©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tuexenia 27: 287–306. Göttingen 2007.

Untersuchungen zur Restitution von Sandtrockenrasen: das Seeheim-Jugenheim-Experiment in Südhessen (1999 bis 2005)

– Michael Stroh, Christian Storm, Angelika Schwabe –

Zusammenfassung

In der vorliegenden Untersuchung werden die Ergebnisse eines Experimentes zur Restitution von Sandtrockenrasen vorgestellt. In einer Pilotstudie im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet, die im Jahre 1998 begann und deren erste Bestandsaufnahme im Jahre 1999 erfolgte, wurden in einem stratifiziert-randomisierten Versuchsdesign inokulierte, beweidete Flächen bzw. nicht-inokulierte beweidete und unbeweidete Vergleichsflächen mit pflanzensoziologischen Aufnahmen dokumentiert. 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. Die Samenbank und der Diasporen-Niederschlag waren nach den Ergebnissen einer Voruntersuchung ruderal geprägt.

In den ersten drei Jahren etablierten sich auf den inokulierten Flächen die Arten der Leitbildgesellschaften (Pionierfluren der *Corynephoretalia* und Bestände des *Allio-Stipetum*), die auch als Donorflächen fungierten (mit 70–76 % der in den Donorflächen vorhandenen Arten). Die Übertragung von Mäh- oder Rechgut zeigte geringste Eingriffe in die Bestände der Spendergebiete. Die Übertragung von Soden ist aufwändiger und beeinträchtigt die Donorflächen in höherem Maße. Die Übertragungsrate bei Sodenversetzung war im ersten Jahr besser als die der Rech-/Mähgut-Inokulation, die Rate der Rech-/Mähgut-Inokulation glich sich jedoch im dritten Jahr an. – Im Laufe des Untersuchungszeitraumes kam es auf den nicht-inokulierten Flächen zu einer Ablösung von kurzlebigen *Stellarietea*- durch mehrjährige *Artemisietea*-Arten; dies korrespondiert mit der Ablösung von kurzlebigen *Koelerio-Corynephoretea*- durch mehrjährige *Festuco-Brometea*-Arten auf den inokulierten Flächen. – Der selektive Fraß von Schafen und Eseln, insbesondere an höherwüchsigen Arten, konnte den Grad der Ruderalisierung senken. Anhand von Ruderalisierungs-Indices, die die Summe bzw. die Deckung von Ruderalarten im Vergleich zu Zielarten in Beziehung setzen, kann dies belegt werden. Der Ansatz „Beweidung ohne Inokulation" führte nicht zur Entwicklung von Beständen, die sich in stärkerem Maße den Leitbildgesellschaften annähern, wenn auch die Dominanz von *Calamagrostis epigejos* hier gemindert wurde.

Die Untersuchungen zeigen die Eignung vor allem der Mahd- und Rechgutübertragung für die Restitution von Sandtrockenrasen. Die Ergebnisse der Modellstudie dienen als Grundlage für größerflächige Ansätze im Rahmen von Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben, z. B. im Landkreis Darmstadt-Dieburg und im Emsland (Niedersachsen). In diesen Projekten wird – wenn möglich – sehr nährstoffarmer Sand verwendet (z. B. Tiefensand).

Abstract: Restoration of dry grasslands on sandy sites: The Seeheim-Jugenheim experiment in southern Hesse, Germany (1999–2005)

In the following study we present results of an experiment aimed at restoring dry grasslands. The study was a pilot project which started in 1998; the first sampling took place in 1999. In a stratified and randomised field experiment on sandy soils in the vicinity of Darmstadt-Dieburg, central Germany, we compared inoculated grazed plots with non-inoculated grazed and ungrazed plots by means of phytosociological relevés. – The study area is characterized by relatively high available phosphate values of 87 mg/kg dry soil; a reduction of these levels was not possible. According to results of another study, seed bank and seed rain were dominated by ruderal species.

High percentages (70–76 %) of the species of the target communities which also served as donor plots (pioneer stages of *Corynephoretalia* and *Allio-Stipetum*) established themselves in the first three years. The transfer of cut material had little destructive effects on the donor plots. Transfer of sods (topsoil removal) was more expensive and destructive for the target areas. Initially, sod transfer was more effective, but after three years the effectiveness of sod transfer and cut material transfer was about the same. – In the course of the studied timeframe short-lived *Stellarietea*-species were replaced by more persistent *Artemisietea*-species on the non-inoculated plots. This was paralleled by the replacement of short-lived *Koelerio-Corynephoretea*- by longer-lived *Festuco-Brometea*-species on the inoculated plots. – The grazing impact of sheep and donkeys and their selective foraging of tall-herb species decreased the

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

degree of ruderalisation. This can be demonstrated by means of ruderalisation indices, connecting the number or cover of target species in relation to ruderal species. The 'grazing without inoculation' treatment did not significantly contribute to the development of target communities. However, this approach reduced grass encroachment by *Calamagrostis epigejos*.

The results demonstrate that transfer of cut material is in particular a suitable method for the restoration of dry grassland on sandy sites. The results of the study serve as a model for broad-scale approaches within the framework of 'Testing and Development' projects, e. g., in the county of Darmstadt-Dieburg and in the Emsland region (Lower Saxony). Nutrient-poor sand is used in these projects (e. g. deep sand layer) where feasible.

Keywords: *Allio-Stipetum*, cut material, inoculation, *Koelerio-Corynephoretea*, ruderalisation index, sheep and donkey grazing, top soil, transfer.

1. Einführung

Sandtrockenrasen gehören durch Überbauung, Änderung der agrarischen Nutzung, Eutrophierung und Habitat-Fragmentierung zu den besonders stark gefährdeten Lebensräumen Mitteleuropas (SSYMANK et al. 1998). Bei Ruderalisierung durch Nährstoffeinträge geht die Entwicklung von Pionierstadien hin zu mittleren Stadien wie beispielsweise *Calamagrostis epigejos*-Stadien; diese Entwicklung kann partiell durch Beweidungsverfahren mit alten Landrassen von Schafen sowie mit Eseln verhindert werden (SÜSS et al. 2004, SÜSS & SCHWABE 2007). Um die Verluste zumindest teilweise zu kompensieren, sind klassische Naturschutzkonzepte nicht ausreichend. Vielmehr sollten Konzepte zur Restauration zerstörter oder degradierter Ökosysteme erarbeitet werden (BRADSHAW 2002). In einem weiteren Sinne wird „ecological restoration" als Prozess definiert, der die „Erholung" degradierter oder zerstörter Ökosysteme zum Ziel hat (SER 2004, HARRIS & VAN DIGGELEN 2006). Wir schlagen vor, im Deutschen den Begriff „**Restitution**" synonym zu „restoration s. l." zu verwenden, da Restauration eher mit historischen Ereignissen bzw. einer Fülle weiterer Bedeutungen verbunden ist. Für eine erfolgreiche Restitution müssen zum einen die abiotischen Standortsbedingungen wiederhergestellt werden (PALMER et al. 1997), zum anderen die standortstypischen Lebensgemeinschaften.

Abiotische Voraussetzungen der Restitution

Der für die Restitution von Sandtrockenrasen wichtige abiotische Faktor ist der Nährstoffstatus des Bodens. Wenn die Restitution von zuvor landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgeht, begünstigen insbesondere die oft hohen Phosphat-Gehalte im Boden die Ruderalisierung der Vegetation (SÜSS et al. 2004); hinzu tritt atmosphärischer N-Eintrag (MARRS 2002). Der notwendige Entzug von Boden-Nährstoffen kann oft nur unzureichend durch Mahd oder Beweidung erreicht werden; das gilt insbesondere für das Phosphat. Die komplette Oberbodenentfernung („top soil removal") kann eine Voraussetzung für die grundlegende Sanierung bilden; für *Calluna*-Heiden beschreiben dies AERTS et al. (1995) und für Ackerböden VERHAGEN et al. (2001).

