretum cladonietosum, CT: Spergulo-Corynephoretum typicum, DA: Diantho-Armerietum)

Die Flächen des Spergulo-Corynephoretum zeigt in beiden Ausprägungen stabile niedrige Ruderalisierungstendenzen. 2004 finden sich in den Flächen des Spergulo-Corynephoretum cladonietosum keine ruderalen Spezies mehr. So fallen die Ruderalisierungs-Indices hier auf den Wert „0“.

In den Flächen des Diantho-Armerietum ist seit 2003 die rückläufige Anzahl der Zielarten für das Ansteigen des Index verantwortlich. Dieser Befund hat sich in den letzten Jahren stabilisiert. Daher ist es wahrscheinlich, dass er auf permanente Veränderungen wie die längere winterliche Überstauung nach der Ausdeichung zurückgeht.

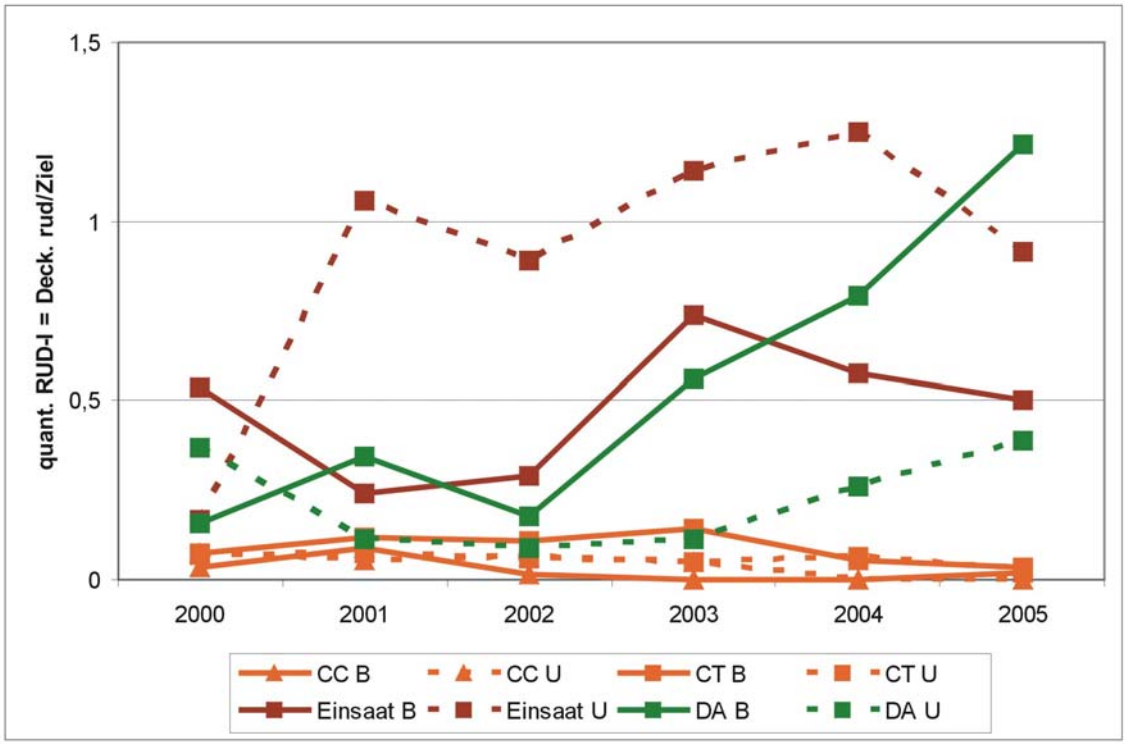

Abb. 3.12 Mittlere quantitative Ruderalisierungs-Indices der Leitbildflächen (Deckungssumme ruderale / Deckungssumme Zielarten; U: unbeweidet, B: beweidet, CC: Spergulo-Corynephoretum cladonietosum, CT: Spergulo-Corynephoretum typicum, DA: Diantho-Armerietum)

In der Abb. 3.12 zeigt der quantitative Ruderalisierungsindex ein ähnliches Bild. Auffällig ist auch hier die Erhöhung des Wertes für die beweideten Flächen des Diantho-Armerietum. Folgende Ziel- und Leitarten gingen in ihrer Deckung hier stark zurück: *Agrostis vinealis, Erophila verna, Festuca tenuifolia*. Gleichzeitig erhöhte sich die Deckung ruderaler Arten wie *Tanacetum vulgare*, vervierfachte sich auf einer Fläche seit 2002 sogar.

Die Flächen des mit kommerziellen Saatgut eingesäten ehemaligen Ackers („Einsaat“), die als Referenzfläche für spätere Sukzessionsstadien ohne Inokulation dienen, zeigen hohe, relativ stabile Werte in beiden Indices. Dabei lagen in den ersten Aufnahmen noch hohe Deckungssummen an Zielarten vor, die dann aber sukzessive abgebaut wurden.

Restitutionsflächen

Die mittlere Artenzahl auf den Restitutionsflächen war zu Beginn der Untersuchung (2002) auf der „Hammer Schleife“ mehr als doppelt so hoch wie auf der „Wester Schleife“. Im letzten Jahr (2005) stabilisierte sich die Zahl der Arten auf der „Hammer Schleife“ nach deutlichen Rückgängen im Extremjahr 2003 und auch 2004. Die Flächen der „Wester Schleife“ hingegen gewannen im Vergleichszeitraum im Mittel zwei Arten pro Jahr hinzu. So bleibt die mittlere Artenzahl auf der „Hammer Schleife“ im Jahr 2004 noch etwas höher als auf der „Wester Schleife“. Die beiden Gebiete nähern sich zuletzt stark aneinander an, entwickeln sich aber deutlich verschieden.

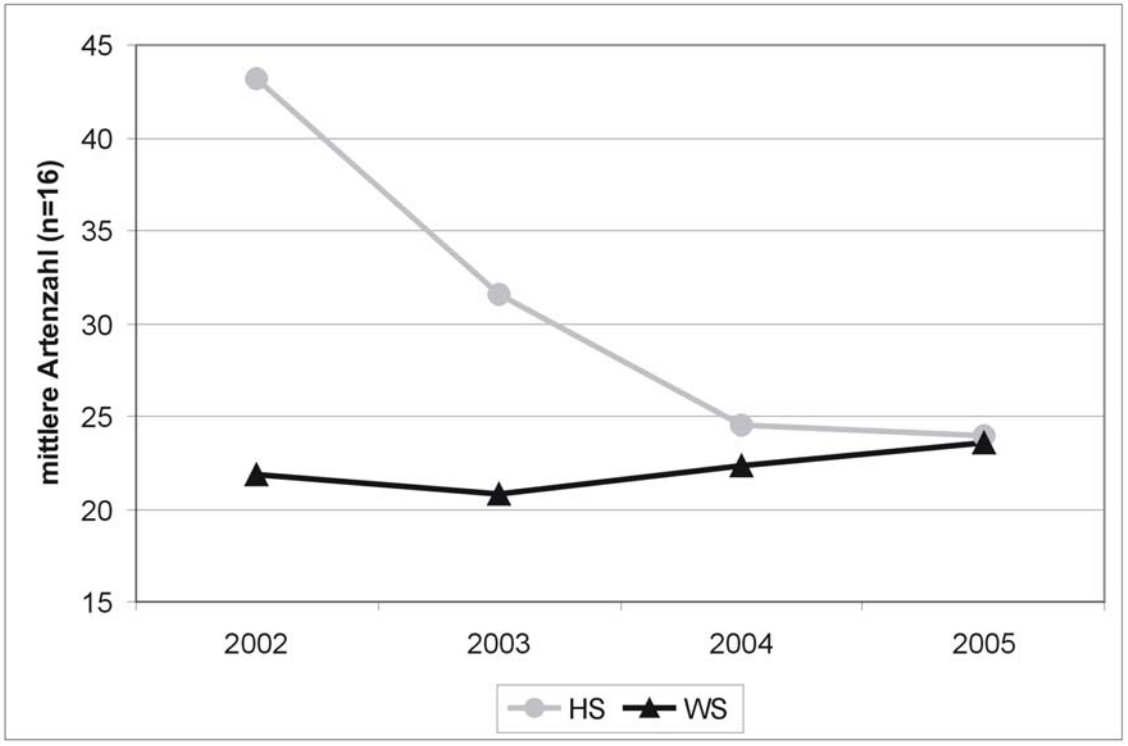

Abb. 3.13: Mittlere Artenzahlen der 25 m²-Flächen (HS: „Hammer Schleife“; WS: „Wester Schleife“, alle Flächentypen eines Gebietes gepoolt)

Die Flächen am Fuße der Neodünen (Abb. 3.14 grün) bleiben im Verlauf der Untersuchung artenreicher als die der Dünenkuppen (Abb. 3.14 orange). Der Effekt der Inokulation auf die Phytodiversität ist auf der Diantho-Armerietum-Stufe nur im ersten Jahr zu erkennen. Auf der Spergulo-Corynephoretum-Stufe zeigt sich die Anreicherung durch die Inokulation im gesamten Untersuchungszeitraum. Die mittleren Artenzahlen der Restitutionsflächen liegen stets über denen der jeweiligen Leitbildflächen.

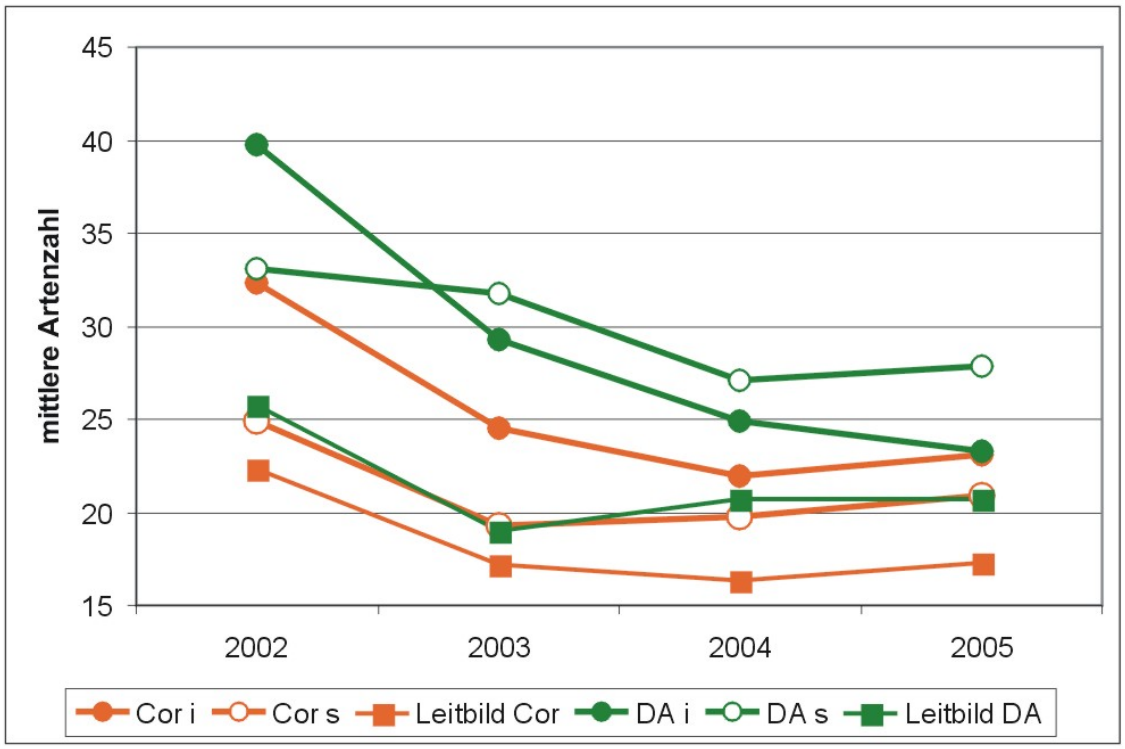

Abb. 3.14: Mittlere Artenzahlen der 25 m²-Flächen; Restitutionsflächen n=8, (Cor: Spergulo-Corynephoretum-Stufe; DA: Diantho-Armerietum-Stufe; i: inokuliert; s: nicht inokuliert), Leitbildflächen Cor: n=6, DA: n=4.

Indes ist die qualitative Zusammensetzung der Arten klar unterschiedlich bezüglich des Anteils an Ziel- und Leitarten (siehe Abb. 3.15). Hier zeigen alle inokulierten Flächen geringere Ruderalisierungstendenzen als alle Vergleichsflächen und einen höheren Anteil an Leitarten in der Vegetation. In den unbeweideten Vergleichsflächen auf der Diantho-Armerietum-Stufe kommt es zum Ausfall sämtlicher Zielarten.

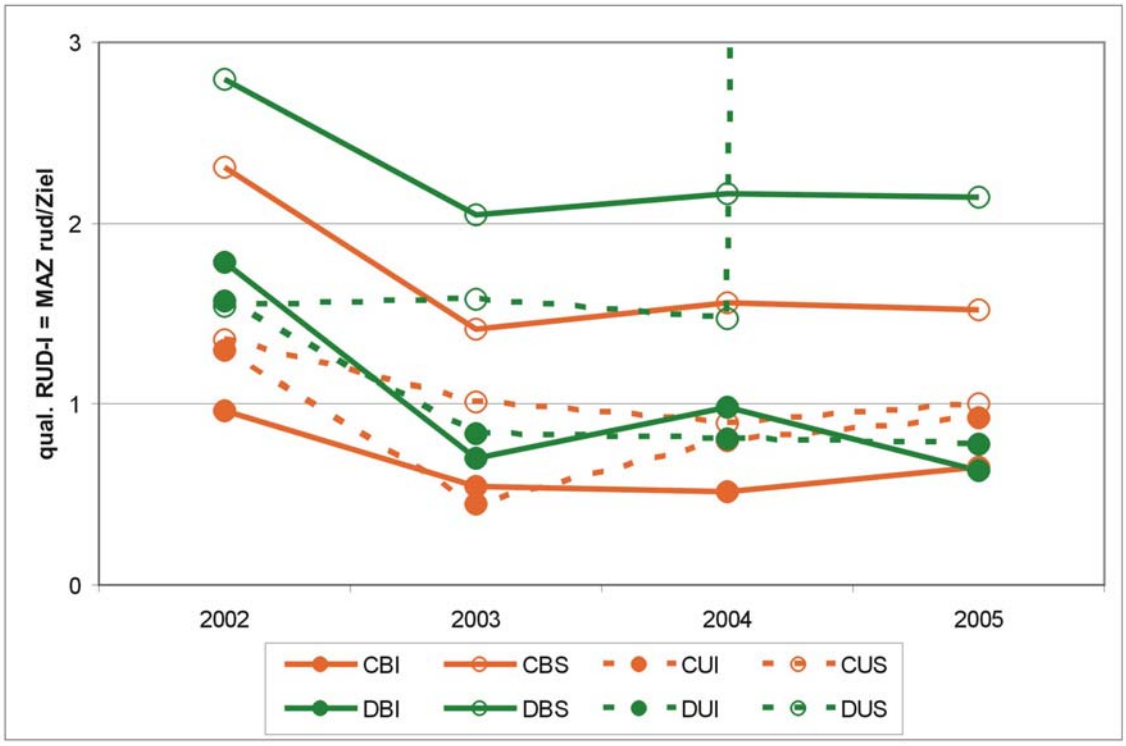

Abb. 3.15: Mittlere qualitative Ruderalisierungs-Indices der Restitutionsflächen (C: Spergulo-Corynephoretum-Stufe; D: Diantho-Armerietum-Stufe, U: unbeweidet, B: beweidet, I: inokuliert, S: nicht inokuliert, n=4 Exclosures); Flächentyp DUS (Diantho-Armerietum-Stufe, unbeweidet, nicht inokuliert) Ruderalisierungs-Index >3.

Die rasche Besiedlung der inokulierten Rohböden vermindert entscheidend die Tendenz zur Ruderalisierung (siehe Abb. 3.16).

Abb. 3.16: Linke Bildhälfte ohne Inokulation, mit *Cirsium arvense*-Streifen. Rechte Bildhälfte mit Inokulation, ohne *Cirsium arvense* (Fluchtstangen markieren die linke Grenze der beimpften Aufnahmefläche, die Inokulation wurde etwa einen halben Meter darüber hinaus ausgeführt)(21.08.03).

Bezieht man die Deckung der Arten in die Index-Bildung ein, so ist das Bild bezüglich des Einflusses der Inokulation auf die Artenzusammensetzung der Flächen durchaus ähnlich, die Verhältnisse auf den Dauerflächen werden aber schärfer gezeichnet.

Ein auffälliger Unterschied ist die Verbesserung der qualitativen Indexwerte bei gleichzeitiger Erhöhung der quantitativen Werte bei den inokulierten, beweideten Diantho-Armerietum-Entwicklungsflächen (vgl. Abb. 3.15 DBI, Abb 3.17: DBI). Bei leichtem Rückgang der Anzahl der Ruderalarten nahm deren Deckung zu.

Dieselbe Tendenz zur Ruderalisierung zeigten auch die Leitbildbestände dieser Gesellschaft. Anders als bei diesen treten auf den Restitutionsflächen dieses Typs beide Entwicklungen auf, also sowohl die abnehmende Deckung der Leitarten als auch die zunehmende Deckung der Ruderalarten.

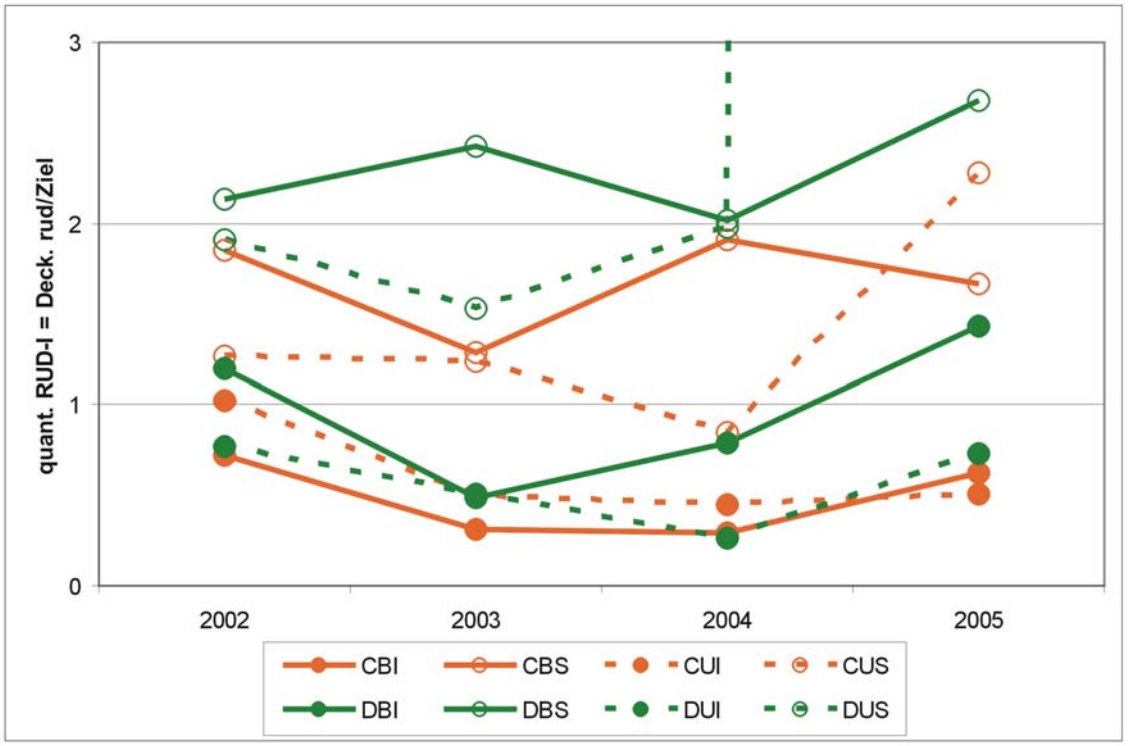

Abb. 3.17: Mittlere quantitative Ruderalisierungs-Indices (C: Spergulo-Corynephoretum-Stufe; D: Diantho-Armerietum-Stufe, U: unbeweidet, B: beweidet, I: inokuliert, S: nicht inokuliert, n=4 Exclosures); Flächentyp DUS (Diantho-Armerietum-Stufe, unbeweidet, nicht inokuliert) Ruderalisierungs-Index >3.

Die einmalige Inokulation übertrifft die Beweidung bislang im Effekt auf die Ruderalisierung bzw. deren Vermeidung. Während die inokulierten Flächen im Jahr 2005 keine einheitliche Reaktion auf die Beweidung zeigen, scheint der ausbleibende Fraß innerhalb der Exclosures die Ruderalisierung zuletzt zu befördern. Dieses vorläufige Ergebnis gilt es in den kommenden Jahren zu überprüfen.

Der Faktor Beweidung zeigt bislang keine Auswirkungen auf die Anzahl von Arten oder Ruderalisierungs-Indices der Flächen. Im Bereich der neuen Dünenkuppen (Spergulo-Corynephoretum) reagieren einzelne Pflanzenarten mit erhöhter Populationsdynamik auf die Beweidung, am deutlichsten *Ceratodon purpureus* und *Festuca tenuifolia* (STROH et al. 2004). Strukturelle Einflüsse der Beweidung auf die Vegetation sind indes bereits zu beobachten (siehe Kap. 3.4.3).

3.3.2.3 Gemischte lineare Modelle

-Corynephorus canescens

Hier setzt nach der Inokulation eine verzögerte Ausbreitung bis auf die Nullflächen ein. *Corynephorus canescens* erreicht diese im vierten Jahr (siehe Abb. 3.18). Aufgrund dieser sekundären Inokulation der Vergleichsflächen werden bei der Diskussion der Ergebnisse des gemischten linearen Modells für *Corynephorus canescens* die Jahre 2002-2004 berücksichtigt.

Effekt	Zähler FG	Nenner FG	F	p
Beweidung	1	15	0,40	0,5380
Inokulation	1	15	15,64	**0,0013**
Beweidung*Inokulation	1	15	0,21	0,6542
Jahr	2	12,1	6,59	**0,0116**
Beweidung*Jahr	2	12,1	0,47	0,6378
Inokulation*Jahr	2	12,1	5,95	**0,0159**
Beweidung*Inokulation*Jahr	2	12,1	0,59	0,5708

Tab. 3.5: Ergebnisse des gemischten linearen Modells der Deckung von *Corynephorus canescens* für die Jahre 2002-04. Signifikante Ergebnisse sind fett gedruckt. FG: Freiheitsgrade, F: F-Statistik, p: Irrtumswahrscheinlichkeit.

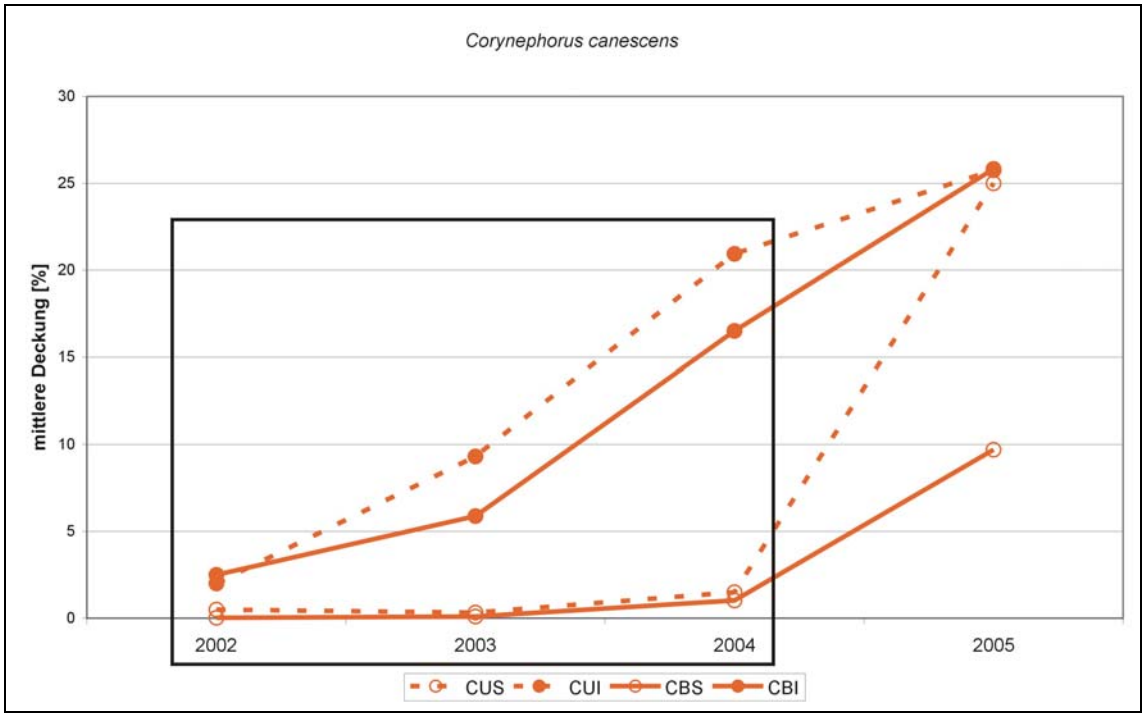

Abb. 3.18: Mittlere Deckung von *Corynephorus canescens* auf Flächen der verschiedenen Behandlungstypen (C: Spergulo-Corynephoretum-Stufe; U: unbeweidet, B: beweidet, I: inokuliert, S: nicht inokuliert, n=4 Exclosures)

Corynephorus canescens kommt auf den inokulierten Flächen signifikant häufiger vor und erreicht jährlich steigende Deckungswerte (Inokulation*Jahr).

Nach der Inokulation der Art erschließt diese auf den beimpften Flächen bis zum Jahr 2005 große Flächenanteile mit Deckungen von über 25%. Diese schnelle Ausbreitung zeigt unter den untersuchten Leitarten nur das Silbergras.

In diesem letzten Jahr der Untersuchung kommt es auch zu einer indirekten Inokulation der Nullflächen. Auch hier erreicht *Corynephorus canescens* Deckungen von über 25%.

- Festuca tenuifolia

Effekt	Zähler FG	Nenner FG	F	p
Beweidung	1	19,2	0,08	0,7864
Inokulation	1	19,2	19,70	**0,0003**
Beweidung*Inokulation	1	19,2	0,29	0,5968
Jahr	3	16,1	8,64	**0,0012**
Beweidung*Jahr	3	16,1	0,07	0,9737
Inokulation*Jahr	3	16,1	17,69	**<0,0001**
Beweidung*Inokulation*Jahr	3	16,1	0,61	0,6154

Tab. 3.6: Ergebnisse des gemischten linearen Modells der Deckung von *Festuca tenuifolia*. Signifikante Ergebnisse sind fett gedruckt. FG: Freiheitsgrade, F: F-Statistik, p: Irrtumswahrscheinlichkeit.

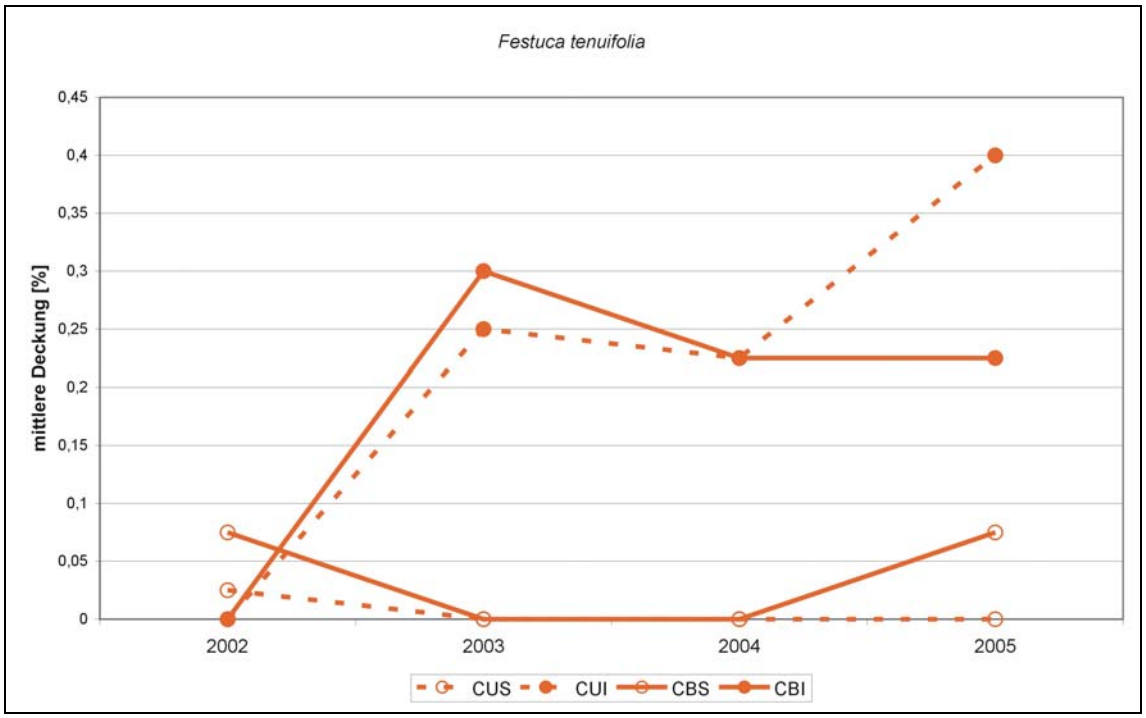

Abb. 3.19: Mittlere Deckung von *Festuca tenuifolia* auf Flächen der verschiedenen Behandlungstypen (C: Spergulo-Corynephoretum-Stufe; U: unbeweidet, B: beweidet, I: inokuliert, S: nicht inokuliert, n=4 Exclosures)

Festuca tenuifolia kommt signifikant häufiger in inokulierten Flächen vor. Im ersten Jahr nach der Inokulation zeigt sich dies noch nicht. Der Befund wird aber im Untersuchungszeitraum deutlicher (Inokulation*Jahr).

- Cladonia arbuscula

Effekt	Zähler FG	Nenner FG	F	p
Beweidung	1	14,4	0,79	0,3895
Inokulation	1	14,4	11,31	**0,0045**
Beweidung*Inokulation	1	14,4	0,42	0,5286
Jahr	3	33,4	4,32	**0,0111**
Beweidung*Jahr	3	33,4	0,38	0,7656
Inokulation*Jahr	3	33,4	3,74	**0,0201**
Beweidung*Inokulation*Jahr	3	33,4	0,19	0,9001

Tab. 3.7: Ergebnisse des gemischten linearen Modells der Deckung von *Cladonia arbuscula*. Signifikante Ergebnisse sind fett gedruckt. FG: Freiheitsgrade, F: F-Statistik, p: Irrtumswahrscheinlichkeit.

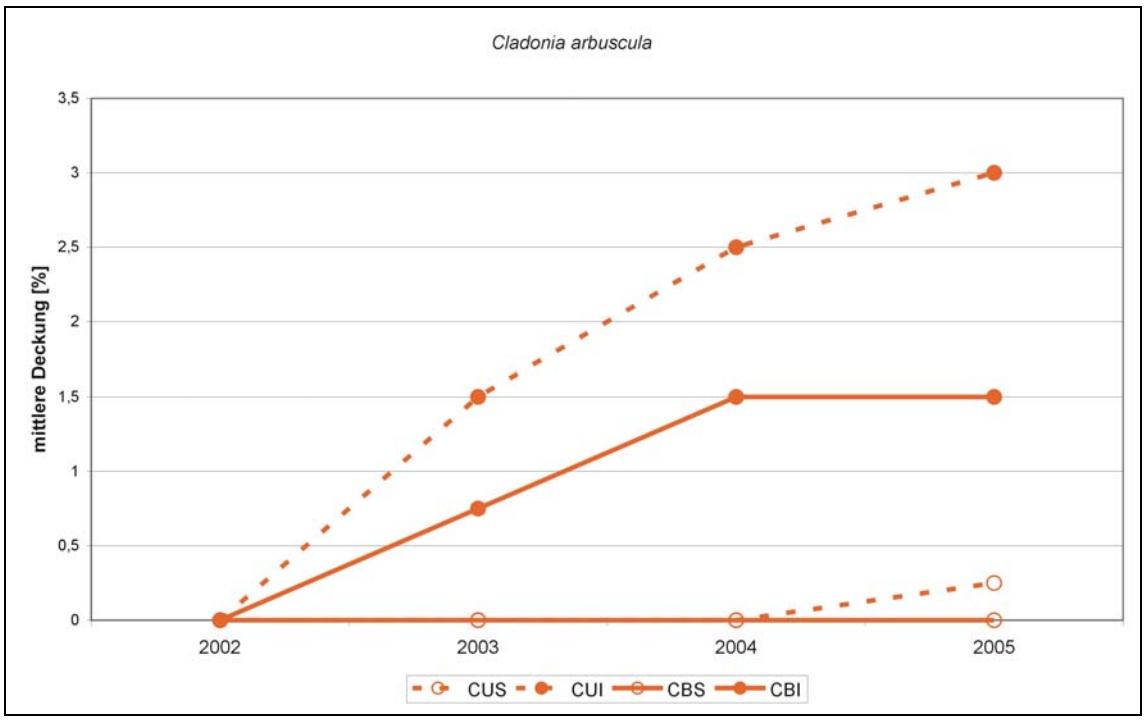

Abb. 3.20: Mittlere Deckung von *Cladonia arbuscula* auf Flächen der verschiedenen Behandlungstypen (C: Spergulo-Corynephoretum-Stufe; U: unbeweidet, B: beweidet, I: inokuliert, S: nicht inokuliert, n=4 Exclosures)

Cladonia arbuscula wird signifikant durch die Inokulation gefördert. Dieser positive Effekt verdeutlicht sich über den gesamten Untersuchungszeitraum (Inokulation*Jahr).

- *Cladonia portentosa*

Effekt	Zähler FG	Nenner FG	F	p
Beweidung	1	15,5	0,00	0,9985
Inokulation	1	15,5	5,23	**0,0366**
Beweidung*Inokulation	1	15,5	0,00	0,9985
Jahr	3	35,7	3,27	**0,0321**
Beweidung*Jahr	3	35,7	0,55	0,6483
Inokulation*Jahr	3	35,7	3,27	**0,0321**
Beweidung*Inokulation*Jahr	3	35,7	0,55	0,6483

Tab. 3.8: Ergebnisse des gemischten linearen Modells der Deckung von *Cladonia portentosa*. Signifikante Ergebnisse sind fett gedruckt. FG: Freiheitsgrade, F: F-Statistik, p: Irrtumswahrscheinlichkeit.

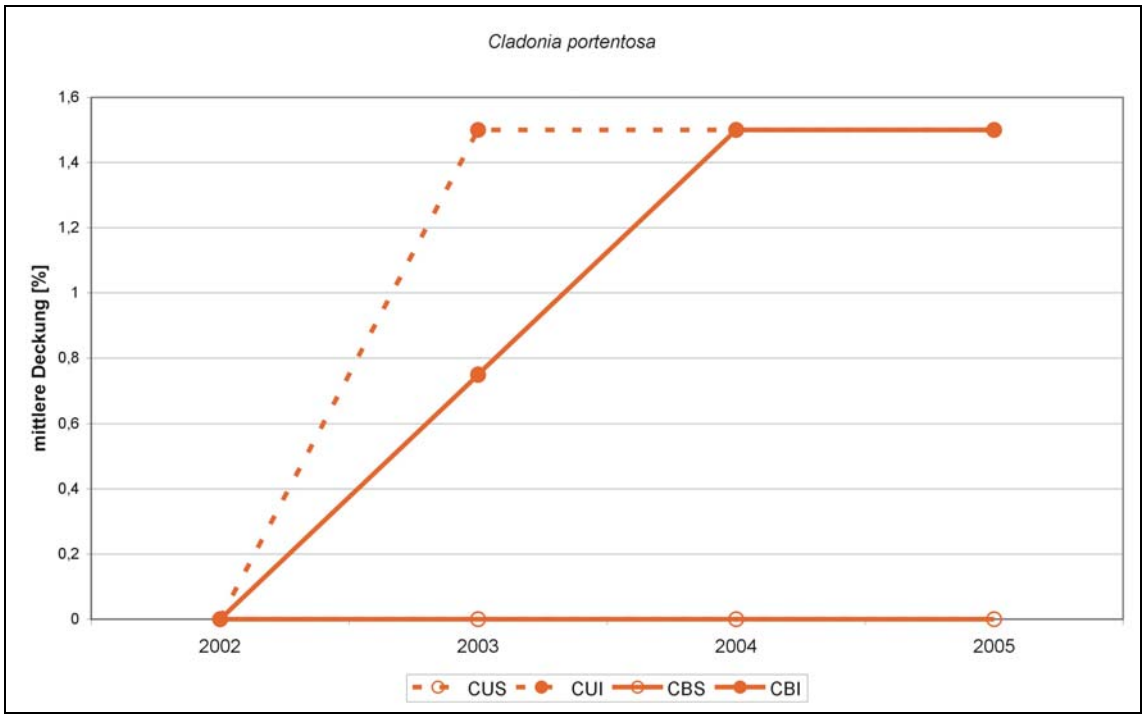

Abb. 3.21: Mittlere Deckung von *Cladonia portentosa* auf Flächen der verschiedenen Behandlungstypen (C: Spergulo-Corynephoretum-Stufe; U: unbeweidet, B: beweidet, I: inokuliert, S: nicht inokuliert, n=4 Exclosures)

Cladonia portentosa wird signifikant durch die Inokulation gefördert. Diese positive Tendenz setzt sich im gesamten Untersuchungszeitraum fort (Inokulation*Jahr).

- Dianthus deltoides

Effekt	Zähler FG	Nenner FG	F	p
Beweidung	1	11,3	0,85	0,3755
Inokulation	1	11,3	51,55	**<0,0001**
Beweidung*Inokulation	1	11,3	0,46	0,5090
Jahr	3	25,1	3,48	**0,0307**
Beweidung*Jahr	3	25,1	1,57	0,2206
Inokulation*Jahr	3	25,1	2,87	0,0562
Beweidung*Inokulation*Jahr	3	25,1	1,32	0,2886

Tab. 3.9: Ergebnisse des gemischten linearen Modells der Deckung von *Dianthus deltoides*. Signifikante Ergebnisse sind fett gedruckt. FG: Freiheitsgrade, F: F-Statistik, p: Irrtumswahrscheinlichkeit.