Biotische Voraussetzungen der Restitution

Degradierte Ökosysteme sind häufig durch das Fehlen von Diasporen der charakteristischen Arten der Leitbild-Gesellschaften gekennzeichnet, da viele Arten keine dauerhaften Diasporenbanken aufbauen (WILLEMS 2001). Im Diasporenniederschlag können nur Zielarten vertreten sein, wenn in unmittelbarer Nähe vitale Bestände der Leitbildgesellschaften vorkommen; auch hier können aber bei ausbreitungsschwachen Arten oft bereits kleinräumig Barrieren bestehen. Aufgrund der zunehmenden Fragmentierung von Sandtrockenrasen fehlen eng benachbarte gut entwickelten Bestände: Restpopulationen der Zielarten sind zu klein und zu weit entfernt, um die Restitutionsflächen besiedeln zu können.

Beide Tatsachen führen dazu, dass eine Restitution der Leitbildgemeinschaften durch die Diasporen-Verfügbarkeit der standortstypischen Arten begrenzt wird („seed limitation").

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Deshalb ist häufig die Inokulation der Restitutionsflächen notwendig, also der Transfer von Diasporen von geeigneten Donorflächen (BAKKER 2005, BAKKER & VAN DIGGELEN 2006). Bei Restitutionsvorhaben in anderen Ökosystemtypen wurden bereits Transfers von Mähgut oder Bodenmaterial sowie direkte Implantationen durchgeführt (z. B. auf Niedermoor- und Feuchtwiesenstandorten: PATZELT 1998, PFADENHAUER & GROOTJANS 1999, HÖLZEL & OTTE 2003; in Trockenrasen: BANK et al. 2002, KIRMER et al. 2002, KIEHL & PFADENHAUER 2007, KIEHL et al. 2006, JESCHKE & KIEHL 2006).

Management

Auch bei günstigen abiotischen und biotischen Voraussetzungen verläuft die Vegetationsentwicklung nicht immer in Richtung auf die Zielgesellschaften. Ein häufiges Problem stellt das Aufkommen oder sogar die Dominanzbildung „unerwünschter" Arten dar, hauptsächlich von Ruderalarten (z. B. WILLEMS 2001, KIRMER & MAHN 2001, BANK et al. 2002). Das Management der Flächen soll daher als Pflege, im besten Fall als Nutzung, die Entwicklung im Sinne der definierten Ziele unterstützen. Beweidung kann zur Steuerung der Sukzession in Richtung einer Regression genutzt werden (MULLER et al. 1998, STROH et al. 2002, STROH 2006); Vegetationsstruktur (ZEHM et al. 2003, ZEHM 2006) und Artenzusammensetzung verändern sich (DUPRÉ & DIEKMANN 2001) im Sinne der Naturschutzziele.

Vor diesem Hintergrund wurde im Jahre 1998 ein Restitutionsexperiment angelegt, das die Möglichkeiten zur Wiederherstellung von Sandtrockenrasen prüfen sollte. Ausgehend von einer ehemaligen Sand- und Bauschuttdeponie sollten die wahrscheinlich ehemals dort vorhandenen Pionierfluren der *Corynephoretalia* und Bestände des *Allio sphaerocephali-Stipetum capillatae* wieder etabliert werden. Dabei war das Ziel, mit gezielten Maßnahmen die Schaffung der biotischen Voraussetzungen durch Inokulation und Beweidung zu verbessern. Die abiotischen Faktoren konnten in diesem Fall nur in geringem Ausmaß beeinflusst werden.
Die Studie sollte folgende Fragen klären:
- Müssen Restitutionsmaßnahmen (Mahd-/Rechgut-, Sodentransfer) ergriffen werden oder etablieren sich die Zielgesellschaften spontan?
- Wie effizient sind verschiedene Methoden zum Eintrag von Diasporen in die Fläche?
- Können die Zielgesellschaften dauerhaft etabliert werden oder kommen Ruderalfluren auf?
- Kann ein angepasstes Weidemanagement die Ruderalisierung mindern oder verhindern?

Über die ersten Jahre der Entwicklung wurde – unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses der Beweidung. – bereits berichtet (STROH et al. 2002, SCHWABE et al. 2004); Nunmehr liegen Ergebnisse von sieben Jahren vor. Über die Fraßpräferenzen der Weidetiere (Schafe, Esel) und zum Stickstoff-Gehalt der gefressenen Pflanzenteile liegen Daten vor, die bereits publiziert wurden (STROH et al. 2002).

2. Untersuchungsgebiet

2.1. Kurze Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

Mit der Freilanduntersuchung wurde im Frühjahr 1999 auf Flächen der Gemeinde Seeheim-Jugenheim begonnen (Landkreis Darmstadt-Dieburg, 20 km südlich von Darmstadt, 120 m ü. NN, 650 mm Jahresniederschlag, 9 °C mittlere Jahrestemperatur) (STROH 2000, STROH et al. 2002).

Die Binnendünen bei Seeheim-Jugenheim liegen im rechtsrheinischen Sandgebiet, dessen basenreiche Sande in der letzten Spät- bis frühen Nacheiszeit abgelagert wurden. Starke Westwinde bliesen die carbonatreichen Fluss-Sedimente aus den Rheinschottern aus und verfrachteten sie über die damals schüttere Vegetation der heutigen Hessischen Rheinebene hin zum Odenwaldrand (AMBOS & KANDLER 1987).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Die umliegende Landschaft setzt sich zusammen aus landwirtschaftlich und forstlich genutzten Bereichen mit Überresten des *Pyrolo-Pinetum* und von Offenland-Sandstandorten (*Corynephoretalia*-Gesellschaften, *Jurineo-Koelerietum glaucae*, *Allio-Stipetum capillatae*) in wenigen hundert Metern Entfernung von der Versuchsfläche. Direkt angrenzend befindet sich ein Dünenfragment mit Arten des *Jurineo-Koelerietum*.

Das Gebiet wurde bis 1998 als Deponiefläche genutzt, zunächst zur Lagerung von Sandaushub einer Baustelle, anschließend für gemischte Materialien von einer Straßenbaustelle. Im März 1998, unmittelbar vor Beginn der Untersuchungen, wurden die Fremdmaterialien weitgehend entfernt und die ursprüngliche Geländeoberfläche wiederhergestellt und planiert. Der Untergrund war stark verdichtet und wies an der Oberfläche noch immer hohe Gehalte an Grobskelett (bis 55 %) auf. Vor der Nutzung als Deponie befanden sich mit hoher Wahrscheinlichkeit auch auf der Experimentalfläche noch Sandtrockenrasen.

2.2. Daten zu Bodensubstrat, Diasporenbank und -Niederschlag

Auf vier Experimentalflächen wurden im Dezember 1999 mit je drei Wiederholungen Proben für Bodenanalysen genommen (0–10 cm Tiefe). Der pH-Wert auf der Fläche betrug 7,4 (in 0,01 mol/l $CaCl_2$-Suspension); das entspricht den Werten der Leitbild- bzw. Donorflächen. Alle folgenden Angaben beziehen sich auf getrocknete (70 °C) Feinerde (< 2 mm): Der Gesamtstickstoffgehalt lag im Mittel bei 0,4 mg/g. Dieser sehr niedrige Wert ist typisch für Pioniergesellschaften der *Koelerio-Corynephoretea* (0,3–0,5 mg/g nach STORM et al. 1998). An mineralischem Stickstoff (Summe aus Ammonium-N und Nitrat-N) wurden 2,4 mg/kg gemessen (im 0,0125 mol/l $CaCl_2$-Bodenextrakt). Dies liegt im Bereich nicht-ruderalisierter Sandrasen (1,0–2,9 mg/kg nach STORM et al. 1998). Der mittlere pflanzenverfügbare Gehalt an Phosphat-P (im Calcium-Acetat-Lactat-Extrakt) von 87 mg/kg war jedoch sehr hoch: für nicht ruderalisierte Sandrasen sind Werte von 8–20 mg/kg typisch (STORM et al. 1998). SÜSS et al. (2004) identifizieren den Phosphatgehalt als einen entscheidenden Faktor für den ruderalisierten Sukzessionspfad in Sandtrockenrasen. Als oberer Grenzwert für die Entwicklung eines *Koelerion*-Bestandes zu einem nicht ruderalisierten *Allio-Stipetum* werden 20 mg/kg Phosphat-P angegeben (SÜSS et al. l. c.).