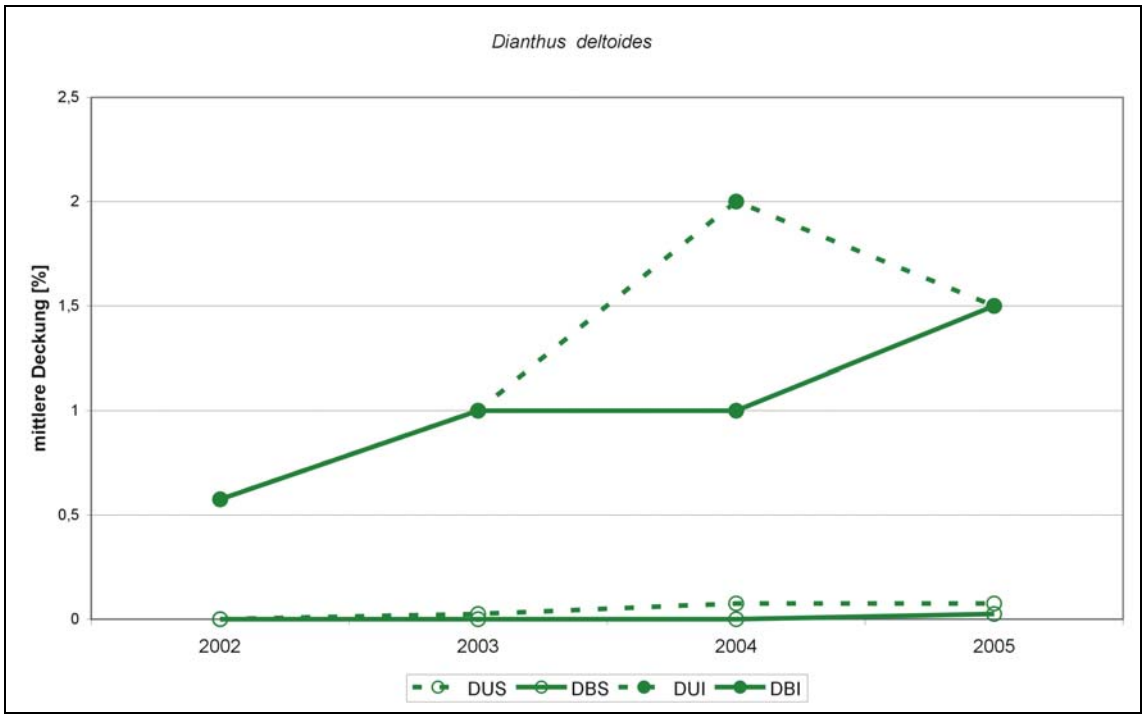

Abb. 3.22: Mittlere Deckung von *Dianthus deltoides* auf Flächen der verschiedenen Behandlungstypen (D: Diantho-Armerietum-Stufe, U: unbeweidet, B: beweidet, I: inokuliert, S: nicht inokuliert, n=4 Exclosures)

Die Inokulation stellt hier für *Dianthus deltoides* den signifikanten Effekt dar. Die Ausbreitungskapazität ist im Untersuchungszeitraum nicht ausreichend, um die nicht beimpften Vergleichsflächen zu erreichen.

3.3.2.4 Rasteraufnahmen

Die DCA des Gesamtdatensatzes der Rasteraufnahmen zeigt folgendes Ergebnis (Abb. 3.23). Die Leitbildflächen „Biener Busch“ liegen links im Ordinationsdiagramm (Gruppe 1: rote Quadrate). Im Diagramm rechts unten finden sich die frischen bis feuchten Flächen der Rasterpunkte der „Hammer Schleife“ (Gruppe 4: Dreieck Lila).

Die Punkte des NSGs „Biener Busch“ (Gruppe 1), die ebenfalls im Bereich von Gruppe 4 liegen bzw. in diese Richtung tendieren, entstammen Flächen, die dem Lolio-Cynosuretum zuzuordnen sind (Ufer der Ems).

Dem entsprechend finden in Gruppe 4 folgende Feuchte- und Wechselfeuchtezeiger ihren Schwerpunkt: *Alnus glutinosa, Bidens frondosa, Alopecurus geniculatus, Juncus effusus, Rorippa amphibia.* Auch die Arten der kommerziellen Einsaatmischung stehen hier.

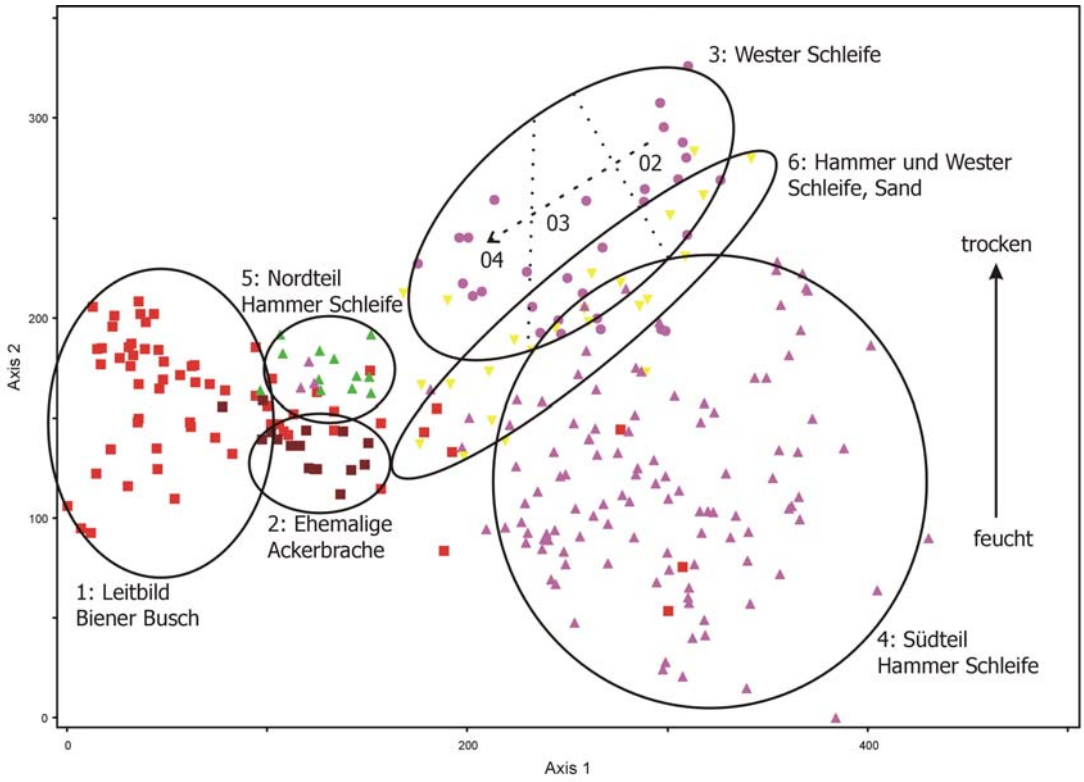

Abb. 3.23: DCA der Raster-Aufnahmen 2002-2004 aller Emsland-Flächen. Eigenwerte der Achsen: 1 = 0.560; 2 = 0.243; 3 = 0.161; Gruppe 1: Biener Busch (BB); Gruppe 2: BB Acker; Gruppe 3: Wester Schleife (WS); Gruppe 4: Hammer Schleife (HS) Südteil; Gruppe 5: HS Nordteil; Gruppe 6: Rasterpunkte Sand, HS+WS; Gruppe 3 unterteilt nach Jahren 2002-04 (Originalaufnahmen durch Cezanne, Eichler und Stroh)

Die Punkte der „Hammer Schleife“, die in der Wolke der Leitbild-Rasterpunkte (Gruppe 5: grüne Dreiecke) stehen, liegen im Bereich des Diantho-Armerietum, HJ10 aus Gruppe 4 liegt auf der Altdüne.

Die Flächen der ehemaligen Ackerbrache (Gruppe 2: braune Quadrate) und die Diantho-Armerietum-Flächen (Nordteil „Hammer Schleife“) liegen eng beieinander und vermitteln zwischen den Leitbildflächen und den Restitutionsflächen.

Oberhalb der Rasterpunkte der Gruppe 4 stehen die der „Wester Schleife“ (Gruppe 3: lila Kreise). Zwischen beiden Gruppen stehen die trockeneren Rasterpunkte der „Hammer

Schleife“, die auf einer „Neo-Düne“, abgeschobenem Deich oder Spülsandfeld liegen (Gruppe 6: gelbe Dreiecke). Das beschreibt auch die Lokalität „Wester Schleife“, deren Offenbodenanteil im Mittel doppelt so hoch ist wie auf der „Hammer Schleife“.

Die „Wester Schleife“ zeigt in der DCA auch deutlichere Veränderungen mit den Jahren 2002-04. Das Gebiet ist homogener als die „Hammer Schleife“. Die Punktwolke der „Wester Schleife“ teilt sich grob in drei Teilbereiche (von rechts nach links: 2002→2003→2004). Die Entwicklungsrichtung zeigt im oberen Abschnitt der Achse 2 auf die „Spergulo-Corynephoretum“-Punkte des NSG „Biener Busch“, die innerhalb von Gruppe 1 am linken oberen Bereich eine Untergruppe bilden. Die „Wester Schleife“ liegt insgesamt höher und ist damit trockener als die „Hammer Schleife“ (nach Beobachtung der Hochwassermarken). In der Folge fehlen hier die oben genannten Feuchtezeiger.

Die zweite Achse kann als Trockenheitsachse interpretiert werden; die erste Achse koinzidiert schwach mit der Vegetationsdeckung.

Die Rasterpunkte der „Hammer Schleife“ zeigen, abgesehen vom Feuchte-Gradienten auf der zweiten Achse, wenig einheitliche Tendenzen.

Die getrennte Betrachtung der drei Gebiete Biener Busch, Hammer und Wester Schleife unter Einbeziehung der letzten Aufnahmen des Jahres 2005 zeigt die Heterogenität der Flächen.

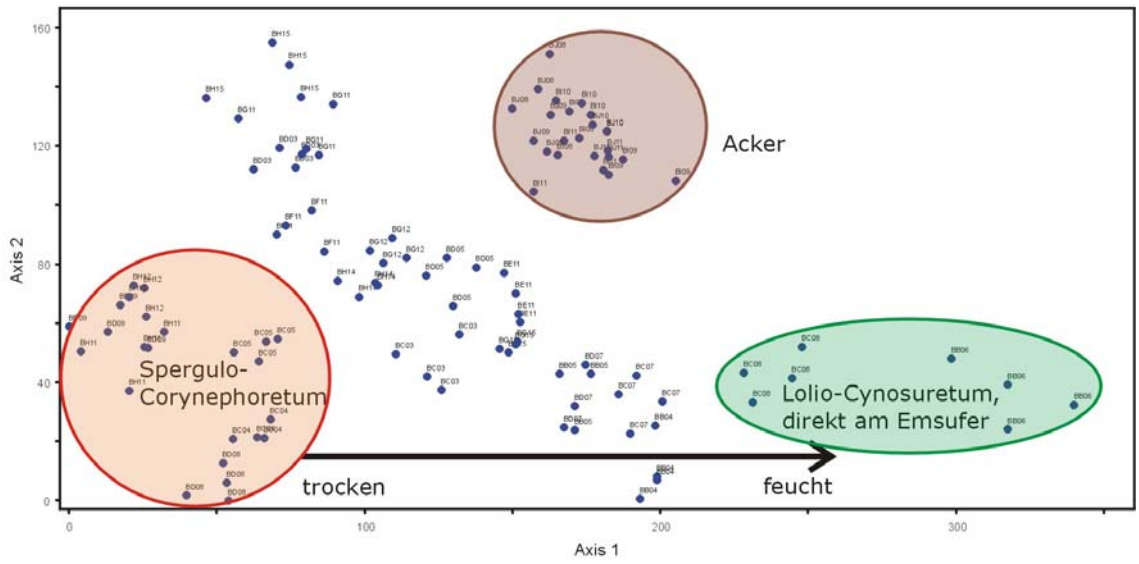

Abb. 3.24: DCA der Raster-Aufnahmen 2002-2005 vom Biener Busch, downweighted rare species, rescaled axes, eigenvalues 1: 0,302; 2: 0,116; 3: 0,080.

Die Rasterpunkte des Biener Busch (siehe Abb. 3.24) zeigen die geringste Dynamik im Vergleich der Gebiete, die Bestände sind recht stabil. So bleiben auch die Aufnahmen der verschiedenen Jahre von ein und derselben Fläche stets die Gruppen größter floristischer Ähnlichkeit.

Links stehen die Spergulo-Corynephoretum- (rot) und die sehr trockenen und offenen Punkte (BC 4/5, BD 8/9 und BH 11/12). Nach rechts setzen sich die feuchtesten Punkte (grün) ab, die direkt an der Ems (BB6, BC8) oder die sehr tief in einer Senke liegen (BC7).

Außerdem setzt sich die Gruppe der Punkte im ehemaligen Ackerbereich (braun) (BI und BJ) klar ab.

Der Bereich der Hammer Schleife (siehe Abb. 3.25) ist der heterogenste unter den drei Untersuchungsgebieten.

Die erste Ordinationsachse in Abb. 3.25 korreliert wiederum mit der Trockenheit bzw. Magerkeit. Die zweite Achse kann als Sukzessionsachse mit aufwärts jünger werdenden Stadien interpretiert werden.

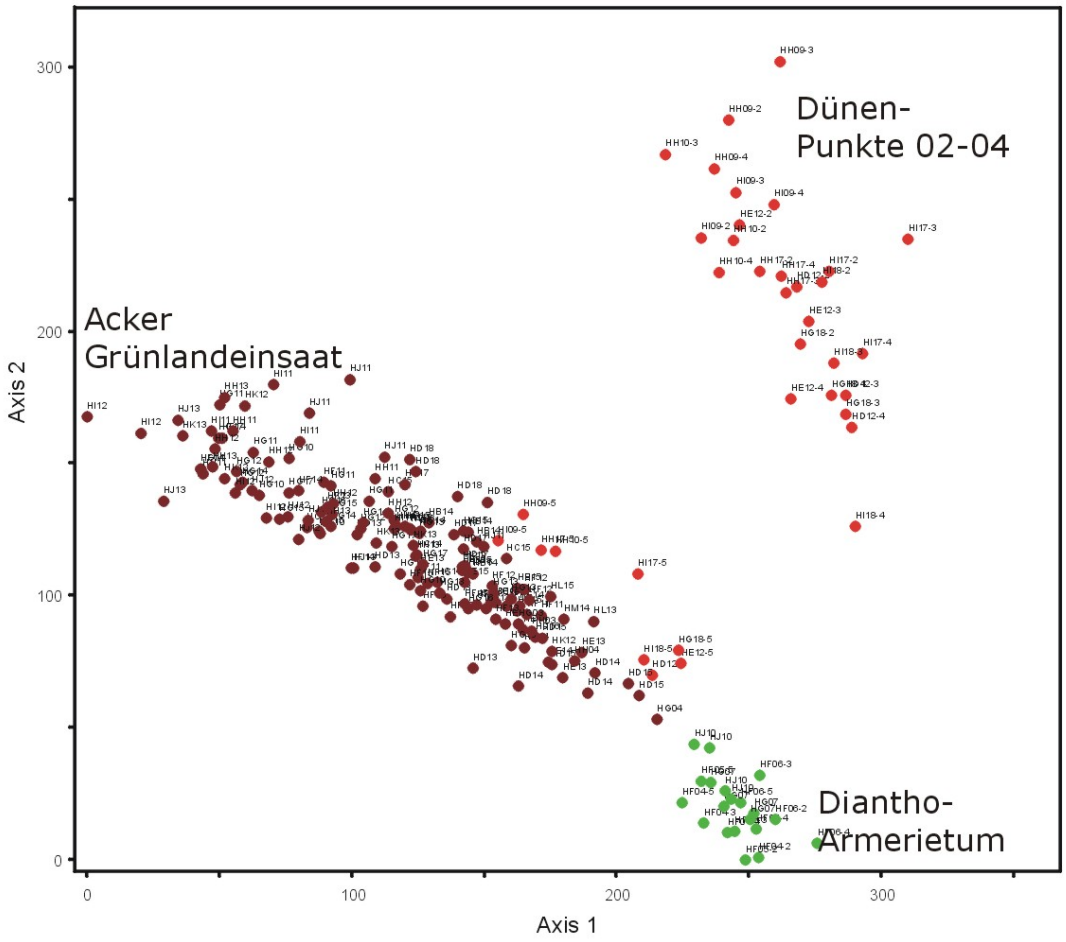

Abb. 3.25: DCA der Rasterpunkt-Aufnahmen 2002-2005 an der Hammer Schleife, downweighted rare species, rescaled axes, eigenvalues 1: 0,344; 2: 0,236; 3: 0,109.

Die ordinierten Aufnahmen 2002-2004 der Punkte auf den Neodünen (rot) stehen abgesetzt oben rechts. Mit fortschreitender Konsolidierung allerdings treten die Aufnahmen 2005 in die Punktwolke der Gesamtfläche (braun) ein. Die Punkte sind den Referenzflächen bei den Grundaufnahmen vergleichbar, sie sind nicht inokuliert.

Von der Punktwolke unten lässt sich die Gruppe der Punkte, die im Leitbildbestand Diantho-Armerietum liegen (grün), abscheiden. Neben diesen Leitbild-Punkten, die unmittelbar bei den Diantho-Armerietum-Exclosures liegen, steht hier der Punkt HJ 10, der auf der Altdüne, ebenfalls in einer Heidenelkenflur lokalisiert ist und auch einen Leitbildbestand abbildet.

Das andere Ende der Wolke gehört zu den Punkten des Ostteils der Hammer Schleife, die ehemalige Ackerflächen mit jahreszeitlich sehr später LÖBF-Einsaat (siehe Tab. 3.1, Kap. 3.2.5) beschreiben.

Die Wester Schleife (Abb. 3.26) unterscheidet sich in zweierlei Hinsicht von der Hammer Schleife: Einerseits liegt das gesamte Gelände höher als die Hammer Schleife und ist somit trockener. Andererseits herrscht hier größere Dynamik, vermutlich aufgrund der besser angepassten Beweidung und der oben erwähnten Trockenheit und Magerkeit des Substrates.

Auch hier beschreibt die erste Achse die Feuchtigkeit der Flächen.

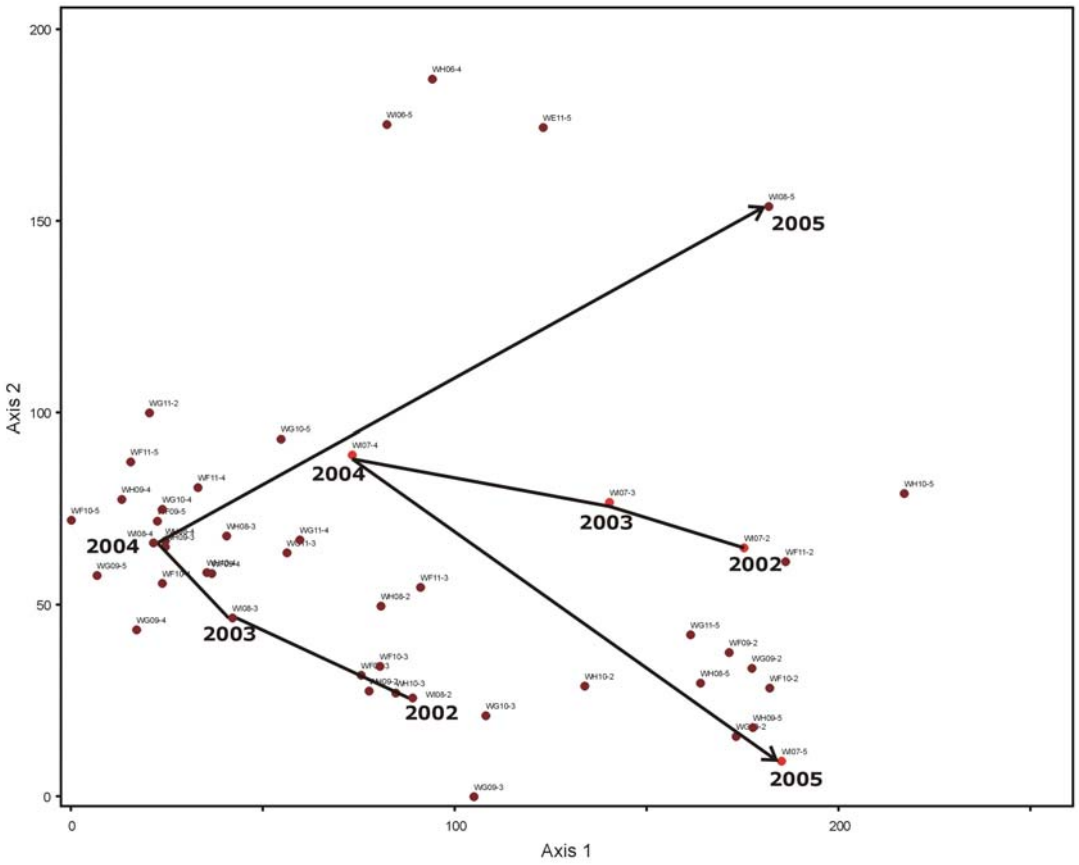

Abb. 3.26: DCA der Raster-Aufnahmen 2002-2005 an der Wester Schleife, downweighted rare species, rescaled axes, eigenvalues 1: 0,271; 2: 0,148; 3: 0,071, roter Punkt: Neodüne

In Abb. 3.26 sind beispielhaft für zwei benachbarte Punkte auf und neben der neu gestalteten Düne Zeittrajektorien abgebildet. In den Jahren 2002-2004 fand ein Drift der Aufnahmen hin zu den Beständen des Biener Busch statt (siehe Abb. 3.23). Im Jahr 2005 differenzieren sich die Flächen nun voneinander und zeigen teils regressive Tendenzen.

Einige Leitarten konnten auch auf Rasterpunkten der Restitutionsbereiche „Hammer“ und „Wester Schleife“ festgestellt werden. *Galium verum* und *Ranunculus bulbosus* fanden sich auf beiden Schleifen.

Auf den offenen „Sand-Punkten“ des Restitutionsbereiches standen *Aira caryophyllea, Aira praecox, Cerastium semidecandrum, Teesdalia nudicaulis* (sehr selten) und juvenile Individuen von *Cytisus scoparius.*

Ausschließlich auf der „Wester Schleife“ konnten *Anthoxantum aristatum* und *Scleranthus annuus* nachgewiesen werden.

3.3.3 Beweidung

Der Beweidungseinfluss hat noch nicht die floristische Zusammensetzung der Flächen verändert (vgl. Kap. 3.3.2.2), führte aber bereits zu strukturellen Veränderungen durch bevorzugt befressene Arten und Muster in der Raumnutzung (Fraß und Faecesdeposition). Auch die dynamiserende Wirkung des Tritts ist bereits zu beobachten (siehe Abb. 3.27 und Abb. 3.28).

Abb. 3.27: Mit Pflanzenmaterial des Spergulo-Corynephoretum beimpfte „Neo-Düne“ an der „Wester Schleife“; linke Seite beweideter Bereich, rechts unbeweidet (21.08.2003).

Abb. 3.28: Foto des Zaunverlaufes auf der „Wester Schleife“, Spergulo-Corynephoretum-Bereich, links beweidet, rechts unbeweidet (21.08.2003)

Die Fotos zeigen deutlich die öffnende Wirkung der Trittsiegel auf den Rohböden der Neodünen im Bereich der Spergulo-Corynephoretum-Entwicklungsflächen. In der unbeweideten Fläche innerhalb des Zaunes fehlt dieser Einfluss, hier beginnt bereits die Bodenbildung der sich konsolidierenden Sande.

Abb. 3.29: Foto des Zaunverlaufes auf der „Wester Schleife“, Diantho-Armerietum-Bereich, vorn beweidet, hinten unbeweidet (21.08.2003)

Im Bereich des neuen Dünenfußes (Diantho-Armerietum) findet man ebenfalls die öffnende Wirkung der Trittsiegel. Hier wird aber vorrangig die Fraßwirkung anhand der niedrigeren Vegetationshöhe und der geringeren Phytomasse deutlich (siehe Abb.3.29).

3.3.3.1 Fraßpräferenzen

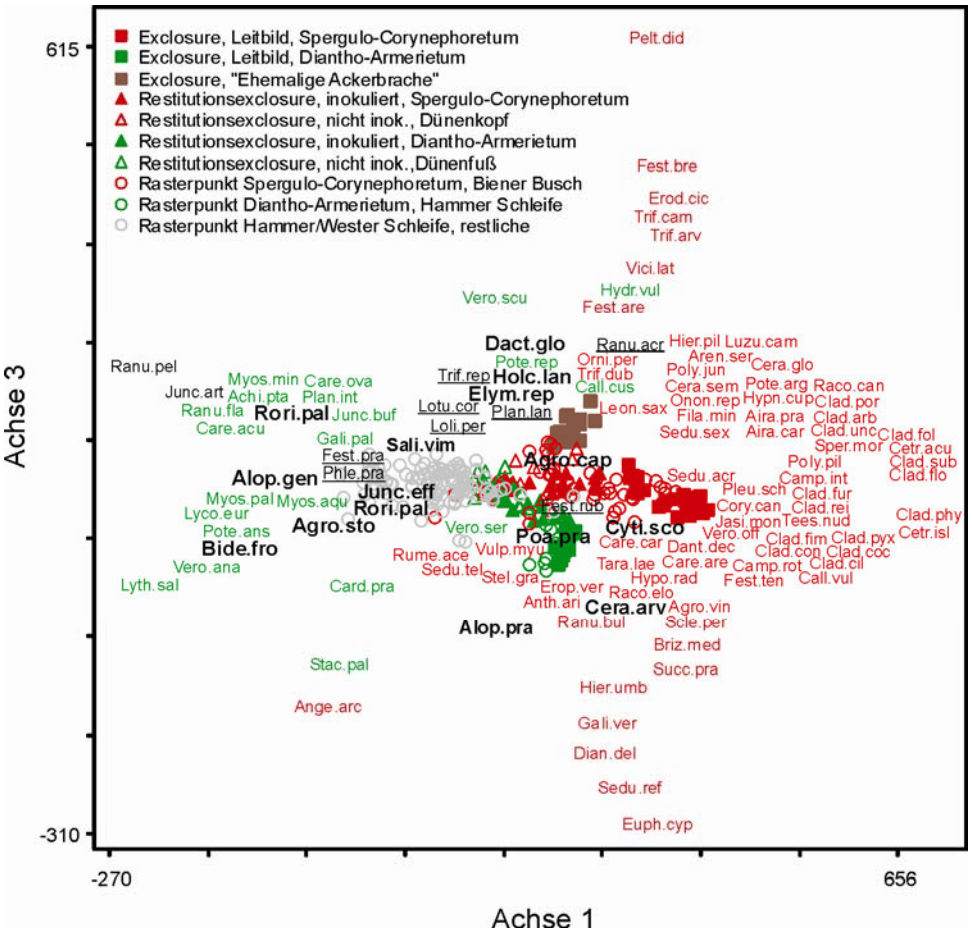

Abb. 3.30: DCA der Vegetation der Rasterpunkte und Exclosureflächen (einschließlich Referenzflächen) im Jahr 2003 im Gebiet „Hammer Schleife“: Rot: Leitarten der Sandvegetation, Grün: Leitarten des Feuchtgrünlandes, Unterstrichen: wichtige Frischwiesenarten. Fett gekennzeichnet sind die Hauptfraßarten im Jahr 2003. Cor = Spergulo-Corynephoretum, Di-Ar: Diantho-Armerietum. Der Begriff „Exlosure“ beinhaltet jeweils die Flächenpaare: Weideausschlussfläche und beweidete Fläche. 132 Taxa, die in der Ordination Berücksichtigung fanden, wurden wegen fehlender diagnostischer Bedeutung im Diagramm nicht dargestellt. Die Liste der Abkürzungen steht im Anhang.

DCA: downweighting rare species, axes rescaled; 26 Segmente, Eigenwerte: Achse 1: 0,50, Achse 2: 0,16, Achse 3: 0,11.

Abb. 3.30 zeigt die in dem DCA-Ordinationsdiagramm auf der Basis der Vegetationsaufnahmen dargestellte Verteilung der einzelnen Untersuchungsflächen und Pflanzenarten. Fett gekennzeichnet sind die hauptsächlich im Jahr 2003 gefressenen Pflanzenarten. Bevorzugt gefressen wurden im Jahr 2003 vor allem Frischwiesen- und Bidention-Arten. Eine besonders große Rolle spielen *Agrostis capillaris*, *A. stolonifera*, *Alopecurus geniculatus*, *A. pratensis*, *Bidens frondosa*, *Cerastium arvense*, *Dactylis glomerata*, *Elymus repens*, *Holcus lanatus*, *Juncus effusus*, *Poa pratensis*, *Rorippa palustris* u.a. Die Leitarten der Sandtrockenrasen wurden entweder weniger befressen oder gemieden. So fanden sich z.B. im Spergulo-Corynephoretum von den Rindern herausgezogene, jedoch nicht gefressene *Corynephorus*-Büschel.

3.3.3.2 Raumnutzung und Besatzdichte der Weidetiere

Abb. 3.31 zeigt die Fraßintensitäten der Rinder im Leitbildgebiet „Biener Busch“, Abb. 3.32 im Restitutionsgebiet „Hammer Schleife“ und Abb. 3.33 im Restitutionsgebiet „Wester Schleife“.

Abb. 3.31: Fraßintensitäten der Rinder im Naturschutzgebiet „Sandtrockenrasen am Biener Busch“ in der 44. Kalenderwoche der Jahre 2002 (linke Seite jedes Kästchens) und 2003 (rechte Seite) nach einem 6-teiligen Schlüssel (STROH et al. 2002): Fraßintensität 0 = 0 %, 1 = 1-5 %, 2 = 6-25 %, 3 = 26 – 50 %, 4 = 51- 75 %, 5 = 76-99, 6 = 100 %). Farbcode: Fraßintensität 0, 1 = ohne Farbe; 2 = Grün; 3 = Gelb; 4 = Orange; 5, 6 = Rot. Die Karte ist eingenordet. Grundlage: CIR-Luftbild 2003, BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution“

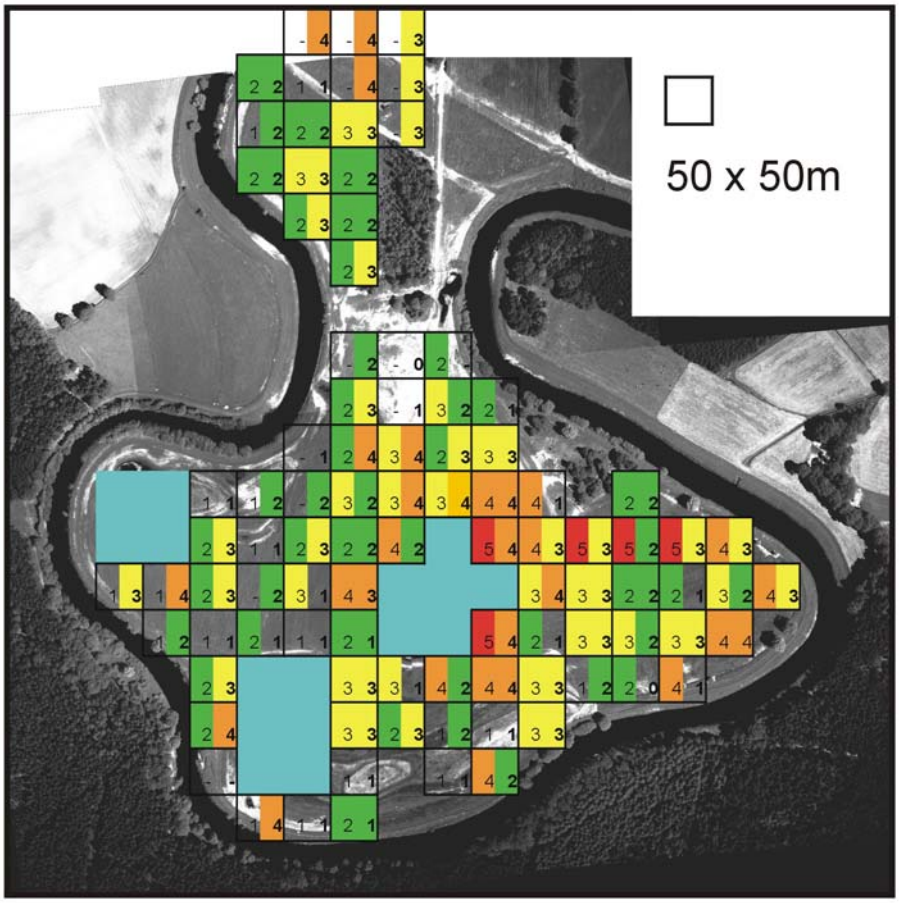

Abb. 3.32: Fraßintensitäten der Rinder im Restitutionsgebiet „Hammer Schleife“ in den Jahren 2002 und 2003 (weitere Angaben s. Legende zu Abb. 3.31). Grundlage: CIR-Luftbild 2003, BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution“

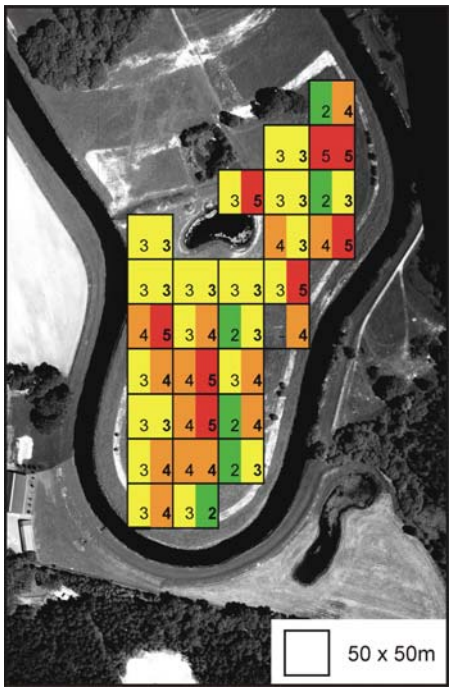

Abb. 3.33: Fraßintensitäten der Rinder im Restitutionsgebiet „Wester Schleife“ in den Jahren 2002 und 2003 (weitere Angaben s. Legende zu Abb. 3.31). Grundlage: CIR-Luftbild 2003, BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution“

Die Fraßintensität der Rinder koinzidiert mit der Höhe der mittleren qualitativen Feuchtezahl (nach ELLENBERG et al. 1992) der Vegetation der Rasterpunkt-Flächen. So liegt z.B. in den Flächen mit der höchsten Fraßintensität im Gebiet „Hammer Schleife“ die mittlere Feuchtezahl bei 6,4 (mittlere Abweichung vom Mittelwert: 0,57) im Gegensatz zum Mittelwert der Gesamtfläche (5,12; mittlere Abweichung 0,55).

Im extremen Trockenjahr 2003 wurde dieser Zusammenhang durch die geringere gebildete Phytomasse noch deutlicher. Trotz ähnlicher Besatzdichte war der Beweidungsdruck wesentlich erhöht. Die Verteilung der Fraßintensitäten verschob sich deutlich in Richtung Kategorie 4 und 5 (vgl. STROH et al. 2004). Im Jahr 2003 wurden im Gebiet „Wester Schleife“ sogar *Corynephorus canescens* und *Carex arenaria* teilweise verbissen. Im Untersuchungsgebiet „Hammer Schleife“ hingegen kam es aufgrund einer Unterbeweidung im Jahr 2003 (0,5 GVE/ha) zu einem nur geringen Beweidungsdruck. Für die weiteren Auswertungen sollen daher die Ergebnisse des Jahres 2002 genutzt werden.

Am Biener Busch lag die Besatzdichte bei 0,7-0,8 Großvieheinheiten/ha. In fast allen Bereichen des Gebietes ließ sich Fraßintensität nachweisen (siehe Abb. 3.31). Ein Schwerpunkt der Fraßintensität liegt aber im Lolio-Cynosuretum und in der Agrostis capillaris-Gesellschaft. Die geringsten Fraßintensitäten fanden sich in der Festuca tenuifolia-Carex arenaria-Gesellschaft, im Spergulo-Corynephoretum und in einem Rubus fruticosus-Dominanzbestand. Die Besatzdichte der Beweidung ist im Gebiet hoch genug, um auch in den Sandtrockenrasen (Flächenanteil: 65 %) eine dynamisierende Wirkung zu entfalten, ohne hier zu großen Fraßdruck zu erzeugen.

Die „Hammer Schleife“ (Abb. 3.32) wurde 2002 mit einer Besatzdichte von 0,6 Großvieheinheiten/ha beweidet. Die Verteilung der Fraßintensität-Stufen (vgl. STROH et al. 2004) entspricht etwa der im Untersuchungsgebiet „Biener Busch“. Das Restitutionsgebiet jedoch ist zu etwa 76 % der Fläche mit Frischwiesen- und Bidention-Gesellschaften bestanden. Daher war der Druck auf die Fläche, insbesondere aber auf die „Neo-Dünen“ zu gering.

Im Restitutionsgebiet „Wester Schleife“ (Abb. 3.33) herrschte ein hoher Beweidungsdruck auf fast allen Flächen; die Besatzdichte betrug 0,9 Großvieheinheiten/ha. Lediglich Bereiche im Südosten der Fläche mit hohem Aufkommen des giftigen *Senecio jacobea* wurden gemieden. Die Rinder nutzten bis auf wenige Bereiche die zur Verfügung stehende Vegetation relativ gleichmäßig. Obwohl der flächenmäßige Anteil der frischeren Vegetation bei 93 % liegt, wird hier die Sandvegetation stärker beweidet.

3.3.3.3 Verteilung der Faecesdeposition

Die Einzelwerte der 40. Kalenderwoche korrelieren gut mit denen der 44. Kalenderwoche (r = 0,85), wobei das arithmetische Mittel einerseits bei 11,64 dm², andererseits bei 17,12 dm² liegt. Auf fast allen Rasterflächen nimmt die Faecesdeckung im Laufe der Beweidung zu. Wenige Ausnahmen sind auf solchen Flächen zu finden, die zum Teil gemäht, zum Teil von stark genutzten Weidepfaden gekreuzt wurden, oder es handelt sich um Flächen mit einem außergewöhnlich hohen Anteil Offenboden.

Die Untersuchung zur Verteilung der Faecesdeckung auf den Rasterpunkten wurde daher mit den Erhebungen aus der 44. Kalenderwoche durchgeführt.

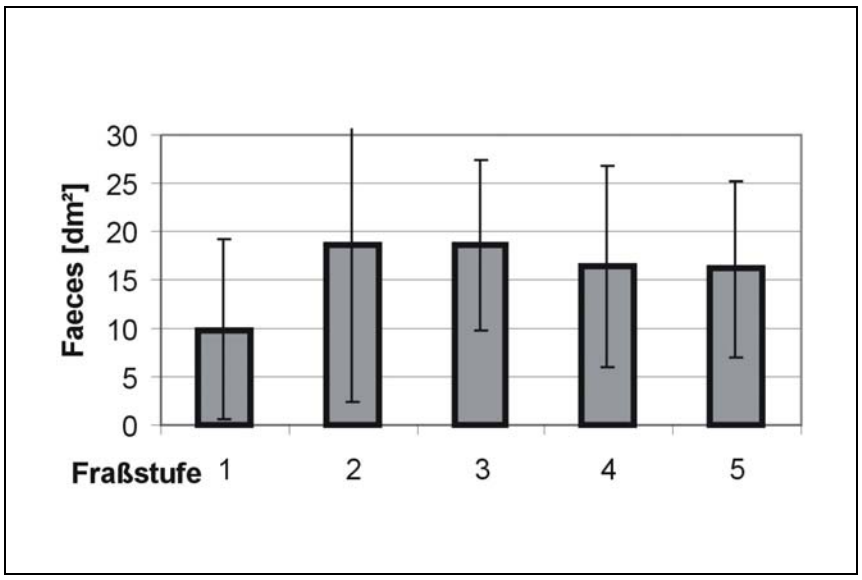

Abb. 3.34: Arithmetisches Mittel der Faecesdeckungen (dm²) der Rasterpunkt-Flächen und Fraßstufen (44. Kalenderwoche 2002); Fehlerbalken = mittlere Abweichung vom Mittelwert. U-Test; p = 0,0061 (Gruppe 1: Fraßstufe 1, n_1 = 22; Gruppe 2 Fraßstufe 2-5, $n_{2 =}$ 120; n_{ges} = 142).