In Voruntersuchungen wurden das Diasporenreservoir im Boden und der Diasporenniederschlag auf der Restitutionsfläche untersucht (STROH et al. 2002). Im März 1998 konnte neben zwei Flächen der Restitutionsfläche ein angrenzendes Dünenfragment beprobt werden. Im März 1996 war letzteres bereits von KROLUPPER & SCHWABE (1998) untersucht worden, ebenso die Donorfläche des Sodenversetzungsansatzes (DS). Die Diasporengehalte wurden mit der Auflaufmethode nach THOMPSON et al. (1997) und EICHBERG et al. (2006) bestimmt. Die Diasporenbank der Restitutionsflächen ist mit 12 Taxa insgesamt arm an Arten (STROH et al. 2002) und ist durch Ruderalarten wie *Chenopodium album* dominiert. Nur ein einziger Keimling einer Zielart (*Arenaria serpyllifolia*) konnte nachgewiesen werden. – Auch im Diasporenniederschlag fanden sich nach den Voruntersuchungen überwiegend ruderale Arten (Aufbau der Fallen nach KOLLMANN & GÖTZE 1998). Die Nachweise setzten sich zu 75 % aus Diasporen von *Erigeron annuus* und *Conyza canadensis* zusammen. Nur 10 der insgesamt 394 nachgewiesenen Ausbreitungseinheiten stammten von Zielarten (*Vicia lathyroides, Medicago lupulina*).

3. Methoden

3.1. Versuchsdesign und Vorbereitungen

Es wurden 35 Experimentalflächen von je 25 m^2 Größe angelegt, getrennt durch jeweils 5 m breite Pufferstreifen. Die Verteilung der verschiedenen Behandlungen (s. u.) auf die Experimentalflächen erfolgte stratifiziert-randomisiert (STROH et al. 2002: Fig. 1). Durch die Stratifizierung erfolgte eine gleichmäßige Verteilung der Experimentalflächen auf Bereiche mit Bodenverdichtung bzw. mit hohem Grobskelettanteil. Vorbereitend wurde der Boden unmittelbar vor der Beimpfung mit einer Motorfräse 30–40 cm tief gefräst, um die Verdichtung durch den jahrelangen Deponiebetrieb zu mildern. Außerdem wurden *Cirsium arvense* (436 Triebe) und *Robinia pseudoacacia* (58 Jungpflanzen) manuell entfernt.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

3.2. Inokulation und Beweidung

Zur Beimpfung der Experimentalflächen konnte auf verschiedene Weise aus geeigneten Donorflächen (D) diasporenhaltiges Inokulationsmaterial gewonnen werden. Alle Donorflächen liegen im Landkreis Darmstadt-Dieburg; es handelt sich um die „Eisengrube" (Seeheim-Jugenheim) sowie die flächenhaften Naturdenkmale und FFH-Gebiete „Rotböhl" und „Seeheimer Düne"

Im Gebiet „Rotböhl" finden sich sowohl frühe Sukzessionsstadien (*Corynephoretalia*-Stadien, **DMC**), als auch Stadien auf konsolidierteren Sanden, hier dem *Allio-Stipetum* **(DMa)**. In beiden Pflanzengesellschaften wurde zwischen dem 14. und 21.8.1998 Mähgut von je 300 m² Fläche entnommen.

Die „Seeheimer Düne" ist zwar ein räumlich kleines Dünenrelikt, trägt aber *Fumana procumbens*-reiche Bestände des *Jurineo-Koelerietum* und *Allio-Stipetum* und zählt zu den naturschutzfachlich wertvollsten Flächen des Landkreises Darmstadt-Dieburg. Die Mahd wurde in einem randlichen Bereich mit einem Balkenmäher ausgeführt (Schnitthöhe ca. 5 cm, Mähfläche 225 m², **DMA**). Außerdem wurde hier im Zusammenhang mit einer Pflegemaßnahme Rechgut gewonnen (**DR**). Hier sind in *Fumana procumbens*-reichen Beständen des *Allio-Stipetum* am 10.6.1998 pro 25 m²-Restitutionsfläche 10 kg Frischgewicht der Streu- / Kryptogamenschicht übertragen worden.

In der „Eisengrube", die der Restitutionsfläche benachbart liegt, wurden als Inokulationsmaterial ca. 10 cm mächtige Soden abgestochen **(DS)**; 9 m² jeder Empfängerfläche wurden am 30.5.1998 mit den Soden belegt.

Die Restitutionsflächen wurden wie folgt behandelt:

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*-Gesellschaft (Rotböhl)
R (2 Flächen): Rechgut *Fumana procumbens*-reiches *Allio-Stipetum* (Seeheimer Düne).
S (3 Flächen): Soden *Sedum acre-Bromus tectorum*-Gesellschaft, *Corynephoretalia* (Eisengrube)
G (3 Flächen): Beweidete Flächen ohne Inokulation
0 (3 Flächen): Kontrollen, keine Inokulation, unbeweidet (Nullflächen).

Das Mähgut wurde frisch und unzerkleinert in zwei verschiedenen Schichtstärken auf die Flächen aufgetragen. Vier der acht Flächen je Ansatz erhielten eine 5–10 cm starke, etwa 60 % deckende Auflage, die übrigen wurden zu etwa 25 % je 2 cm hoch mit Mähgut belegt. Um die Verwehung des Mähgutes zu verhindern, wurde nach dem Auftragen bis zum April 1999 ein feinmaschiges Netz über die Flächen gespannt. Die Hälfte der Mähgutflächen wurde nach der Inokulation mit gelochter, transparenter Folie („Polydress" Crop advancement foil, 50 µm stark, BP Chemicals) bedeckt. Damit sollten die Keimungsbedingungen verbessert werden (höhere Luftfeuchtigkeit und Temperatur). Die Folie lag vom 01.09.98 bis 29.10.98 über dem Mähgut. Weder die verschieden starke Aufbringung des Mähgutes noch die Folienabdeckung zeigten im späteren Verlauf des Versuchs Unterschiede (STROH 2000, STROH et al 2002). Daher wurden im Folgenden diese Behandlungsvarianten zusammengefasst.

Die Beweidung begann im Juni 1999 und wurde bis zum Jahr 2005 mit Schafen (Skudden, Moorschnucken) als „Stoßbeweidung" durchgeführt. Bei einer Herdengröße von 160–300 Schafen erfolgte die Beweidung 1,5–2 Tage im Frühjahr und im Herbst; im Jahr 2001 fand im Juni zusätzlich eine dreiwöchige Eselbeweidung statt (2 Tiere).

3.3. Zusätzliche Flächen: spontane Sukzession

Seit 1995 befinden sich zwei 25 m² große Dauerbeobachtungsflächen in der Nähe der Ortschaft Malchen (ca. 3,5 km von der Restitutionsfläche entfernt) in einem Monitoring-Programm zur Untersuchung der spontanen Sukzession offener Sandstandorte. Zu Beginn war der Vegetationstyp eine *Sedum acre-Bromus tectorum*-Gesellschaft (*Corynephoretalia*), genau entsprechend der Soden-Donorfläche (DS). Diese Vegetationsaufnahmen (**ss**) wurden in die Auswertung aufgenommen.

3.4. Vegetationsaufnahmen und Auswertung

Die Donorflächen wurden unmittelbar vor der Materialentnahme vegetationskundlich aufgenommen; die Aufnahme der Versuchsflächen erfolgte jedes Jahr. Als Skala diente der Schlüssel von BARKMAN et al. (1964). Die Nomenklatur der Pflanzengesellschaften folgt OBERDORFER et al. (2001), die der Gefäßpflanzen WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998), die der Moose KOPERSKI et al. (2000).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Die Artmächtigkeiten wurden in eine zehnstufige Ordinalskala (0–9) transformiert. Mit dem Programm PC-ORD 4.41 wurden zwei Ordinationen durchgeführt: Um eine Übersicht der Stellung der Experimentalflächen in Relation zu den Dauerflächen und zu den Flächen der spontanen Sukzession zu gewinnen, wurde der Gesamtdatensatz ordiniert. Hierzu haben wir die DCA (detrended correspondence analysis) verwendet, die bei einer Gradientenlänge der 1. Achse von 3,3 SD eine bewährte Methode darstellt (KENT & COKER 1992, EJRNAES 2000). Als Einstellungen wurden: „downweighting of rare species" und „axes rescaled" gewählt.