Auf den Rasterpunkt-Flächen, auf denen die Beweidung die Fraßstufe 2-5 erreichte, zeigt sich kein Zusammenhang zwischen Fraßintensität und Faecesdeckung. Die nur schwach befressenen Rasterpunkt-Flächen (Fraßstufe 1) zeigen eine deutlich geringere mittlere Faecesdeckung als diejenigen mit Stufe 2-5. Die Rasterpunkt-Flächen trennen sich somit in zwei unterschiedliche Gruppen auf (U-Test: p = 0,0061) (Abb. 3.34).

3.3.4 Strukturelle Landschaftsentwicklung

Die tief greifenden Veränderungen der Flächen im Rahmen der Restitutionsmaßnahmen bewirkten eine deutliche Erhöhung der Nutzungs- und geomorphologischen Strukturvielfalt. Die Hase trug dazu während der Winterhochwässer von kurzfristig 3,5 m ihren Teil bei, indem sie ausgehend vom Wurzelloch einer entfernten Pappel einen metertiefen Erosionsgraben aushob und das Material als Spülsandfächer über die Fläche spülte.

Die noch im Jahr 2000 zu über 90% intensiv landwirtschaftlich genutzte „Hammer Schleife“ wurde durch die Restitutionsmaßnahmen in eine neue flussnahe Weidelandschaft mit einem standortstypischen Vegetations- und Strukturmosaik umgewandelt. Die Fläche setzte sich 2003 zu 55% aus frischer und feuchter Extensivweide und zu 45% aus reliefierter, strukturreicher Fläche zusammen (STROH et al. 2005).

Heute bietet die Fläche große Strukturvielfalt in Form von Pionierfluren, Feuchtstandorten, Binnendünen und Kleingewässern (siehe Tab. 3.10).

Formation	Code	vor Umgestaltung (in % Fläche)	nach Umgestaltung (in % Fläche)	Entstehung
Mais- / Getreideacker	1	43		anthropogen
Alt-Düne	2	3	3	aeolisch
Gehölze	3	5	5	anthropogen
Wirtschaftsgrünland (frisch)	4	49		anthropogen
Extensivweide (frisch / feucht)	5		55	anthropogen
“Neo-Dünen”	6		10	anthropogen
Spülsandflächen	7		9	fluviatil
Extensivweide (trocken)	8		7	anthropogen
permanente Gewässer	9		5	anthropogen
ephemere Gewässer	10		4	anthropogen
Flutrinnen	11		2	fluviatil

Tab. 3.10: Veränderung der Habitattypen durch die Restitutionsmaßnahmen, Vergleichsanalyse von Color-Infrarot-Luftbildern der „Hammer Schleife“ (Abb.3.35) nach STROH et al. (2005).

Abbildung 3.35 zeigt die unterschiedlichen Struktur- und Nutzungsverhältnisse auf der „Hammer Schleife“ vor (oben) und nach den Restitutionsarbeiten (unten) im Color-Infrarot-Luftbild.

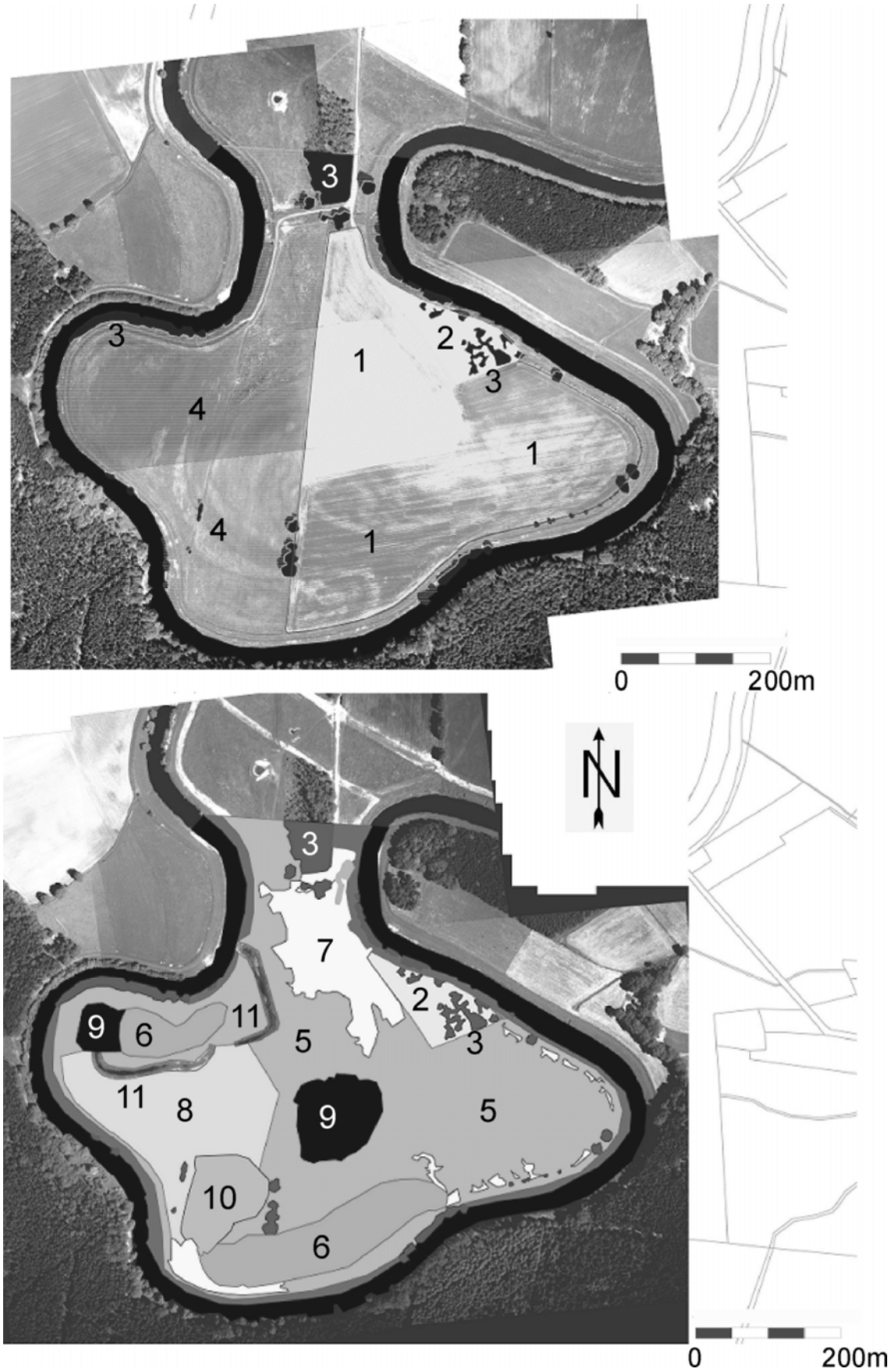

Abb. 3.35: Nutzungstypen und Strukturen im Restitutionsgebiet „Hammer Schleife“; oben vor und unten nach der Umgestaltung (Grundlage: Color-Infrarot-Fotos von 2001 und 2003) nach STROH et al. (2005).

Abb. 3.36 zeigt ein Luftbild der Fläche zu Beginn des Jahres 2003. Gut zu erkennen sind die fluviatilen Spülsandfächer, wo die Hase großzügig an der dynamischen Umgestaltung der Flussschleife mitwirkt.

Abb. 3.36: Großflächige Erosions- und Akkumulationsstrukturen, u.a. Sandfächer, sowie die angelegten Senken und Neo-Dünen auf der „Hammer Schleife“ Anfang 2003, Blickrichtung Nordwest (Foto: Mecklenborg, Haren).

3.4 Diskussion

3.4.1 Entwicklung der Vegetation

Die guten Übertragungsergebnisse belegen, dass eine Restitution von Binnendünen mit standortstypischer Vegetation nach mechanischer Landschaftsmodellierung zur Änderungung der abiotischen Ausgangsfaktoren und Inokulation mit Pflanzenmaterial aus Leitbildflächen gut möglich ist. Dabei ist die Inokulation für alle anhand gemischter linearer Modelle untersuchten Arten der signifikante Effekt.

Die früheren Eingriffe in das Landschaftsbild und die intensive landwirtschaftliche Nutzung des Restitutionsgebietes sind wohl für das Verschwinden autochthoner Diasporenreservoirs im Boden (VAN DER VALK & PEDERSON 1989, PUTWAIN & GILLHAM 1990, JENTSCH 2001) verantwortlich, die ebenso wie der anemochore Ferntransport kein Potenzial zur Regenerierung darstellen. Deshalb müssen andere Wege für eine Restitution gefunden werden. Die Inokulation ist dabei eine gut geeignete Möglichkeit, an diesen geeigneten Standorten die typischen Pflanzenarten erfolgreich zu etablieren, die durch ihr eingeschränktes Ausbreitungspotential und die starke Fragmentierung ihrer Lebensräume das Restitutionsgebiet nicht mehr auf natürliche Weise erreichen können (STROH et al. 2002, STROH & KRATOCHWIL 2004).

Die Verwendung von Mahd- und Rechgut aus Leitbildflächen und die darin enthaltene Diasporenbank gewährleisten, dass sich auch Pflanzengesellschaften etablieren können, die keine persistente Samenbank (sensu THOMPSON & GRIME 1979) aufbauen. Ein Vorteil liegt auch darin, dass besonders große Flächen mit dieser Methode behandelt werden können, wohingegen eine Bodentransplantation (s. z.B. BROWN & BEDFORD 1997; BURKE 1997; BANK et al. 2002) oder im Falle des Diantho-Armerietum eine potentiell mögliche Soden-Übertragung wesentlich aufwendiger und kostenintensiver und auch aus naturschutzfachlicher Sicht nicht tragbar wäre.

Da die Inokulation durch unmittelbar nach den ohnehin verzögerten Erdbauarbeiten einsetzende Hochwässer vom Herbst 2001 in den April 2002 verschoben wurde, sollte die Übertragung von Rechgut diesen blühphänologisch ungünstigen Termin zumindest teilweise durch die Mitnahme von Anteilen der Streuschicht kompensieren. Im Bereich der typischen Ausprägung des Spergulo-Corynephoretum bestand das Inokulationsmaterial zu etwa zwei Dritteln aus Sand der obersten Bodenschicht. Diese Mitnahme von Streu kann auch im Restitutionsexperiment Emsland (siehe auch Kap. 1.4.1.3) positiv bewertet werden, weil so auch Teile der Samenbank auf die Restitutionsflächen übertragen werden.

Dabei ist die Methode in ihrer Wirtschaftlichkeit und der Möglichkeit, sie durch Mechanisierung flächig anzuwenden, anderen Übertragungsarten wie z.B. der Sodenversetzung (BANK et al. 2002) ökonomisch überlegen und außerdem ein geringerer Eingriff im Spendergebiet. Die kombinierte Verwendung von Mahd- und Rechgut aus Leitbildflächen ermöglicht die Übertragung sowohl von Teilen der Diasporenbank, als auch aktueller Diasporen von Pflanzen, die keine persistente Samenbank (THOMPSON & GRIME 1979) aufbauen.

Schon im ersten Jahr hat sich in den Restitutionsflächen dank der Inokulation eine besonders hohe Artendiversität entwickelt, die auch noch 2004 über der der entsprechenden Leitbildflächen liegt, wobei die mittleren Sukzessionsstadien (Diantho-Armerietum) stets artenreicher sind als die frühen (Spergulo-Corynephoretum). TILMAN (1997) interpretiert eine höhere Diversität in Restitutionsflächen als Folge eines wesentlich höheren künstlichen Diasporeninputs als dieser unter natürlichen Bedingungen

möglich wäre. TILMAN (l.c.) geht davon aus, dass eine Artensättigung unter natürlichen Bedingungen nicht oder nur in den wenigsten Fällen vorliegt.

Die anfängliche Situation der hohen Artendiversität in den Restitutionsflächen kann als Transitionsstadium beurteilt werden (siehe auch STROH & KRATOCHWIL 2004). Die Artenzahlen sinken im Verlauf der Untersuchung ab und liegen zuletzt bereits auf dem Niveau der Leitbildflächen. Im Jahr 2005 scheint das erste Stadium, das geprägt war von deutlich höheren Artenzahlen auf den inokulierten Flächen, beendet zu sein.

Abgesehen davon ist die hohe Phytodiversität an sich auch weniger entscheidend für den Restitutionserfolg. Dieser wird in unserem Falle durch die in großer Anzahl etablierten spezifischen Arten des Spergulo-Corynephoretum und Diantho-Armerietum definiert.

Die Inokulation wirkt sich nicht nur direkt durch die eingebrachten Diasporen auf die Entwicklung der Restitutionsflächen aus. Auch die Tendenzen zur Ruderalisierung bleiben in den inokulierten Bereichen geringer als in den sich selbst überlassenen Sukzessionsflächen. Die Werte der Ruderalisierungs-Indices belegen dies deutlich.

Dabei kann der Befund von KIRMER & MAHN (2001), die die schnellere Ruderalisierung unbeweideter, inokulierter Flächen beschreiben, bislang in diesem Gebiet nicht bestätigt werden.

Die Sukzessionsflächen ohne Beimpfung entwickeln sich anders als die beimpften Bereiche. Sie sind vor allem ärmer an Leitarten. Ein mögliches Modell für ihre Entwicklung stellen die ehemaligen Ackerflächen des Biener Busch dar. Dabei handelt es sich um achtjährige Ackerbrachen, die mit kommerziellem Grünland-Saatgut eingesät wurden.

3.4.2 Beweidung

Zahlreiche Untersuchungen zeigen die Veränderungen unter Weideausschluss in der Vegetation auf: Zunahme von Biomasse, Strahlungshaushalt, Nährstoffverfügbarkeit, Veränderung der Phytodiversität und Abundanz (AL-MUFTI et al. 1977, BAKKER 1989; HIK & JEFFEBRIES 1990; PASTOR et al. 1993; RITCHIE et al. 1998; GOUGH & GRACE 1998; SIROTNAK & HUNTLEY 2000). In der vorliegenden Studie konnte nach 4 Jahren Weideausschluss in den Leitbildflächen kaum ein signifikanten Einfluss auf Pflanzenartenzahlen, Artenzusammensetzung oder ihre Deckung nachgewiesen werden (SCHWABE et al. 2004).

Bis die Beweidung die floristische Zusammensetzung der Flächen deutlich beeinflussen kann, wird die momentane lag-Phase vermutlich noch Jahre andauern.

Einzelne Pflanzenarten reagieren aber bereits mit stärkerer Populationsdynamik auf den Weidedruck. *Ceratodon purpureus* und *Festuca filiformis* reagierten in den beweideten Flächen des Spergulo-Corynephoretum mit einer höheren Populationsdynamik als in den unbeweideten. Einzelne Arten (z.B. *Corynephorus canescens, Ceratodon purpureus* und *Brachythecium albicans*) verzeichnen durch Tritt oder Ausreißen einen deutlichen Rückgang in der Vegetationsdeckung, andere (z.B. *Agrostis capillaris* und *Festuca filiformis*) vergrößern ihre Deckung (BAKKER 2003), reagieren auf stärkeren Fraß mit einem kompensatorischen Wachstum und erreichen dann in beweideten Flächen höhere Deckungsgrade als in den Exclosures (LENNARTSON et al. 1998; HUHTA et al. 2000a, 2000b, BELSKY et al. 1993). An den entstehenden offenen Mikro-Standorten finden Arten wie z.B. *Corynephorus canescens* bessere Keimbedingungen als in Beständen mit höherer Vegetationsdeckung (GROSS & WERNER 1982; KLINKHAMER & DE JONG 1988; RUSCH & FERNÀNDEZ-PALACIOS 1995).

Die für den Erhalt früher Sukzessionsstadien notwendige Dynamisierung der Flächen wurde auch durch die Wiedereinführung der Hochwasserdynamik erreicht. Auf den im Untersuchungszeitraum nie überstauten Dünenkuppen kann dieser für die Spergulo-Corynephoretum-Bereiche essentielle Effekt (SCHWABE et al. 2004) durch den Tritt der Weidetiere erzielt werden (siehe Abb. 3.27). So ist die sukzessionsretardierende Wirkung des Tritts als regressiver Effekt wirksam.

Auch im Diantho-Armerietum-Entwicklungsbereich (mittleres Sukzessionsstadium) führt der Tritt in der dichteren Vegetation zu entsprechend kleinräumigerer Lückenbildung (SCHWABE et al. 2004), hier hat aber aufgrund des besseren Angebotes die Fraßwirkung einen höheren Stellenwert als auf den Dünenköpfen (siehe Abb. 3.27 – 3.29).

Die Veränderungen der Vegetationsstruktur zeigen sich sowohl in Form reduzierter „Dichtheit“ und Vegetationshöhe (sensu ZEHM 2004) als auch höherer Heterogenität durch präferenziellen Fraß (HAFEZ et al. 1962) und so stehen bleibender hoher Elemente (z.B. Pflanzenstängel).

Der Vergleich der Fraßintensität in den Gebieten zeigt auf der „Hammer Schleife“ zu geringe Besatzdichten (0,5-0,6 Großvieheinheiten/ha) bei dem dort hohen Anteil von frischeren Standorten (76 %). Diese Unterbeweidung führt dazu, dass weniger produktive Standorte mit Sandrasen-Vegetation weitgehend gemieden werden. Aber auch der Beweidungsdruck auf die frischeren Bereiche war zu gering. Große Teile der „Hammer Schleife“ mussten gemäht werden, da die hohe Vegetation von den Rindern nicht mehr genutzt werden konnte.

Das Beispiel „Wester Schleife“ belegt bei ähnlichen Rahmenbedingungen (93 % frischere Standorte), dass eine wesentlich gleichmäßigere Beweidung aller Vegetationstypen bei einer Besatzdichte von etwa 0,9 Großvieheinheiten/ha erreicht werden kann. In Gebieten

mit einem hohen Anteil von Sandtrockenrasen (65 %) (Beispiel „Biener Busch“) reicht eine Besatzdichte von 0,7-0,8 Großvieheinheiten/ha für eine gleichmäßige Beweidung aller Standorte aus.

Der Weidedruck liegt im Gebiet hauptsächlich auf den frischeren Standorte (siehe auch BAKKER 2003), was zu einer Schonung der Leitarten der Binnendünen-Komplexe führt und so die Restitutionsmaßnahme, genauer die langfristige Entwicklung der Vegetation hin zur gesetzten Zielvorstellung unterstützt. Die trockeneren Standorte werden von den Rindern auch als „wellness-Plätze“ aufgesucht, der dort stärkere Wind mindert den Befall mit Blut saugenden Dipteren. Die Witterung, insbesondere die Sonneneinstrahlung beeinflusst ebenfalls die Aufenthaltsorte der Rinder im Gebiet.

Der Weidedruck wird in erster Linie durch den Besatz beeinflusst. Um diesen auch in den Sandrasenflächen des Gebietes ausreichend wirksam dynamisierend zu gestalten, müssen die Anteile frischerer und trockenerer (Sand-) Standorte mit in die Wahl der Besatzdichte einbezogen werden.