Um eine Differenzierung der 35 Experimentalflächen vornehmen zu können, wurden in einem zweiten Schritt nur diese ordiniert. Dies wurde mit einer Polaren Ordination (BEALS 1984) durchgeführt (Einstellungen: „BRAY CURTIS distance measure", „original BRAY CURTIS endpoint selection", „Euclidean projection" und „calculation of weighted average species points"). Bei dieser Methode können die Pflanzenarten als gewichtete Mittel der Koordinaten der Probeflächen dargestellt werden. Dadurch ist eine Interpretation der Ordnination der Probeflächen am besten möglich. Bei der DCA hingegen ist die Lage der Spezies oft schwer interpretierbar (HILL & GAUCH 1980, OKSANEN 1987). Hinsichtlich der Lage der Probeflächen führten eine DCA und eine Korrespondenzanalyse (CA) jedoch zu einer sehr ähnlichen Anordnung wie die Polare Ordination.

Um die Entwicklungsrichtung darzustellen, wurden aus den Koordinaten für jede Einzelfläche Mittelwerte für die jeweilige Behandlung / Jahr berechnet und zu Trajektorien verbunden. Die Arten wurden nach dem Schwerpunkt ihres Vorkommens (im weiteren Gebiet und im Literaturvergleich) folgenden pflanzensoziologischen Klassen zugeordnet:

1. *Koelerio-Corynephoretea*, 2. *Festuco-Brometea*, 3. *Stellarietea mediae*, 4. *Artemisietea vulgaris*, 5. *Agropyretea intermedio-repentis* (einschließlich *Calamagrostis epigejos*), 6. *Molinio-Arrhenatheretea*, 7. andere Klassen und Begleitarten. Arten der Gruppen 1 und 2 sind Zielarten, Arten der Gruppen 3, 4 und 5 Ruderalarten.

Auf dieser Gruppierung aufbauend wurden zwei Ruderalisierungs-Indices berechnet:

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 den Deckungswert „2m" wurden 3 % eingesetzt, für „1": 1 %, für „+": 0,3 % und für r: 0,1 %.

Abkürzungen der verschiedenen Flächentypen:

DMA, DMa, DMC, DR, DS Donorflächen (D) der unten genannten Vegetationstypen

MA Gemähtes Material *Allio-Stipetum* (D: Seeheimer Düne)

Ma Gemähtes Material *Allio-Stipetum* a (D: Rotböhl)

MC Gemähtes Material *Corynephoretalia*-Gesellschaft (D: Rotböhl)

R Rechgut *Fumana procumbens*-reiches *Allio-Stipetum* (D: Seeheimer Düne)

S Soden *Sedum acre-Bromus tectorum*-Ges., *Corynephoretalia* (D: Eisengrube)

G Beweidete Flächen ohne Inokulation.

0 Flächen nicht inokuliert, unbeweidet

ss Fläche mit spontaner Sukzession seit 1995, *Sedum acre-Bromus tectorum*-Ges., *Corynephoretalia*

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

4. Ergebnisse

4.1. Ordination aller Flächen

Die Abb. 1 zeigt die Ergebnisse der Ordination aller Flächen, bestehend aus Restitutionsflächen, Donorflächen und den Untersuchungsflächen zur spontanen Sukzession. Während die Ausgangspunkte der Restitutionsflächen bei niedrigen Werten sowohl der 1. als auch der 2. Achse liegen, bilden die *Corynephoretalia*-Donorflächen (DS, DMC) wie auch die Flächen der spontanen Sukzession (ss) eine Gruppe mit hohen Werten der 2. Achse. Als dritte Gruppe ordnen sich die *Allio-Stipetum*-Donorflächen (DMa, DMA, DR) bei hohen Werten der 1. Achse an. Sehr deutlich wird, dass die inokulierten Restitutionsflächen bereits 1999 näher bei ihren jeweiligen Donorflächen liegen als die nicht-inokulierten Flächen und sie sich zudem den Donorflächen in den Folgejahren immer stärker annähern. Die mit *Corynephoretalia*-Mahdgut inokulierten Flächen (MC) trennen sich auf der dritten Achse von den Nullflächen. Die Flächen der spontanen Sukzession (ss) wurden in den untersuchten 10 Jahren mehr und mehr von *Calamagrostis epigejos* dominiert, wenn auch Pionierarten wie z. B. *Helichrysum arenarium* noch vorhanden sind, und eine Beziehung zu den Donorflächen der *Corynephoretalia* besteht.

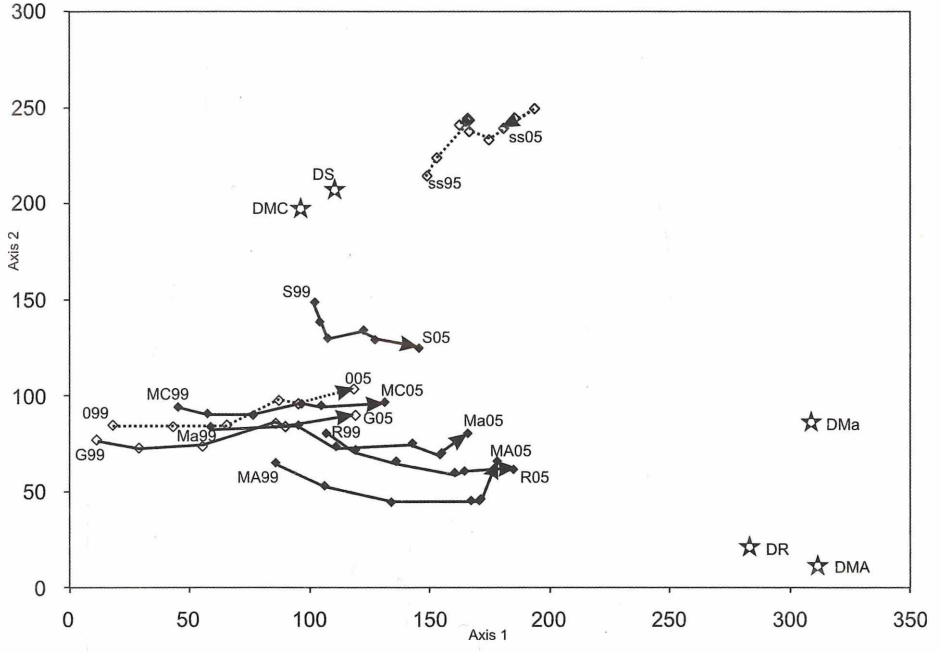
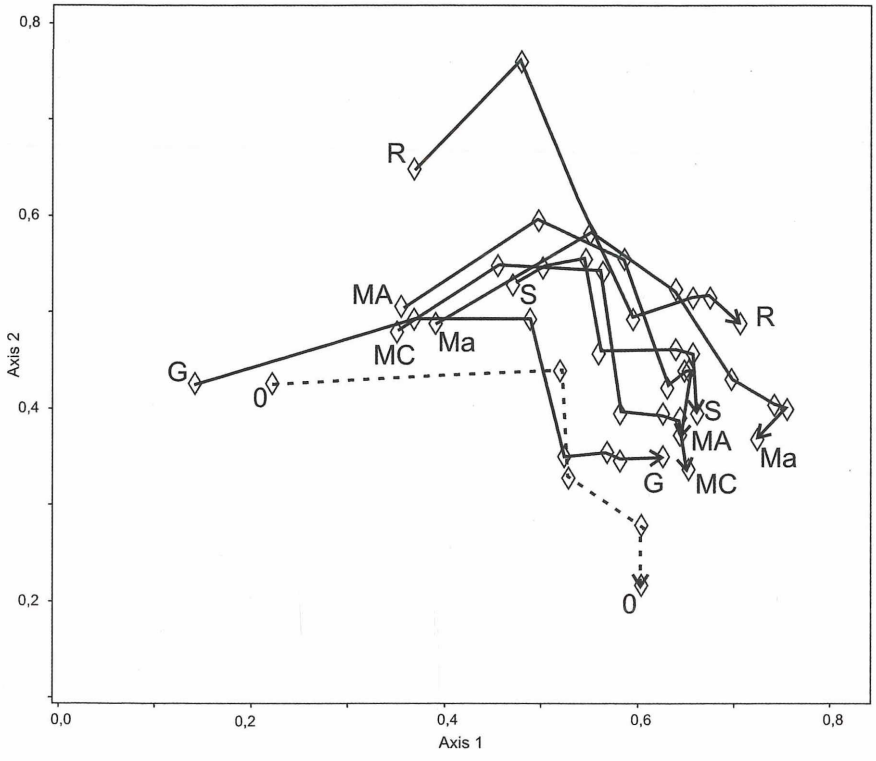