Im Untersuchungsgebiet „Wester Schleife“ (über 50 % frischere Standorte) ist in normalen Jahren nur über eine Besatzdichte von 0,9 Großvieheinheiten eine Beweidung der ca. 18 % Sandrasenflächen gewährleistet.

Im sehr trockenen Extremjahr 2003 nahm der Weidedruck bei gleich bleibendem Besatz zu. Dieses Ergebnis entspricht auch den Experimenten von GIBBS et al. (1997).

Es konnte kein Zusammenhang zwischen Fraß und Faecesdeposition festgestellt werden. Die niedrigeren Faeceswerte auf Rasterpunkten der kleinsten Fraß-Stufe bilden keinen kausalen Zusammenhang zwischen Fraßintensität und Faecesdeckung ab.

Für eine langzeitige Erhaltung der Sandtrockenrasen im Gebiet sind dynamisierende Faktoren essentiell wichtig, wie die Sandumlagerungen durch die winterlichen Hochwässer und Dünenbildungen (MIDDLETON 1999; STROH et al. 2005). Dies gilt besonders für das Spergulo-Corynephoretum typicum. In Beständen mit größerer Vegetationsdeckung (Spergulo-Corynephoretum cladonietosum, Diantho-Armerietum) ist die Schaffung einer kleinräumigen Lücken-Dynamik durch die Weidetiere für die Etablierung zahlreicher Pflanzenarten essentiell (TROUMBIS 2001, SCHWABE et al. 2004). Eine sukzessionsretardierende Wirkung durch Beweidung betrifft vor allem das Diantho-Armerietum (LONDO 1997, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001).

D Synopsis

In der Pilotstudie (Kap. C1) wurden verschiedene Methoden der Inokulation verglichen. Die Ergebnisse flossen in die Planung für die weiteren Restitutionsversuche ein.

Die kombinierte Mäh- und Rechgutübertragung erwies sich als hocheffizient und gleichzeitig am besten durchführbar bezüglich der nur geringen Intensität des Eingriffes auf der Spenderfläche und damit auch der Wiederholbarkeit. Da die Beweidung alleine im Untersuchungszeitraum nicht geeignet war, die Ruderalisierungstendenzen auf den Flächen gänzlich zu unterdrücken, sollte eine Verbesserung der abiotischen Bedingungen auch bessere Voraussetzungen für den Restitutionserfolg schaffen. Nach den Ergebnissen von SÜß et al. (2004) fokussierten wir unsere Bemühungen auf die Verminderung des Nährstoffgehaltes der Flächen, speziell auf die Senkung des Gehaltes an pflanzenverfügbarem Phosphat-P.

Im Rahmen des Restitutionsversuches Rotböhl (Kap. C2) wurde eine Methode der Oberbodenumlagerung (ohne Abfuhr) entwickelt („top soil inversion“), ohne den Effekt der lokalen Akkumulation von Nährstoffen und unerwünschten Nicht-Zielarten bei herkömmlichen Oberboden-Allokationen (BAKKER 2005), die durch horizontale Umlagerungen nur auf Teilen der Fläche den Oberboden entfernen.

Die Methode des Restitutionsversuches Rotböhl mit der vertikalen Inversion der Bodenmassen fand auch im Emsland (Kap. C3) Anwendung, eingebunden in größere Reliefumgestaltungen.

Nach der experimentellen Bodeninversion am Rotböhl konnten im Emsland Bodenbewegungen von insgesamt 63.000 m³ auf einer Fläche von 37 ha vorgenommen werden. So entstanden nach dem Rückbau der Deiche landschaftliche Reliefstrukturen wie „Neo-Dünen“ und Flutmulden nach historischen Karten.

Während die Pilotstudie auf Experimentalflächen von 25 m² stattfand und die Maßnahmen am Rotböhl auf etwa 2500 m² Gesamtfläche durchgeführt wurden, handelt es sich bei dem Restitutionsversuch Emsland (Kap. C3) um einen Ansatz auf Landschaftsebene, der insgesamt über 70 ha Fläche einbezieht. Hier wurden auch flächenhafte Funktionen wie z.B. das Mosaik aus trockenen Binnendünen und im Winter überstauten Flutmulden berücksichtigt. Außerdem wurde die Gesamtfläche ausgedeicht und so während der Winterhochwässer der natürlichen fluviatilen Dynamik der Hase ausgeliefert. Die bereits entstandenen Spülsandfächer demonstrieren die Wirkung der systemeigenen Kräfte bei der Weiterentwicklung der Restitutionsfläche. Hier wirken zwei dynamisierende Faktoren: im Winter die Flussdynamik, von April bis Oktober die Rinderweide.

1 Abiotik

In der Pilotstudie (Kap. C1) zeigten die Bodenuntersuchungen außerordentlich hohe Gehalte von pflanzenverfügbarem Phosphat-P. Im Emslandversuch (Kap. C3) und am Rotböhl (Kap. C2) lagen die Messungen nach den Erdbauarbeiten ungefähr in der Amplitude der typischen Werte der Leitbildflächen. Die stark erhöhten Werte im Restitutionsversuch Seeheim-Jugenheim koinzidieren mit stark erhöhten Werten des qualitativen Ruderalisierungs-Index (siehe Abb. D1).

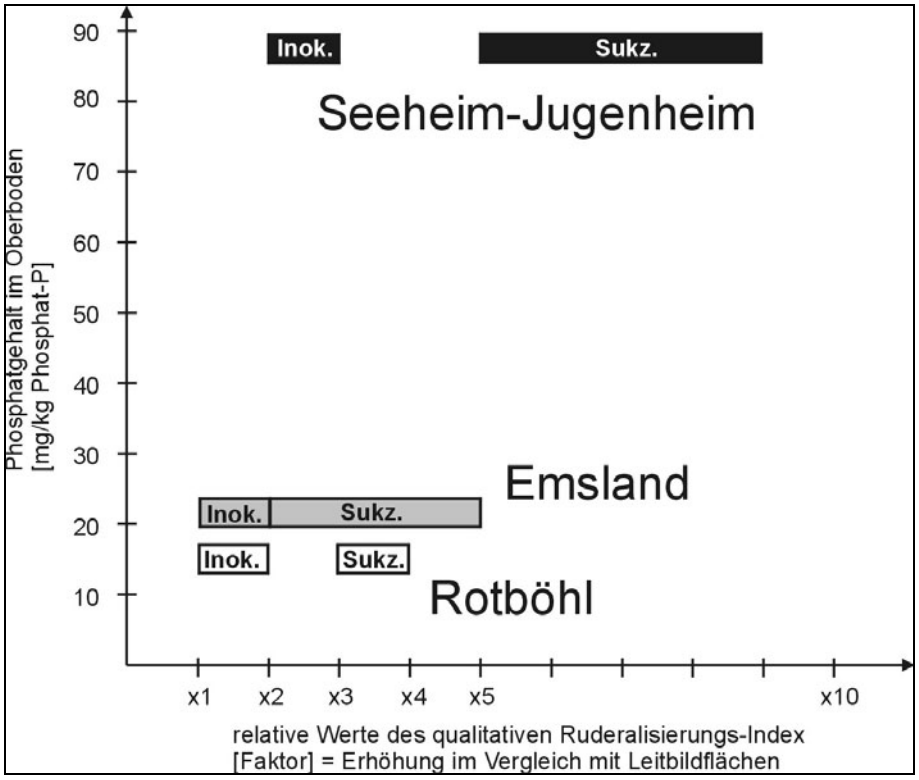

Abb D1: Vergleich der Gebiete hinsichtlich ihres pflanzenverfügbaren Phosphat-P im Boden und dem relativen Grad der Ruderalisierung im vierten Jahr der Untersuchungen; die Rahmen umfassen den Bereich, in dem sich die ermittelten Indexwerte bewegen. (Inok.: inokulierte Flächen; Sukz.: nicht inokulierte Flächen)

Der hohe Gehalt an Phosphat-P im Boden fördert das ruderale Potenzial in den Flächen. Für die inokulierten Flächen dient der Ruderalisierungs-Index auch als Erfolgskontrolle der Restitution. Schon hier zeigt sich die geringere Tendenz zur Ruderalisierung für die Gebiete mit moderaten Gehalten an Phosphat-P. Besonders klar wird der Zusammenhang bei den nicht beimpften Flächen, wo keine Diasporen von Leitarten eingebracht wurden.

Die Bedeutung der vorbereitenden Erdbauarbeiten wird hier deutlich. Das häufig für die Etablierung von Leitbildgesellschaften ungeeignete Substrat (MARRS 2002) muss für die Wiederherstellung von Gesellschaften früher und mittlerer Sukzessionsstadien entfernt werden.

Da das Phosphat-P als entscheidender Faktor für die Ruderalisierung in Sand-Ökosystemen fungiert (SÜß et al. 2004), muss die Basis für eine erfolgreiche Restitution durch nährstoffmindernde Bodenvorbereitungen geschaffen werden.

2 Biotik

Ein weiterer Schritt der Wiederherstellung ist die Einbringung keimfähiger Diasporen in die Flächen. Das Fehlen autochthoner Samenbanken und die eingeschränkten Fähigkeiten der Leitarten zur Fernausbreitung in Verbindung mit der zunehmenden Fragmentation bestehender Populationen machen eine Inokulation nötig (HÖLZEL & OTTE 2003, STROH et al. 2002).

CSECSERITS & LEDEI (2001) untersuchten in Ungarn die sekundäre Sukzession sandiger Äcker und kamen zu dem Schluss, dass eine Wiederherstellung aus eigener Kraft unter denselben abiotischen und biotischen Gegebenheiten wie vor der Ackernutzung binnen zehn Jahren weitestgehend abgeschlossen sein könnte. Diese hervorragenden Bedingungen liegen in Ländern mit intensiver Landwirtschaft außerordentlich selten und abhängig von der Dauer der Ackernutzung vor.

Eine langjährige Ackernutzung kann in Sand-Ökosystemen den vollständigen Verlust des Leitartenpools im Sinne der Restitution (in Vegetation und Diasporenreservoir im Boden) bedeuten. Da durch die Düngung der Fläche auch abiotisch ungünstige Bedingungen entstehen, hat ein zufälliges Ausbreitungsereignis einer Leitart auf die Fläche eine nur geringe Wahrscheinlichkeit der Etablierung. Diese Ereignisse werden unwahrscheinlicher aufgrund der Tatsache, dass umfangreiche und kostenintensive Wiederherstellungsmaßnahmen zumeist nur in Bereichen von erhöhtem naturschutzfachlichen Interesse durchgeführt werden und gefährdete Lebensräume wie die Kalksandrasen der nördlichen Oberrheinebene schon aufgrund ihrer starken Fragmentation diasporenlimitiert sind.

Die Wiederherstellung geeigneter abiotischer Bedingungen ist daher lediglich Voraussetzung für einen Restitutionserfolg innerhalb einer überschaubaren Zeitspanne, bei entsprechender Gefährdung der Leitbildgesellschaft ist dennoch ein Artentransfer geboten.

So wird auch die floristische Ausstattung initiiert und die Entwicklungsrichtung zu den Leitbildgesellschaften hin gelenkt. Dabei kann die Ruderalisierung den Entwicklungsprozess beeinträchtigen, z.B. durch das Aufkommen klonaler Gräser.

Der unnatürlich hohe Diasporeninput der Inokulation verbunden mit der ruderal-segetal geprägten Diasporenbank bedingt eine vorübergehend höhere Diversität in den Restitutionsflächen (TILMAN 1997). Die Ruderalisierung ist auf den inokulierten Flächen weniger stark ausgeprägt als auf den nicht inokulierten Bereichen (siehe Abb. D1).

3 Restitutionsmaßnahmen

BRADSHAW (2002) beschreibt schematisch die Verluste von Funktion und/oder Struktur eines Ökosystems und die verschiedenen Wege der Wiederherstellung. Der Weg der Restitution soll hier detailliert betrachtet werden (Abb. D2).

Die Ansätze der Bodeninversion sind gut geeignet, die Bodennährstoffgehalte, insbesondere von Phosphat-P deutlich zu senken. Die Allokation des Oberbodens unter den nährstoffarmen Tiefensand löst Probleme der Verbringung des nährstoff- und Diasporen-reichen Materials. Auf den hier untersuchten, vormals intensiv ackerbaulich genutzten Flächen ist mit einer Erholung aus eigener Kraft nicht zu rechnen (siehe auch JENTSCH & BEYSCHLAG 2003), da die Verbesserung des Nährstoffstatus ausbleibt und die Gebiete aufgrund ihrer Genese keine geeigneten, autochthonen Diasporenbanken mehr besitzen. Ohne Maßnahmen ist der Weg der Sukzession vorgezeichnet, wie ihn SCHMIDT (z.B. 1998) für mitteleuropäische Äcker beschreibt. Die dauerhafte Bindung des Phosphat-P lässt auf unbestimmte Zeit keine Aushagerung ohne Eingriffe wie die Inversion der Bodenmassen zu.

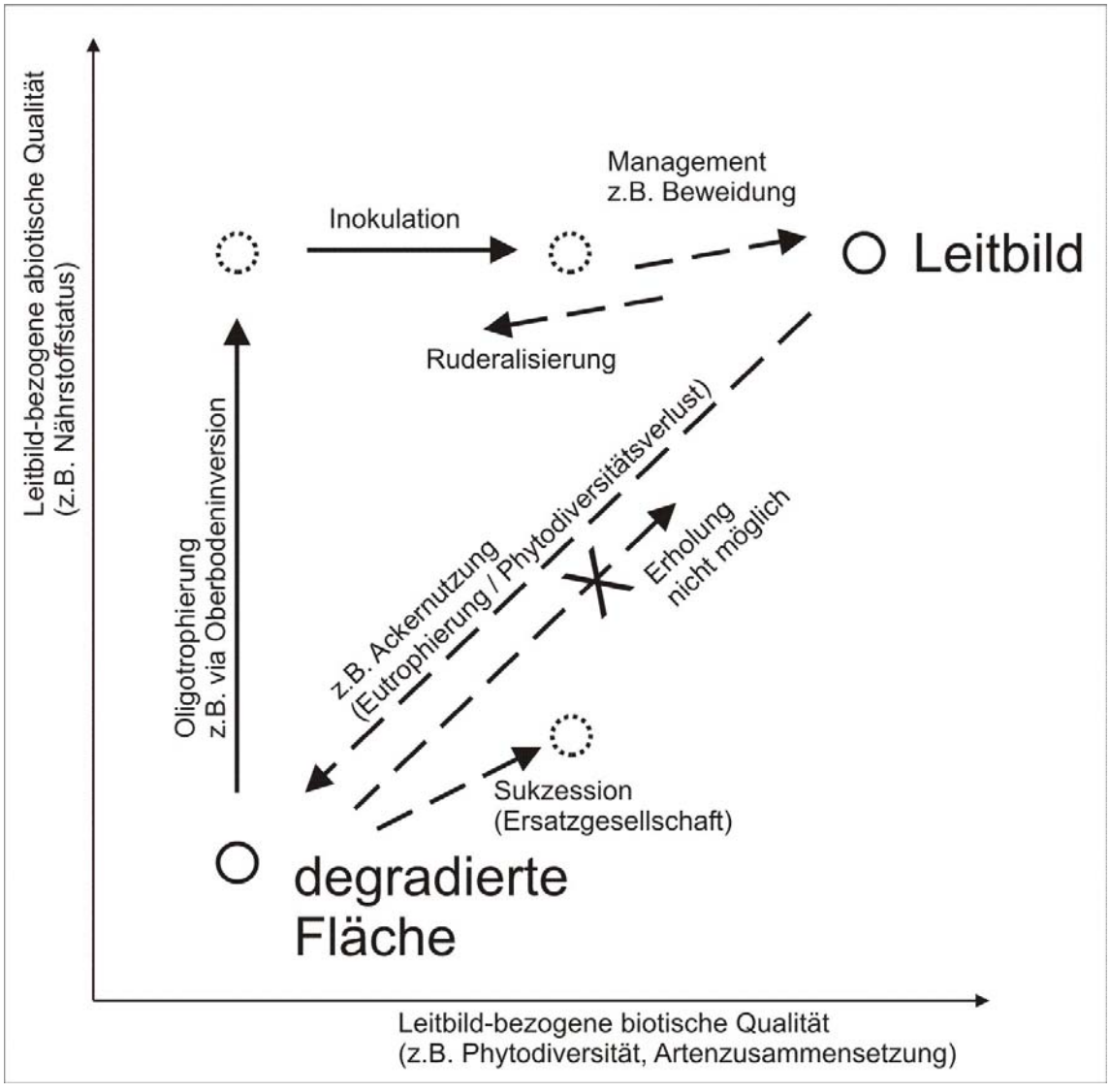

Abb D2: Schematische Übersicht über die Restitutionsmaßnahmen

Die Verminderung der Boden-Nährstoffgehalte ist essentiell, kann aber zur Wiederherstellung artenreicher Pflanzengesellschaften allein nicht dienen (BAKKER 2005). Die Fragmentation der Leitbildbestände und die unzureichende Fähigkeit der Zielarten zur Fernausbreitung macht die Inokulation notwendig.

4 Management

Nach dem Anstoß der Entwicklung kann durch angepasste Beweidungssysteme auf Ruderalisierungsprozesse oder das Aufkommen klonaler Gräser reagiert werden (SÜß et al. 2004, ZEHM et al. 2004, STROH et al. 2002, „restorative grazing“). In der vorliegenden Arbeit konnte Beweidung als geeignete Maßnahmen sowohl zur Minderung der Ruderalisierung, als auch zur Förderung von Leitarten gezeigt werden.

Für eine andauernde Sicherung der an dynamisierende Faktoren gekoppelten Sandtrockenrasen im Gebiet sind dynamisierende Faktoren wie die Beweidung essentiell. Auch neu entstehende Sandumlagerungen aus Systemkräften heraus können dies leisten.

Für eine Beurteilung der Langzeitentwicklung liegen bislang noch keine Erkenntnisse vor. Die Prozesse sollten weiterhin untersucht werden, um auch die langfristige Entwicklung zu verfolgen und entsprechende Modelle zu erarbeiten.

Zusammenfassung

Speziell in Wachstumsregionen und Ballungsräumen herrscht ein stetiger Verbrauch von Natur, der durch konservierenden Naturschutz allein nicht mehr auszugleichen ist. Die Flächenverluste führen zu Fragmentation und damit auch zum Rückgang der Arten- und Lebensraumvielfalt. Neben klassischen, konservierenden Naturschutzstrategien sollten tragfähige Konzepte zur Restitution und Entwicklung dieser Lebensräume erarbeitet werden.

Restitution bedeutet, sowohl gezielt eingesetzte Maßnahmen als auch Systemkräfte in den Wiederherstellungsprozess einzubeziehen. Dabei sollen sowohl die abiotischen als auch die biotischen Funktionen wiederhergestellt werden.

In der vorliegenden Untersuchung wird am Beispiel der Sand-Ökosysteme ein Konzept für die Restitution erarbeitet. Die Untersuchungen konnten in zwei verschiedenen naturräumlichen Einheiten (Darmstädter Sandgebiet und Emsland) und auf verschiedenen räumlichen Skalen durchgeführt werden.

In einer Pilotstudie im Darmstädter Sandgebiet wurden in einem stratifiziert-randomisierten Versuchsdesign inokulierte, beweidete Flächen bzw. nicht-inokulierte beweidete und unbeweidete Vergleichsflächen untersucht. Dieses Gebiet wies mit 87 mg/kg trockener Boden relativ hohe Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphat-P auf; eine Reduzierung dieser Werte war hier nicht möglich. Der Übertragungserfolg der Inokulation variierte in den Ansätzen bereits im ersten Jahr zwischen 60 % und 85 %. In den Folgejahren wurden die Leitbildgesellschaften, die auch als Spenderflächen fungierten, fast vollständig übertragen. Die Untersuchungen zu Diasporenreservoir („seed bank“) im Boden und dem Diasporenniederschlag („seed rain“) belegten das Vorherrschen größtenteils ruderaler Arten. Die Übertragung von Mäh- oder Rechgut zeigte die geringsten Eingriffe in die Bestände der Spendergebiete. Somit können diese mehrfach zur Gewinnung diasporenhaltigen Materials genutzt werden. Der selektive Fraß von Schafen und Eseln konnte die Ruderalisierung dämpfen, aber nicht unterdrücken. Anhand von Ruderalisierungs-Indices, die den Anteil von Zielarten zu Ruderalarten bzw. deren Deckung in Beziehung setzt, konnte dies gezeigt werden.

Die anschließenden Studien wurden stets mit der kombinierten Übertragung von Mäh- und Rechgut durchgeführt.

Die Erfahrungen der Pilotstudie wurden in ein zweites Experiment mit den Faktoren Inokulation und Beweidung eingebracht, das durch Inversion des Bodens die abiotischen Bedingungen optimierte. Die im Oberboden des Ackers gemessenen Gehalte an pflanzenverfügbaren Phosphat-P lagen bei 56 mg/kg trockener Boden und waren damit zwei-bis dreifach höher als auf den Leitbildflächen. Der Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphat-P lag nach den Erdbauarbeiten bei 15 mg/kg trockener Boden und damit in der Amplitude typischer nicht ruderalisierter Sandrasen im Gebiet. Der neue Oberboden war extrem diasporenarm.

Die Berechnung von Ruderalisierungs-Indices zeigte schon im dritten Jahr der Untersuchung auch auf den nicht inokulierten Flächen relativ geringe Werte (kein ruderales Übergewicht). Diese Werte verdeutlichen, dass die Bodeninversion das Problem der Ruderalisierung mildert. Für eine erfolgreiche Restitution mangelt es hier aber an Leitarten.

Das Feldexperiment Rotböhl wurde mit Eseln beweidet. Die Eselweide wirkte öffnend auf die Vegetation, die Streu wurde reduziert. Esel als Vertreter der Equiden fraßen bevorzugt Gräser.

Während in den ersten beiden Ansätzen stets die Wiederherstellung geeigneter Leitbildgesellschaften als Restitutionsziel definiert wurde, war im Rahmen des Restitutionsexperimentes im Emsland auch die Wiederherstellung landschaftlicher Funktionen Ziel des Versuches. Auf großen Flächen konnten hier zur Verbesserung der abiotischen Bedingungen Bodeninversionen und andere das Relief gestaltende Maßnahmen ausgeführt werden. Um die Entwicklung der Gesamtfläche zu dokumentieren, wurde ein rasterbezogenes, georeferenziertes Netz von Markierungspunkten in allen Flächen als „floristischer Hintergrund“ zur Anbindung der kleinräumigen Untersuchungsflächen eingerichtet.

Die Methode der experimentellen Bodeninversion fand im Restitutionsexperiment Emsland auf großen Flächen Anwendung. Flächen von über 70 ha wurden ausgedeicht. Das Material der Deiche war im Oberboden stark mit Phosphat belastet (94 mg/kg trockener Boden Phosphat-P). Der Kern der Deiche (21 mg/kg) wurde als Deckschicht auf die nach historischen Karten modellierten neu erschaffenen „Neo-Dünen“ gelegt. Sowohl seed bank als auch seed rain waren ruderal dominiert. Die Inokulation wurde mit der Übertragung von Mäh- und Rechgut aus Leitbildflächen durchgeführt.

Im Winter waren jährlich große Teile des Restitutionsgebietes überschwemmt. Von April bis Oktober wurden die Flächen mit Rindern extensiv (0,7 GVE/ha) beweidet. Nur so wird ein ausreichender Weidedruck auch in den Sandrasenflächen des Gebietes dynamisierend wirksam. Auf der „Wester Schleife“ konnte aufgrund des geringen Flächenanteils von Sandrasen (ca. 18 %) deren Beweidung nur durch eine Besatzdichte von 0,9 GVE/ha gewährleistet werden. In sehr trockenen Jahren steigt der Weidedruck bei ähnlicher Besatzdichte wesentlich.

In den Leitbild-Versuchsflächen hat der seit vier Jahren andauernde Weideausschluss kaum auf Artenzahl oder Deckung gewirkt. Einzelne Arten reagieren mit erhöhter Populationsdynamik in beweideten Flächen (z.B. *Ceratodon purpureus*).

Die Ruderalisierungs-Indices zeigen geringere Tendenzen zur Ruderalisierung in den frühen Sukzessionsstadien; dies gilt sowohl für die Leitbilder, als auch für die Restitutionsflächen. Bei letzteren weisen die inokulierten Flächen geringere Ruderalisierungs-Werte als die nicht inokulierten Flächen auf.

Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen ergaben sich insbesondere die folgenden regional übergreifenden Erkenntnisse:

Die invertierenden Erdbauarbeiten waren gut geeignet, um den Phosphatgehalt im Oberboden zu verringern und so nährstoffarme Bedingungen zu restituieren. Der geringere Phosphatgehalt bildete sich in den Werten der Ruderalisierungs-Indices ab.

Die Diasporenbanken von langjährig genutzten Äckern sind nicht geeignet zur Regenerierung der Leitbildgesellschaften. Die Leitarten sind kaum in der Lage, von den zumeist fragmentierten und flächig begrenzten Beständen aus die Restitutionsfläche zu erreichen. Auf den diasporenlimitierten Entwicklungsflächen bedarf es daher der Inokulation als biotisch aufwertender Maßnahme zur Restitution der Leitbildgesellschaften. Der Übertragungserfolg zeigte sich durchgängig im Vorkommen zahlreicher Leitarten.

Die Inokulation wirkte auch unterdrückend auf die Ruderalisierungstendenzen in den Flächen. Die inokulierten Bereiche zeigten in allen Versuchen niedrigere Werte der Ruderalisierungs-Indices.

Die Ruderalisierung und das Aufkommen monodominanter Gräser wird auch durch die Beweidung zurückgedrängt. Die Rinder bevorzugen frischere Standorte, die Schafe reduzieren mit Vorliebe nährstoffreichere und höherwüchsige Teile der Vegetation, die

Esel fressen besonders an Gräsern, verringern gleichzeitig die Streuauflage und vergrößern den Offenbodenanteil auf den beweideten Flächen.

Die Beweidung unterstützte in jedem der inokulierten Restitutionsexperimente die Entwicklung zur Leitbildgesellschaft.

Literaturverzeichnis

Aerts, R., Huiszoon, A., van Oostrum, J. H. A., van de Vijver, C. A. D. M. & Willems, J. H. (1995): The potential for heathland restoration on formerly arable land at a site in Drenthe, the Netherlands. – J. Appl. Ecol. **32** (4): 827-835.

Al-Mufti, M.M., Sydes, C.L., Furness, S.B., Grime, J.P. & Band, S.R. (1977): A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. – J. Ecology **65**: 759-791.

Anderton, N., Cockrum, P.A., Colegate, S.M., Edgar, J.A. & Flower, K. (1999): Assessment of potential for toxicity of *Phalaris* spp. via alkaloid content determination: *P. coerulescens*, a case example. - Phytochemical Analysis **10**, 3: 113-118.

Bakker, E. (2003): Herbivores as mediators of their environment – the impact of large and small species on vegetation dynamics. – Thesis. Wageningen University: 184 pp.

Bakker, J. P. (2005): Vegetation conservation, management and restoration. – In: Maarel, E. (ed): Vegetation Ecology: 309-331. – Blackwell Publ., Oxford.

Bakker, J. P. (1989): Nature Management by Grazing and Cutting. – Kluwer, Dordrecht. 400 pp.

Bakker, J. P., Grootjaans, A. P., Hermy, M. & Poschlod, P. (2000): How to define targets for ecological restoration? – Appl. Veg. Science **3**: 3-6.

Bank, P., Bemmerlein-Lux, F. & Böhmer, H. J. (2002): Übertragung von Sandmagerrasen durch Soden, Diasporenbank oder Heuauftrag? – Naturschutz und Landschaftsplanung **34** (2/3): 60-66.

Barkman, J. J., Doing, H. & Segal, S. (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. - Acta Botanica Neerlandica **13**: 394-419.

Bathon, H. & Wittenberger, G. (1986): Die Naturdenkmale des Kreises Darmstadt-Dieburg, Darmstadt.

Beals, E. W. (1984): Bray-Curtis Ordination. – Adv. Ecol. Res. **14**: 1- 55.

Beijerinck, W. (1976): Zadenatlas der Nederlandse Flora, 2. ed. – Amsterdam.

Belsky, A. J., Carson, W. P., Jensen, C. L. & Fox, G. A. (1993): Overcompensation by plants – herbivore optimization or red herring. - Evolutionary Ecology **7**: 109-121.

Berendse, F., Oomes, M. J. M., Altena, H. J. & Elberse, W. T. (1992): Experiments on the restoration of species-rich meadows in the Netherlands. – Biological Conservation **62**: 59-65.

Berendse, F., Schmitz, M. & de Wisser, W. (1994): Experimental manipulation of succession in heathland ecosystems. - Oecologia **100**: 38-44.

Bergelson, J. (1990): Life after death: site pre-emption by the remains of *Poa annua*. - Ecology **71**: 2157-2165.

Berger-Landefeldt, U. & Sukopp, H. (1965): Zur Synökologie der Sandtrockenrasen, insbesondere der Silbergrasflur. – Verh. Bot. Ver. Brandenburg **102**, 41-98.

Berggren, G. (1969 ff): Atlas of seeds and small fruits of northwest-European plant species with morphological descriptions, Parts 1-3. – Stockholm.

Bertsch, K. (1941): Früchte und Samen. Handbücher der praktischen Vorgeschichtsforschung, Bd. 1. – Stuttgart, 247 pp.

Bobbink, R. & Willems, J. H. (1993): Restoration management of abandoned chalk grassland in the Netherlands. – Biodiversity and Conservation **2**: 616-626.

Boigk, H., Dietz, C., Grahle, H. O., Hoffmann, K., Holsten, W., Kühne, F., Richter, W., Schneekloth, H. & Wagner, R. (1960): Zur Geologie des Emslandes. – Beihefte zum Geologischen Jahrbuch **37**, 419 pp.

Bradshaw, A. (2002): Introduction and Philosophy. – In: Perrow, M. & Davy, A. (eds): Handbook of Ecological Restoration: 3-9. Cambridge University Press, Cambridge.

Brown, M. S. & Molyneux, R. J. (1996): Effects of water and mineral nutrient deficiencies on pyrolizidine alkaloid content of *Senecio vulgaris* flowers. - Science and Food and Agriculture **70**, 2: 209-211.

Brown, S. C. & Bedford, B. L. (1997): Restoration of wetland vegetation with transplanted wetland soil: an experimental study. - Wetlands **17**, 3: 424-437.

Burke, D. J. (1997): Donor wetland soil promotes revegetation in wetland trials. - Restoration & Management Notes **15**, 2: 168-172.

Burrichter, E., Pott, R., Raus, T., & Wittig, R. (1980): Die Hudelandschaft „Borkener Paradies“ im Emstal bei Meppen. – Abhandlungen des Landesmuseum Naturkunde Münster Westfalen **42**, 4: 1-69.

Buttenschøn, J. & Buttenschøn, R. M., (1982): Grazing experiments with cattle and sheep on nutrient poor, acidic grassland and heath. II. Grazing impact. - Natura Jutlandica **21**, 2: 19-27.

Charnov, E. L. (1976): Optimal foraging: the marginal value theorem. – Theor. Pop. Biol. **9**: 129-139.

Clüsener Godt, M. (1989): Statistische Analysen zur Beziehung von Nährelementen in Pflanze und Boden am natürlichen Standort in globaler Hinsicht. – Diss. Bot. **135**: 105 pp.

Csapody, V. (1968): Keimlingsbestimmungsbuch der Dikotyledonen. – Budapest, 286 pp.

Csecserits, A. & Rédei, T. (2001): Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. – Appl. Veg. Science **4**: 63-74.

Davy, A. (2002): Establishment and manipulation of plant communities in terrestrial systems. – In: Perrow, M. & Davy, A. (eds): Handbook of Ecological Restoration: 223-241. Cambridge University Press, Cambridge.

Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologe: Grundlagen und Methoden.- Ulmer, Stuttgart, 683 pp.

Donath, T.W., Hölzel, N. & A. Otte (2003): The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. – Appl. Veg. Science **6**: 13-22.

Drachenfels, O.v. (1996): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen der Biotop- und Ökosystemtypen sowie ihrer Komplexe. Stand Januar 1996. - Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsen **34**: 1-146.

Dupré, C. & Diekmann, M. (2001): Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. - Ecography **24**: 275-286.

Eichberg, C., Storm, C., Kratochwil, A. & Schwabe, A. (2006): A differentiating method for seed bank analysis: validation and application to successional stages of Koelerio-Corynephoretea inland sand vegetation. - Phytocoenologia **14**: 161 – 189.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - 2. Aufl., Scripta Geobotanica **18**. Göttingen, 262 pp.

Finck, P., Riecken, U. & Schroeder, E. (2002): Pasture landscapes and Nature Conservation – new strategies for preservation of open landscapes in Europe. - In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (Eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation: 1-13, Springer, Heidelberg - Berlin - New York.

Gebhardt, S. (2000): Einflüsse von Wollschwein-, Ziegen- und Schafbeweidung auf die Vegetation verschiedener Sand-Ökosysteme. – Diplomarbeit. TU Darmstadt, Fachbereich Biologie: 137 pp.

Gibbs, M. J., Huckle, C. A., Nuthall, R. & Rock, A. J. (1997): Effect of sward surface height on intake and grazing behaviour by lactating Holstein Friesean cows. - Grass and Forage Science **52**: 309-321.

Gough, L. & Grace, J. B. (1989): Herbivore effects on plant species density at varying productivity levels. - Ecology **7**: 1686-1594.

Grime, J. P. (1979): Plant Strategies and Vegetation Processes. - John Wiley, New York, 222 pp.

Gross, K. L. & Werner, P. A. (1982): Colonizing abilities of 'biennial' plant species in relation to ground cover: implications for their distributions in a successional sere. - Ecology **63**: 921-931.

Härdtle, W., Mierwald, U., Behrends, T., Eischeid, I., Garniel, A., Grell, H., Haese, D., Schneider-Frenske, S. & Voigt, N. (2002): Pasture landscapes in germany – progress towards sustainable use of agricultural land. - In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (Eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation: 147-160, Springer, Heidelberg - Berlin - New York.

Häfele, S. (2004): Effekte der Eselbeweidung auf die Vegetation von Sand-Ökosystemen. – Diplomarbeit. TU Darmstadt, Fachbereich Biologie: 84 pp.

Hafez, E. S. E. & Schein, M. W. (1962): The behaviour of cattle. - In: Hafez, E. S. (ed.): The Behaviour of domestic animals: 247-296.

Hanf, M. (1990): Ackerunkräuter Europas mit ihren Keimlingen und Samen. – 3. ed. BLV, München, 496 pp.

Hill, M. O. (1979): DECORANA – A FORTRAN Program for Detrended Correspondence Analysis and Reciprocal Averaging. – Ithaca, NY 14850, 36 pp.

Hik, D. S. & Jefferies, R. L. (1990): Increaeses in the net above-ground primary production of a salt-marsh forage grass: a test of the predictions of the herbivore-optimization model. – J. Ecology **78**: 180-195.

Hölzel, N. & Otte, A. (2003): Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. – Appl. Veg. Science **6**: 131-140.

Huhta, A. P., Hellstrom, K. Rautio, P. & Tuomi, J. (2000a): A test of the compensatory continuum: fertilization increases and below-ground competition decreases the grazing tolerance of tall wormseed mustard (*Erysimum strictum*). - Evolutionary Ecology **14**, 4-6: 353-372.

Huhta, A. P., Lemnartsson, T., Tuomi, J., Rautio, P. & Laine, K. (2000b): Tolerance of *Gentianella campestris* in relation to damage intensity: An interplay between apical dominance and herbivory. - Evolutionary Ecology **14**, 1-6: 373-392.

Huhta, A. P., Rautio, P., Tuomi, J. & Laine, K. (2001): Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow: short-term and predicted long term effects. – J. Veg. Science **12**: 677-686.

Jentsch, A. (2001): The significance of disturbance for vegetation dynamics. A case study in dry acid grasslands. - Dissertation. Univ. Bielefeld: 199 pp.

Jentsch, A. & Beyschlag, W. (2003): Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of central Europe. - Flora **198**: 3-25.

Klinkhamer, P. G. L. & de Jong, T. J. (1988): The importance of small-scale disturbance for seedling establishment in *Cirsium vulgare* and *Cynoglossum officinale*. – J. Ecology **76**: 383-392.

Kirmer, A., Jünger, G. & Tischew, S. (2002): Initiierung von Sandtrockenrasen auf Böschungen im Braunkohlentagebau Goitsche. – Naturschutz und Landschaftsplanung **34** (2/3): 52-59.

Kirmer, A. & Mahn, E.-G. (2001): Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. – Appl. Veg. Science **4**: 19-27.

Kollmann, J. & Goetze, D. (1998): Notes on seed traps in terrestrial plant communities. – Flora **193**: 31-40.

Korneck, D., Schnittler, M., Vollmer, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Deutschlands, Schr.-R. f. Vegetationskunde **28**: 21-187.

Kratochwil, A. & Schwabe, A. (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften: Biozönologie. - Ulmer, Stuttgart, 765 pp.

Krolupper, N. & Schwabe, A. (1998): Ökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet (Südhessen): Allgemeines und Ergebnisse zum Diasporen-Reservoir und -Niederschlag. - Botanik und Naturschutz in Hessen **10**: 9-39.

Lennartson, T., Nilsson, P. & Tuomi, J. (1998): Induction of overcompensation in the field gentian, *Gentianella campestris*. - Ecology **79**, 3: 1061-1072.

Littell, R. C., Milliken, G. A., Stroup, W. W. & Wolfinger, R. D. (2000): SAS System for Mixed Models. - Cary NJ (SAS Institute), 633 pp.

Londo, L. (1997): Natuurontwikkeling. Bosen Natuurbeheer in Nederland, deel 6. - Backhuys Publishers, Leiden, 658 pp.

Marrs, R.H. (2002): Manipulating the chemical environment of the soil. – In: Perrow, M. & Davy, A. (eds): Handbook of Ecological Restoration: 155-183. Cambridge University Press., Cambridge.

Marshall, J. K. (1967): *Corynephorus canescens* (L.) Beauv. – Biological Flora **55**: 207-220.

Middleton, B. (1999): Wetland Restoration, Flood Pulsing, and Disturbance Dynamics. - John Wiley and Sons, New York, 388 pp.

Miller, U. J. & Pfadenhauer, J. (1997): Restoration of calcareous grasslands. Concerning the predictability of the succession by using hay deposit. – Verh. Ges. Ökologie **27**: 155-163.

Muller, F. M. (1978): Seedlings of the north-western European lowland. - Junk Publishers, The Hague, 664 pp.

Muller, S., Dutroit, T., Alard, D. & Grévilliot, F. (1998): Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. – Restoration Ecol. **6** (1): 94-101.

Noy-Meir, I., Gutman, M. & Kaplan, Y. (1989): Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection. – J. Ecology **77**: 290-310.

Ostendorp, J. (2001): Pflanzensoziologische Analyse der Sandtrockenrasen im Emsland. – Diplomarbeit. Universität Osnabrück: 107 pp.