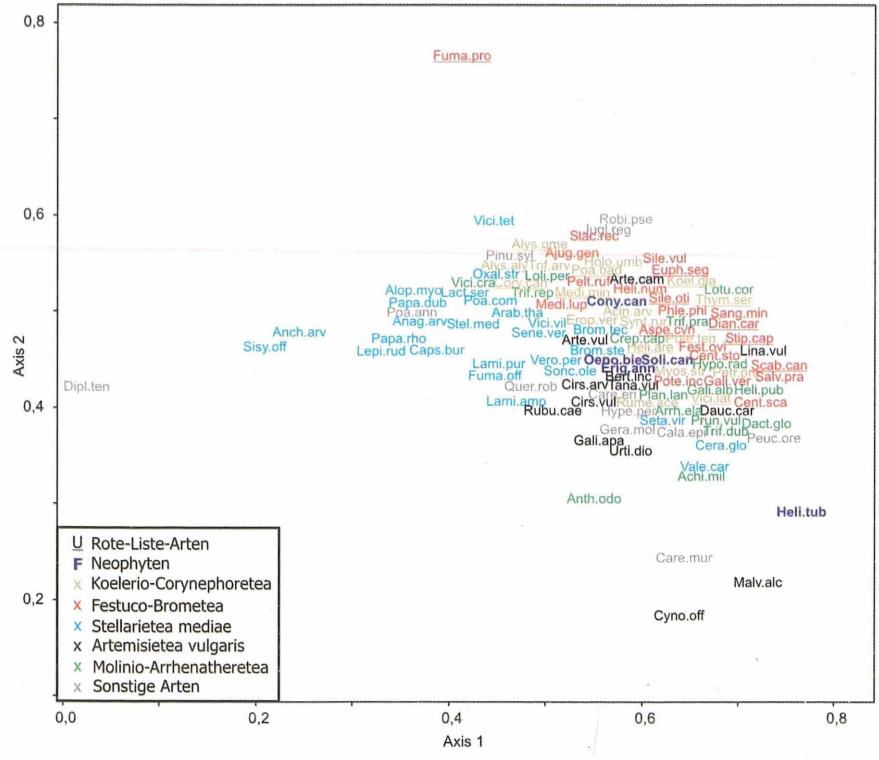
Abb. 1: Detrended Correspondence Analysis (DCA) des Gesamtdatensatzes. Die Jahre wurden durch Zeittrajektorien verbunden (eigenvalues: axis 1: 0,23; axis 2: 0,20, axis 3: 0,12).

Fig. 1: Detrended Correspondence Analysis (DCA) of the complete dataset. Different years are connected by time trajectories (eigenvalues: axis 1: 0,23; axis 2: 0,20, axis 3: 0,12).

Abkürzungen/abbreviations:
Inokulierte (inoculated) plots (beweidet / grazed):
MA: Mahdgut (cut material) *Allio-Stipetum* Seeheimer Düne
Ma: Mahdgut (cut material) *Allio-Stipetum* Rotböhl
MC: Mahdgut (cut material) *Corynephoretalia*-Ges. / community
S: Sodenversetzung (sod transfer) *Sedum acre-Bromus tectorum*-Ges. / community
R: Rechgut (raked material) *Allio-Stipetum*.
Nicht inokulierte (non-inoculated) plots: G: beweidet / grazed; 0: unbeweidet / ungrazed
ss: spontane Sukzession (spontaneous succession)
DMA, DMa, DMC, DS, DR: Donorflächen (donor plots)

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at





©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

4.2. Ordination der Restitutionsflächen

Um die Entwicklung der Restitutionsflächen detaillierter darstellen zu können, wurde der Datensatz auf die Aufnahmen der 35 Restitutionsflächen reduziert und eine Polare Ordination durchgeführt (Abb. 2a, b). Die fortschreitende Vegetationsentwicklung der Restitutionsflächen in Richtung der Donorflächen zeigt sich auch hier in Form von gerichteten Trajektorien. In den Diagrammen sind die Arten genau im Zentrum der Probeflächen, in denen sie vorkommen, dargestellt (gewichtet nach den Deckungswerten); die Abb. 2a und 2b können deshalb direkt aufeinander bezogen werden.

Im Vergleich stellen sich deutliche Unterschiede zwischen den inokulierten und den nicht-inokulierten Flächen heraus. In Abb. 2b liegen die Zielarten der *Koelerio-Corynephoretea* (ocker) und *Festuco-Brometea* (rot) oben rechts im Diagramm (im Bereich der inokulierten Flächen). Die ruderalen Arten der *Stellarietea mediae* (blau) und *Artemisietea vulgaris* (schwarz) befinden sich im unteren Teil des Diagramms und korrelieren mit den nicht-inokulierten Ansätzen.

Abb. 2a: Polare Ordination 1999–2005: Das Ordinationsdiagramm zeigt die Position der Vegetationsaufnahmen (gemittelte Koordinaten) für jeden Behandlungstyp für die Jahre 1999 bis 2005 (Rauten). Die Jahre wurden durch Zeittrajektorien verbunden. (Axis 1: 12,2 % extrahierte Varianz, Axis 2: 8,5 % extrahierte Varianz). Abkürzungen wie in Abb. 1.

Fig. 2a: Polar Ordination 1999–2005: the ordination diagram shows the position of the relevés for each treatment type 1999–2005 (average co-ordinates) (year = rhombus). Extracted variance: Axis 1: 12,2 % , Axis 2: 8,5 % The years are connected by time trajectories. For abbreviations see Fig. 1.

Abb. 2b: Polare Ordination 1999–2005. Darstellung der Position der Arten in Abb. 2a. Artnamen der Rote Liste (KORNECK et al. 1996) sind unterstrichen.

Fig. 2b: Position of plant species congruent to the relevés of Fig. 2a. Species of the Red Data List (KORNECK et al. 1996) are underlined.

Abkürzungen der Artnamen (abbreviations of species names); V = Arten der Vorwarnliste (V = 'watch list species'); **fettgedruckt**: Arten, die deckungsgleich mit anderen sind und aus Gründen der Übersichtlichkeit nach der Ordination nicht dargestellt werden (**bold text**: overlapping species which have been deleted from the ordination to improve clarity).

Koelerio-Corynephoretea: *Alyssum alyssoides* (V), *Alyssum montanum* ssp. *gmelinii*, *Acinos arvensis*, ***Arenaria serpyllifolia***, ***Cerastium semidecandrum***, *Corynephorus canescens*, ***Echium vulgare***, ***Erodium cicutarium***, *Erophila verna*, *Helichrysum arenarium*, *Holosteum umbellatum*, *Koeleria glauca*, *Medicago minima*, *Myosotis stricta*, ***Ornithopus perpusillus***, *Petrorhagia prolifera*, *Poa badensis*, *Potentilla argentea*, *Rumex acetosella*, ***Saxifraga tridactylites***, ***Sedum acre***, ***Silene conica***, *Thymus serpyllum*, *Tortula ruraliformis*, *Trifolium arvense*, ***Trifolium campestre***, *Vicia lathyroides*, ***Vulpia myuros***.