Palmer, M. A., Ambrose, R. F. & Poff, N. L. (1997): Ecological theory and community restoration ecology. – Restoration Ecol. **5** (4): 291-300.

Pastor, J., Dewey, B., Naiman, R. J., McInnes, P. F. & Cohen, Y. (1993): Moose browsing and soil fertility in the boreal forest of Isle Royale National Park. - Ecology **79**: 467-480.

Patzelt, A. (1998): Vegetationsökologische und populationsbiologische Grundlagen für die Etablierung von Magerwiesen in Niedermooren. – Diss. Bot. **297**: 1-154.

Pfadenhauer, J. & Grootjans, A. (1999): Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. – Appl. Veg. Science **2**: 95-106.

Pfadenhauer, J. & Kiehl, K. (2003): Renaturierung von Kalkmagerrasen – ein Überblick. – In: Pfadenhauer, J. & Kiehl, K.: Renaturierung von Kalkmagerrasen Angewandte Landschaftsökologie **55**: 25-38.

Pfister, J. A., Manners, G. D., Gardner, D. R. Price, K. W. & Ralphs, M. H. (1996): Influence of alkaloid concentration on acceptability of tall larkspur (*Delphinium* spp.) to cattle and sheep. – J. Chemical Ecology **22**, 6: 1147-1168.

Pott, R & Hüppe, J. (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. - Abhandlungen Landesmuseum Naturkunde Münster **53**: 1-313.

Putwain, P. D. & Gillham, D. A. (1990): The significance of the dormant viable seed bank in the restoration of heathlands. - Biological Conservation **27**: 1-16.

Rebele, F. & Lehmann, C. (2001): Renaturierung einer Deponie durch spontane und gelenkte Sukzession – Ergebnisse aus 5 Jahren Dauerbeobachtung. – Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Aktuelle Reihe **7**: 121-138. Cottbus.

Remy, D. & U. Menzel (2004): Nährstoffstatus und Phytomasse beweideter und unbeweideter Sandrasen in den Flussauen von Ems und Hase (Emsland, Niedersachsen). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. **17**, H.1: 91-109.

Remy, D. & Zimmermann, K. (2004): Restitution einer extensiven Weidelandschaft im Emsland: Untersuchungsgebiete im BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland". - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. **17**, H.1: 27-38.

Riecken, U., Klein, M. & Schröder, E. (1997): Situation und Perspektiven des extensiven Grünlandes in Deutschland und Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes am Beispiel der Etablierung „halboffener Weidelandschaften". - Schriftenreihe Landschaftsplanung und Naturschutz **54**: 7-23.

Ritchie, M. E., Tilman, D. & Knops, J. M. H. (1998): Herbivore effects on plant and nitrogen dynamics in oak savanna. – Ecology **79**: 165-177.

Rusch, G. & Fernández-Palacios, J.M. (1995): The influence of spatial heterogeneity on regeneration by seed in a limestone grassland. – J. Vegetation Science **6**: 417-426.

Schaefer, M. (2003): Wörterbuch der Ökologie, 4. Auflage - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, 452 pp.

Schmidt, W. (1993): Sukzession und Sukzessionslenkung auf Bracheäckern - Neue Ergebnisse aus einem Dauerflächenversuch. – Scripta Geobotanica **20**: 65-104.

Schmidt, W. (1998): Langfristige Sukzession auf brachliegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen. – Naturschutz u. Landschaftsplanung **30** (8/9): 254-258.

Schwabe, A., Remy, D., Assmann, T., Kratochwil, A., Mährlein, A., Nobis, M., Storm, Ch., Zehm, A., Schlemmer, H., Seuß, R., Bergmann, S., Eichberg, C., Menzel, U., Persigehl, M., Zimmermann, K. & Weinert, M. (2002): Inland Sand Ecosystems: Dynamics and restitution as a consequence of the use of different grazing systems. - In: Redecker, B., Finck, P., Härdtle, W., Riecken, U. & Schröder, E. (eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation: 239-252, Springer, Heidelberg - Berlin - New York.

Schwabe, A., Storm, C., Zeuch, M., Kleine-Weischede, H. & Krolupper, N. (2000): Sand-Ökosysteme in Südhessen: Status quo, jüngste Veränderungen und Folgerungen für Naturschutzmaßnahmen. – Geobotan. Kolloqu. **15**: 25-45. Frankfurt am Main.

Schwabe, A., Zehm, A., Eichberg, C., Stroh, M., Storm, C. & Kratochwil, A. (2004): Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. - Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. **78**: 63-92.

Seedorf, H. H. & Meyer, H. (1992): Landeskunde Niedersachsen – Natur- und Kulturgeschichte eines Bundeslandes, Bd. 1, Historische Grundlagen und naturräumliche Ausstattung. - Wachholtz, Neumünster, 517 pp.

Sirotnak, J. M. & Huntly, N. J. (2000): Direct and indirect effects of herbivores on nitrogen dynamics: voles in riparian areas. - Ecology **81**: 78-87.

Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C. & Schröder, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. - Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz **53**: 1-560.

Storm, C., Herget, I., Kappes, J. & Vormwald, B. (1998): Nährstoffökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet in (teilweise ruderalisierten) Sandpionierfluren und -rasen. – Botanik und Naturschutz in Hessen **10**: 41-85.

Stroh, M. (2000): Vegetationsökologische Untersuchungen zur Restitution von Sandrasen im Landkreis Darmstadt-Dieburg. – Diplomarbeit. TU Darmstadt, Fachbereich Biologie: 51 pp.

Stroh, M., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A. (2002): Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. - Phytocoenologia **32**: 595-625.

Stroh, M., Kratochwil, A. & Schwabe, A. (2004): Fraß- und Raumnutzungseffekte bei Rinderbeweidung in halboffenen Weidelandschaften: Leitbildflächen und Restitutionsgebiete im Emsland (Niedersachsen). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. **17**, H.1: 133-146.

Stroh, M. & Kratochwil, A. (2004): Vegetationsentwicklung von restituierten flussnahen Sand-Ökosystemen und Feuchtgrünland im Vergleich zu Leitbildflächen (Emsland, Niedersachsen). - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Ber. **17**, H.1: 55-68.

Stroh, M., Kratochwil, A., Remy, D., Zimmermann, K. & Schwabe, A. (2005): Rehabilitation of alluvial landscapes along the River Hase (Ems river basin, Germany). – Archiv für Hydrobiologie **155**, 1 – 4: 243 – 260.

Süß, K. (2004): Fraß- und Raumnutzungsverhalten bei sukzessiver Multispecies-Beweidung mit Wiederkäuern (Schafe) und Nicht-Wiederkäuern (Esel) in Sand-

Ökosystemen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? - NNA-Ber. **17**, H.1: 127-132.

Süß, K. (2006): Succession versus grazing: effects on the vegetation of inland sand ecosystems. – Dissertation. TU Darmstadt, Fachbereich Biologie: 160 pp.

Süß,K. & Schwabe,A. (accepted): Sheep versus donkey grazing or mixed treatment: results from a 4-year field experiment in Armerio-Festucetum trachyphyllae sand vegetation. – Phytocoenologia.

Süß,K., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe,A. (2004): Successional traits in inland sand ecosystems: which factors determine the occurrence of the tall grass species Calamagrostis epigejos (L.) Roth and Stipa capillata L.? - Plant Biology **6**: 465-476.

Thompson, K., Bakker, J. P. & Bekker, R. (1997): The soil seed banks of north west Europe: methodology, density and longevity. – Cambridge University Press, Cambridge, 276 pp.

Thompson, K. & Grime, J.P. (1979): Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. – J. Ecology **67**: 893-921.

Tietze, W., Boeseler, K.A., Klink, H.J. & Voppel, G. (eds) (1990): Geographie Deutschlands. Staat – Natur – Wirtschaft. – Stuttgart.

Tilman, D. (1997): Community invisibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. - Ecology **78**: 81-92.

Troumbis, A. (2001): Ecological role of cattle, sheep, and goats. - Encyclopaedia Biodiversity **1**: 651-663.

van der Valk, A. & Pederson, R. L. (1989): Seed Banks and the Management and Restoration of Natural Vegetation. - In: Leck, M. A., Parker, V. T. & Simpson, R. L. (eds.): Ecology of Soil Seed Banks: 329-346. Academic Press, San Diego.

van Diggelen, R., Grootjans, A. P. & Harris, J. A. (2001): Ecological restoration: state of the art or state of the science? – Restoration Ecol. **9** (2): 115-118.

VDLUFA (Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (1991): Methodenbuch. Band 1: Die Untersuchung von Böden. - 4. Auflage. VDLUFA, Darmstadt.

Verhagen, R., Klooker, J., Bakker, J. P. & van Diggelen, R. (2001): Restoration success of low production plant communities on former agricultural soils after top soil removal. – Appl. Veg. Science **4**: 75-82.

Weigelt, A., Steinlein, T., Beyschlag, W. (2005): Competition among three dune species: The impact of water availability on below-ground processes. – Plant Ecology **176**: 57-68.

White, P. S. & Walker, J. L. (1997): Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. – Restoration Ecol. **5** (4): 338-349.

Willems, J. H. (2001): Problems, approaches and results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. – Restoration Ecol. **9** (2): 147-154.

Wilmanns, O. & Sendtko, A. (1995): Sukzessionslinien in Kalkmagerrasen unter besonderer Berücksichtigung der Schwäbischen Alb. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **83**: 257-282.

Wisskirchen, R. & Haeupler, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart, 765 pp.

Zehm, A. (2003): Analyse der vertikalen Vegetationsstruktur: Methodenentwicklung und Beziehungen zu Pflanzengesellscheften, Mikroklima, Beweidung und Heuschrecken-Gemeinschaften. – Dissertation. TU Darmstadt, Fachbereich Biologie: 312 pp.

Zehm, A., Nobis, M. & Schwabe, A. (2003): Multiparameter analysis of vertical vegetation structure based on digital image processing. - Flora **198**: 142-160.

Zehm, A., Süß. K., Eichberg, C & Häfele, S. (2004): Effekte der Beweidung mit Schafen, Eseln und Wollschweinen auf die Vegetation von Sand-Ökosystemen. - In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? - NNA-Ber. **17**: H.1: 111-125.

Anhang 1: Tab. 1.3: Vegetationsaufnahmen Restitutionsexperiment Seeheim-Jugenheim (Pilotstudie)

Anhang 2: Tab. 2.3 Vegetationsaufnahmen Restitutionsexperiment Rotböhl (optimierter Ansatz für basenreiche, subkontinental geprägte Sandfluren)

Anhang 3: Tab. 3.4 Vegetationsaufnahmen Restitutionsexperiment Emsland (optimierter Ansatz für basenarme, subatlantisch geprägte Sandfluren)

Anhang 4: Liste der Abkürzungen zu Abb. 3.30

Liste der Abkürzungen: Achi.pta *Achillea ptarmica*, Agro.cap *Agrostis capillaris*, Agro.sto *Agrostis stolonifera*, Agro.vin *Agrostis vinealis*, Aira.car *Aira caryophyllea*, Aira.pra *Aira praecox*, Alop.gen *Alopecurus geniculatus*, Alop.pra *Alopecurus pratensis*, Ange.arc *Angelica archangelica*, Anth.ari *Anthoxanthum aristatum*, Aren.ser *Arenaria serpyllifolia*, Bide.fro *Bidens frondosa*, Briz.med *Briza media*, Call.cus *Calliergonella cuspidata*, Call.vul *Calluna vulgaris*, Camp.int *Campylopus introflexus*, Camp.rot *Campanula rotundifolia*, Card.pra *Cardamine pratensis*, Care.acu *Carex acutiformis*, Care.are *Carex arenaria*, Care.car *Carex caryophyllea*, Care.ova *Carex ovalis*, Cera.arv *Cerastium arvense*, Cera.glo *Cerastium glomeratum*, Cera.sem *Cerastium semidecandrum*, Cetr.acu *Cetraria aculeata*, Cetr.isl *Cetraria islandica*, Clad.arb *Cladonia arbuscula*, Clad.cil *Cladonia ciliata*, Clad.coc *Cladonia coccifera*, Clad.con *Cladonia coniocraea*, Clad.fim *Cladonia fimbriata*, Clad.flo *Cladonia macilenta* ssp. *floerkeana*, Clad.fol *Cladonia foliacea*, Clad.fur *Cladonia furcata* ssp. *furcata*, Clad.phy *Cladonia phyllophora*, Clad.por *Cladonia portentosa*, Clad.pyx *Cladonia pyxidata* agg., Clad.rei *Cladonia rei*, Clad.sub *Cladonia subulata*, Clad.unc *Cladonia uncialis*, Cory.can *Corynephorus canescens*, Cyti.sco *Cytisus scoparius* juv., Dact.glo *Dactylis glomerata*, Dant.dec *Danthonia decumbens*, Dian.del *Dianthus deltoides*, Elym.rep *Elymus repens*, Erod.cic *Erodium cicutarium*, Erop.ver *Erophila verna*, Euph.cyp *Euphorbia cyparissias*, Fest.are *Festuca arenaria*, Fest.bre *Festuca brevipila*, Fest.pra *Festuca pratensis*, Fest.rub *Festuca rubra*, Fest.ten *Festuca tenuifolia*, Fila.min *Filago minima*, Gali.pal *Galium palustre*, Gali.ver *Galium verum*, Hier.pil *Hieracium pilosella*, Hier.umb *Hieracium umbellatum*, Holc.lan *Holcus lanatus*, Hydr.vul *Hydrocotyle vulgaris*, Hypn.cup *Hypnum cupressiforme* agg., Hypo.rad *Hypochoeris radicata*, Jasi.mon *Jasione montana*, Junc.art *Juncus articulatus*, Junc.buf *Juncus bufonius*, Junc.eff *Juncus effusus*, Leon.sax *Leontodon saxatilis*, Loli.per *Lolium perenne*, Lotu.cor *Lotus corniculatus*, Luzu.cam *Luzula campestris*, Lyco.eur *Lycopus europaeus*, Lyth.sal *Lythrum salicaria*, Myos.aqu *Myosoton aquaticum*, Myos.min *Myosurus minimus*, Myos.pal *Myosotis palustris*, Onon.rep *Ononis repens*, Orni.per *Ornithopus perpusillus*, Pelt.did *Peltigera didactyla*, Phle.pra *Phleum pratense*, Plan.int *Plantago intermedia*, Plan.lan *Plantago lanceolata*, Pleu.sch *Pleurozium schreberi*, Poa.pra *Poa pratensis*, Poly.jun *Polytrichum juniperinum*, Poly.pil *Polytrichum piliferum*, Pote.ans *Potentilla anserina*, Pote.arg *Potentilla argentea*, Pote.rep *Potentilla reptans*, Raco.can *Racomitrium canescens*, Raco.elo *Racomitrium elongatum*, Ranu.acr *Ranunculus acris*, Ranu.bul *Ranunculus bulbosus*, Ranu.fla *Ranunculus flammula*, Ranu.pel *Ranunculus peltatus*, Rori.amp *Rorippa amphibia*, Rori.pal *Rorippa palustris*, Rume.ace *Rumex acetosella*, Sali.vim *Salix viminalis* juv., Scle.per *Scleranthus perennis*, Sedu.acr *Sedum acre*, Sedu.ref *Sedum reflexum*, Sedu.sex *Sedum sexangulare*, Sedu.tel *Sedum telefium*, Sper.mor *Spergula morisonii*, Stac.pal *Stachys palustris*, Stel.gra *Stellaria graminea*, Succ.pra *Succisa pratensis*, Tara.lae *Taraxacum laevigatum*, Tees.nud *Teesdalia nudicaulis*, Trif.arv *Trifolium arvense*, Trif.cam *Trifolium campestre*, Trif.dub *Trifolium dubium*, Trif.rep *Trifolium repens*, Vero.ana *Veronica anagallis-aquatica*, Vero.off *Veronica officinalis*, Vero.scu *Veronica scutellata*, Vero.ser *Veronica serpyllifolia*, Vici.lat *Vicia lathyroides*, Vulp.myu *Vulpia myuros*.

Danksagung

Vielfach zu Dank verpflichtet bin ich meiner Doktormutter, Prof. Dr. Angelika Schwabe-Kratochwil. Ich danke ihr besonders für zahlreiche Anregungen, Diskussionen und Literaturhinweise.

Ich danke Prof. Dr. Stefan Scheu für die Übernahme des Koreferates.

Dr. Christian Storm danke ich für die intensive Betreuung und Hilfe insbesondere bei der Berechnung der gemischten linearen Modelle.

Für die große Hilfe bei der Bearbeitung der Proben des Diasporenniederschlags danke ich Ursula Lebong.

Für erhellende Gespräche danke ich der gesamten Arbeitsgruppe Geobotanik/ Vegetationsökologie der TU Darmstadt, insbesondere Dr. Carsten Eichberg.

Für die Unterstützung bei meinen Untersuchungen im Emsland danke ich Prof. Dr. Anselm Kratochwil und seiner Arbeitsgruppe, insbesondere Dr. Dominique Remy, Axel Tschuschke, Silke Binhold und Birgit Wierspecker. Prof. Dr. Anselm Kratochwil danke ich für zahlreiche Diskussionen und wertvolle Hinweise.

Für die in jeder Hinsicht gute Zusammenarbeit rund um die Beweidung möchte ich mich bei Reiner Stürz vom Landschaftspflegehof Stürz bedanken. Ebenso möchte ich mich bei den Landwirten im Emsland bedanken.

Den Landkreisen Emsland und Darmstadt-Dieburg danke ich für die gute Kooperation und die Erteilung der Betretungsgenehmigungen.

Für finanzielle Unterstützung danke ich dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF, Förder-Nr. 01LN0003) und dem Landkreis Darmstadt-Dieburg.

Rainer Cezanne und Marion Eichler danke ich herzlich für Hilfe bei den Erfassungen der Flechten im Emsland.

Ich danke auch meiner Familie für die nötigen Freiräume, die sie mir ermöglicht haben.

Außerdem möchte ich mich herzlichst bei meiner Frau Salome für die Unterstützung zu jeder Zeit bedanken, ohne die ich die Arbeit wohl nicht hätte fertig stellen können.

Lebenslauf

Name	Michael Stroh
Geburtsdatum	11.07.1971
Geburtsort	Langen / Hessen
2001-2006	Promotion am Institut für Botanik der Technischen Universität Darmstadt, AG Geobotanik/Vegetationsökologie
seit 2004	Koordination des Hauptvorhabens des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Ried und Sand, Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung“ beim Landkreis Darmstadt-Dieburg (Amt für Natur- und Umweltschutz, Kreisstraßen)
2000-2005	Mitarbeit im BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution“ (Sprecherin Prof. Dr. Schwabe-Kratochwil)
2000	Diplom, Technische Universität Darmstadt, Fachbereich Biologie
	Titel der Diplomarbeit: „Vegetationsökologische Untersuchungen zur Restitution von Sandrasen im Landkreis Darmstadt-Dieburg“
1996-2000	Hauptstudium der Biologie an der Technischen Universität Darmstadt; Fächerkombination: Botanik, Ökologie, Geobotanik, Landschaftsplanung
1992-1996	Grundstudium der Biologie an der Technischen Universität Darmstadt
1990	Allgemeine Hochschulreife (Abitur)
1987-1990	Ricarda-Huch-Gymnasium, Dreieich
1983-1987	Gymnasialzweig der Weibelfeldschule, Dreieich

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre hiermit an Eides statt, dass ich die vorliegende Dissertation selbständig und nur mit den angegebenen Hilfsmitteln angefertigt habe.

Ich habe noch keinen Promotionsversuch unternommen.

(Michael Stroh) Darmstadt, den 04.09.2006