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

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

Artemisietea: *Artemisia vulgaris*, *Berteroa incana*, *Cirsium arvense*, *Cirsium vulgare*, *Cynoglossum officinale*, *Daucus carota*, ***Epilobium tetragonum***, *Erigeron annuus*, *Galium aparine*, *Helianthus tuberosus*, *Linaria vulgaris*, ***Melilotus albus***, *Oenothera* biennis s.l., Rubus *caesius*, ***Rubus fruticosus*** **agg.**, ***Silene latifolia*** **var.** ***alba***, *Solidago canadensis*, *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 dubium*, *Trifolium pratense*, *Trifolium repens*, *Vicia cracca*.

Sonstige / Others: ***Agrostis capillaris***, ***Agrostis stolonifera***, *Anthoxantum odoratum*, ***Asparagus officinalis***, *Brachythecium albicans*, *Calamagrostis epigejos*, ***Campanula rapunculus***, ***Cardamine hirsuta***, ***Carex hirta***, *Carex ericetorum*, *Carex muricata*, ***Cerastium arvense***, ***Convolvulus arvensis***, ***Securigera = Coronilla varia***, *Diplotaxis tenuifolia*, ***Elymus repens***, *Geranium molle*, ***Geranium pusillum***, *Hypericum perforatum*, *Juglans regia* juv., *Malva alcea*, *Peucedanum oreoselinum*, *Pinus sylvestris* juv., ***Plantago major***, *Poa annua*, ***Poa pratensis*** **s.l.**, ***Populus*** **x** ***canadensis*** **juv.**, *Quercus robur* juv., ***Ranunculus repens***, *Robinia pseudoacacia*, ***Rubus fruticosus*** **agg.**, ***Rumex crispus***.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Unbeweidete Flächen ohne Inokulation (0)

Die Zeittrajektorien der unbeweideten Referenzflächen beginnen bei niedrigen Werten der 1. Achse, im Bereich von Arten der *Stellarietea mediae*. Der weitere Verlauf der Trajektorien (mit niedrigen Werten der 2. Achse) zeigt den Abbau der *Stellarietea*-Phase durch mehrjährige Arten der *Artemisietea*. Der Anteil an Zielarten in den Flächen ist zu allen Zeitpunkten gering, die Deckung klonaler Gräser hoch.

Beweidete Flächen ohne Inokulation (G)

Wie bei den unbeweideten Nullflächen durchlaufen auch die beweideten Nullflächen zu Beginn eine Phase, die durch Arten der *Stellarietea* geprägt ist. Auch hier werden diese über die Jahre durch mehrjährige *Artemisietea*-Arten ersetzt. Die Annäherung an die inokulierten Flächen verstärkt sich in den letzten drei Jahren.

Inokulierte, beweidete Flächen (MA, Ma, MC, R, S)

Die Entwicklung der Inokulationsflächen beginnt ebenfalls mit Therophyten-reichen Stadien; sie liegen jedoch mehr in der Mitte des Ordinationsdiagramms. Dies ist auf einen geringeren Anteil der *Stellarietea mediae*-Arten zurückzuführen, bei gleichzeitigem Vorkommen von Zielarten. 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 Diagramms, bedingt durch das stete Auftreten von Zielarten.

Zusammenfassend zeigt sich, dass alle Flächen zu Beginn der Untersuchung eine Phase von einjährigen Arten durchlaufen, die später von perennen Arten abgelöst werden. Die Lebensformen kommen jeweils korrespondierend aus dem Artenspektrum der *Stellarietea* / *Artemisietea* bzw. den transferierten Arten der *Koelerio-Corynephoretea* / *Festuco-Brometea*.

4.3. Vergleichende Untersuchungen zur Artenstruktur

Die Artenzahlen der Donorflächen liegen weit unter denen der Restitutionsflächen. Gleiches gilt für die Flächen der spontanen Sukzession (ss), deren Artenzahl im Verlauf der Jahre immer mehr zurückging, begleitet von der Zunahme der *Calamagrostis epigejos*-Deckung.

Die mittleren Artenzahlen (Abb. 3) sind auf den Restitutionsflächen von Beginn an hoch. 2001 stieg die Anzahl der Arten auf allen Flächen, gefolgt von einem allgemeinen Rückgang im Jahr 2002. Das besonders heiße und trockene Jahr 2003 zeigte keinen einheitlichen Trend in den Artenzahlen. Während 2004 die Artenzahlen auf den Restitutionsflächen stabil blieben, war 2005 ein erneuter Anstieg zu verzeichnen.

In Abb. 4 a, b, c sind die Artenzahlen für drei Beispiel-Datensätze pflanzensoziologischen Gruppen zugeordnet. Verglichen werden die Nullflächen (0) mit den beweideten, nicht-inokulierten Flächen (G) und den Mahdgutflächen, die mit *Allio-Stipetum*-Material der Seeheimer Düne beimpft wurden (Ma). Es wird deutlich, dass die bei den Nullflächen stark ausgeprägte anfängliche *Stellarietea*-Phase hauptsächlich durch Arten der mehrjährigen Ruderalfluren abgebaut wird. Die wenigen vorkommenden Zielarten sind relativ häufige Arten wie *Arenaria serpyllifolia* und *Medicago lupulina*. Im Vergleich dazu weisen die beweideten Flächen (G) mehr *Koelerio-Corynephoretea*-Arten und weniger *Stellarietea*-Arten auf; dies wird begleitet von einem im Vergleich zu den unbeweideten Flächen höheren Anteil von Offenboden (2001: 5 %, 2005: 11 % auf den beweideten Flächen; 2001: 0 %, 2005: 3 % auf den unbeweideten). Die *Koelerio-Corynephoretea*-Arten *Petrorhagia prolifera, Silene conica, Corynephorus canescens* und *Vulpia myuros* konnten sich nur auf den G-Flächen etablieren.

Auf den inokulierten Ma-Flächen (Abb. 4c) liegt die Zahl der Zielarten von Anfang an bei 14–18. Die Entwicklung von Einjährigen- und Pionierarten-geprägten *Koelerio-Coryn-*

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

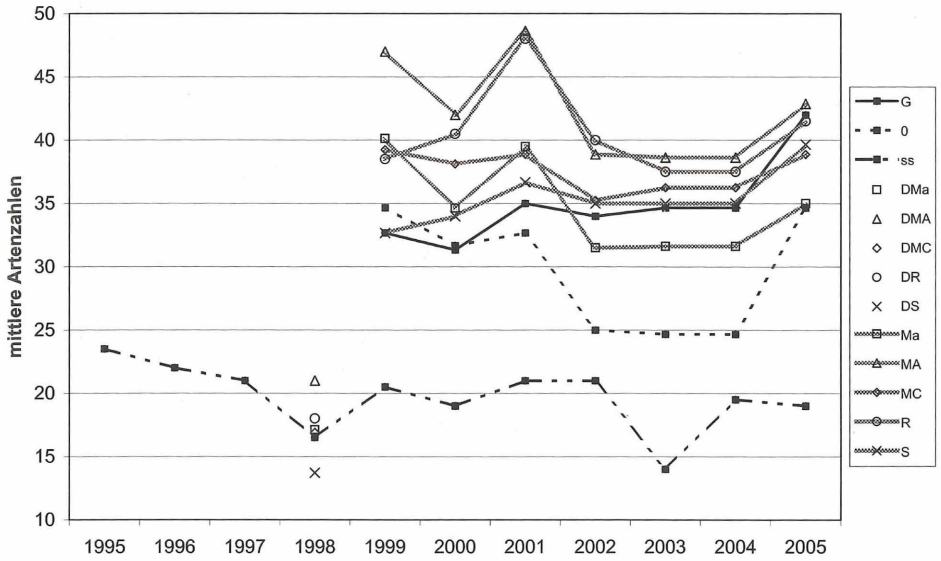


Abb. 3: Mittlere Artenzahl der verschiedenen Behandlungen (1999–2005), der Donorflächen und der 10-jährigen spontanen Sukzession (ss).

Fig. 3 Average species number of the different treatments, the donor plots and the 10-year spontaneous succession plots (ss).

ephoretea- zu *Festuco-Brometea*-Gesellschaften vollzieht sich seit dem Jahre 2003. *Festuco-Brometea*-Arten wurden zwar mit dem Mahd-/Rechgut übertragen, etablierten sich aber oft erst nach drei Jahren (z.B. *Stipa capillata*).

In Tab. 1 sind die gemeinsamen Arten im Vergleich der Donorflächen mit inokulierten Flächen für die verschiedenen Ansätze dargestellt. Nachdem die Sodenfläche bereits im ersten Jahr besonders viele übertragene Arten zeigte, kam es im dritten Jahr zu einer Angleichung aller Behandlungen bezüglich der übertragenen Arten. Alle Behandlungen wiesen dann einen mit den Leitbildflächen gemeinsamen Artenpool von 70–76 % auf; darunter sind gefährdete Arten, wie z.B. wie *Stipa capillata, Thymus serpyllum* und *Euphorbia seguieriana.* Mit der Sodenversetzung wurden alle *Festuco-Brometea-* und *Koelerio-Corynephoretea-*Arten der Donorfläche sowie das Moos *Tortula ruraliformis* übertragen. Letzteres erreichte in den Folgejahren auffällig hohe Deckungswerte. Die Flächen sind noch nach sechs Untersuchungsjahren physiognomisch an den dominierenden Klonen von *Euphorbia cyparissias* zu erkennen.

Einige wenige Arten, die auch auf den Leitbildflächen vorkommen, haben sich seit 2001 eingestellt (Tab. 1); diese wurden wahrscheinlich durch Weidetiere oder Windeinfluss von Nachbarflächen übertragen.

4.4. Ruderalisierungs-Index

Die Donorflächen sind durch einen geringen **qualitativen Ruderalisierungsindex** gekennzeichnet (Abb. 5a). Der Vergleich zeigt die deutlichsten Unterschiede zwischen inokulierten und nicht-inokulierten Flächen im ersten Jahr: Die Vegetation der beiden Flächentypen 0 und G ist überwiegend aus Ruderalarten zusammengesetzt. Die sinkenden Werte sind im Falle der unbeweideten Nullflächen (0) auf einen Rückgang der Anzahl an Ruderalarten zurückzuführen. Die beweideten Referenzflächen (G) zeigen demgegenüber einen Zuwachs an Zielarten (s.o.). Die Zahl an Ruderalarten nahm von 2001 bis 2005 ab, so dass der Index leicht sinkende Werte zeigt; die Zielmarke der Donorflächen wird jedoch nicht erreicht. Die Flächen der spontanen Sukzession (ss) haben etwa gleich hohe Artenzahlen der ruderalen Arten zu Zielarten.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

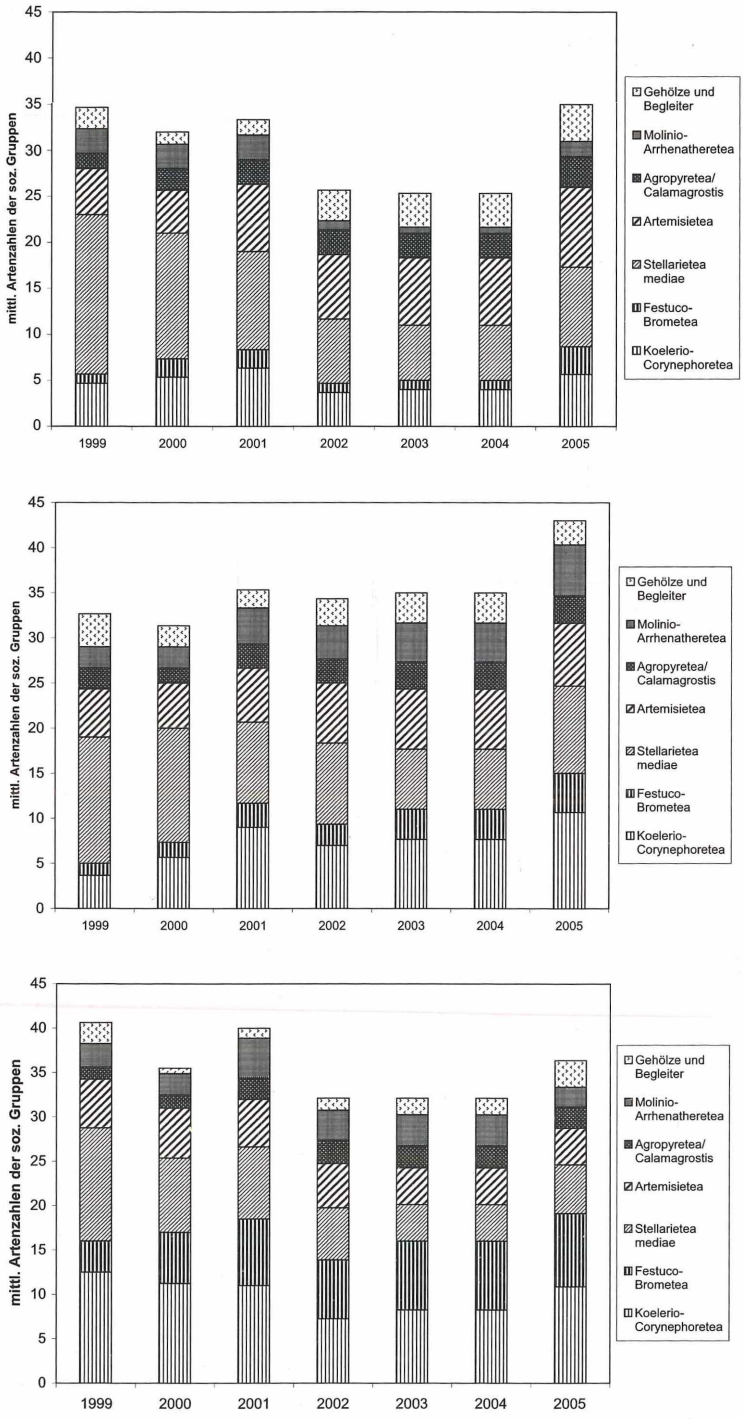


Abb. 4a–c: Mittlere Artenzahlen der verschiedenen Behandlungen bezogen auf pflanzensoziologische Artengruppen. 4a: 0, 4b: G, 4c: Ma.

Fig.4 a–c: Average species numbers of the different treatments based on phytosociological groups. 4a: 0, 4b: G, 4c: Ma.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tab. 1 Übereinstimmung der Artenzusammensetzung von Donor- und inokulierten Flächen: 1999–2005.

Table 1 Species overlap of donor and inoculated plots: 1999–2005.

Jahr	Artenzahl	1999	2000	2001	2005
Ansatz	Donorfläche		gemeinsame	Arten	
		%	%	%	%
S	**27**	67	74	74	78
R	**18**	56	72	72	78
MC	**33**	58	70	70	85
MA	**33**	42	55	76	79
Ma	**29**	41	59	72	79

Arten der Leitbildflächen, die die inokulierten Flächen nach 2001 besiedelten:

S	*Valerianella carinata*
R	*Calamagrostis epigejos*
MC	*Helictotrichon pubescens, Rumex acetosella, Setaria viridis, Verbascum densiflorum, Achillea millefolium* agg.
MA	*Achillea millefolium* agg.
Ma	*Euphorbia cyparissias, Peucedanum oreoselinum*

Der **quantitative Ruderalisierungindex** (Abb. 5b) zeigt deutlich, dass die Vegetation der Donorflächen der Mahdgutansätze nur zu geringen Prozentsätzen aus Arten der ein- oder mehrjährigen Ruderalfluren besteht. Noch deutlicher als beim qualitativen Ruderalisierungsindex unterscheiden sich inokulierte und nicht-inokulierte Flächen; auf den 0- und G-Flächen im Restitutionsgebiet dominieren die Ruderalarten. Der Einfluss der Beweidung auf die nicht-inokulierten Flächen (G) wird erstmals 2001 deutlich. Während die Deckung der Zielarten auf den nicht-inokulierten Flächen (0, G) 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 Index weiter sinkt. Die Ruderalisierung bleibt auf einem deutlich höheren Niveau als auf den Donorflächen. Der hohe Wert des Indexes der Rechgutflächen im Jahr 2000 ist verursacht durch das Ansteigen der Deckung von *Vicia hirsuta* auf über 50 %.

Die Werte der Restitutionsflächen im Jahr 2005 liegen zwischen 0,34 (R) und 0,39 (S). Die mit Material des *Allio-Stipetum* beimpften Flächen zeigen bis 2004 Ruderalisierungsindices unter 1; 2005 bedingt das Aufkommen von *Erigeron annuus* und *Artemisia vulgaris* einen Anstieg auf 1,85.

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 2005 fällt die Deckung der Zielarten bei gleichzeitig steigender Tendenz der Ruderalarten, die nur im Jahr 2001 vorübergehend etwas abnehmen.

4.5. Deckung von *Calamagrostis epigejos*

Auf den inokulierten, beweideten Flächen stellte sich *Calamagrostis epigejos* mit deutlich geringerer Deckung als auf den beweideten und unbeweideten Referenzflächen (0, G) ein (Abb. 6). Bemerkenswert ist hier, dass sich die unbeweideten, nicht-inokulierten Flächen und die Flächen „spontane Sukzession" sehr stark annähern und von den beweideten Flächen abgrenzen. In besonderem Maße wird hier der Effekt der Restitutionsbeweidung deutlich.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

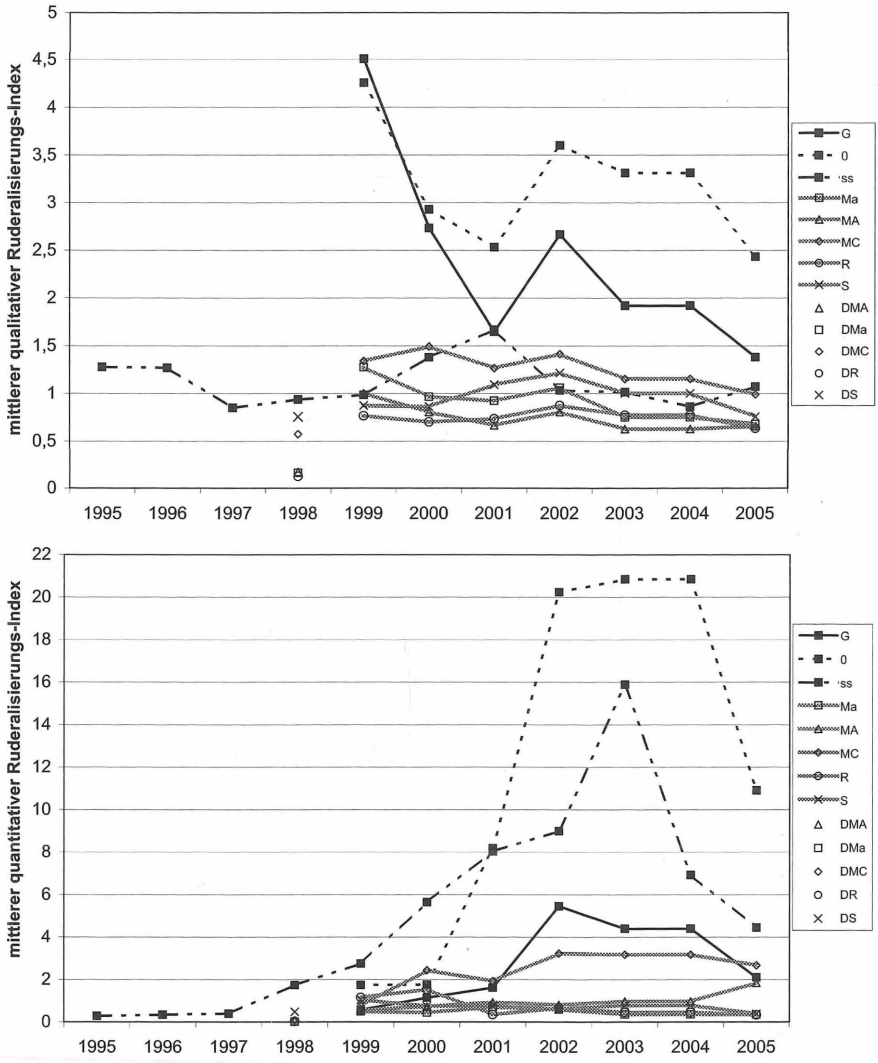


Abb. 5a, b: Ruderalisierungs-Indices der verschiedenen Behandlungen, der Donorflächen und der 10-jährigen spontanen Sukzession (a: qualitativ, b: quantitativ).

Fig. 5 a, b: Ruderalisation indices of the different treatments, of the donor plots and the 10-year spontaneous succession plots (a: qualitative index, b: quantitative index).

5. Diskussion

5.1. Vegetationsentwicklung

5.1.1. Flächen ohne Beweidung und ohne Inokulation

Auf den Kontrollflächen entwickelte sich schnell eine ruderal geprägte Vegetationsdecke. Die dominierenden Arten waren hier ein-, später mehrjährige Ruderalarten; in den späteren Phasen stellten sich vor allem klonale Gräser ein. Die Abfolge einer *Artemisietea- / Agropyretea*-Phase auf eine frühe *Stellarietea*-Phase ist ein typischer Entwicklungstrend für die von SCHMIDT (1993, 1998) im Neuen Botanischen Garten Göttingen analysierte sekundäre Sukzession auf brachliegenden Äckern.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

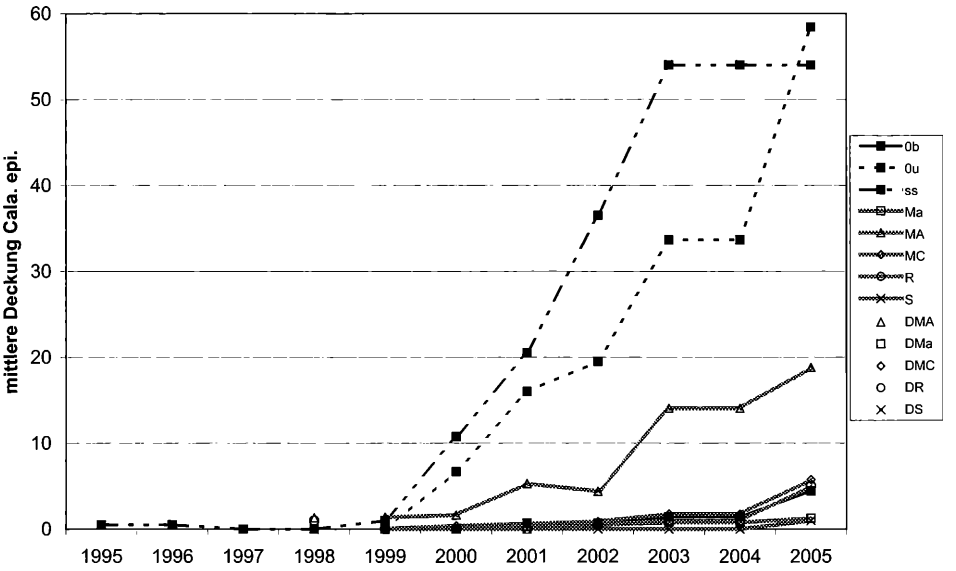


Abb. 6 Mittlere Deckung von *Calamagrostis epigejos*, differenziert nach den verschiedenen Behandlungen und der 10-jährigen spontanen Sukzession (ss).

Fig. 6: Average cover of *Calamagrostis epigejos*, differentiated according to the different treatments and the 10-year spontaneous succession plots.

Die Flächen der spontanen Sukzession (ss) können als Modell für eine weitere Entwicklung der unbeweideten Referenzflächen (0) des Restitutionsgebietes dienen: zunehmende Dominanz von Ruderalarten und klonalen Gräsern wie *Poa angustifolia* oder *Calamagrostis epigejos*. Diese Entwicklungsrichtung der spontanen Sukzession wird durch 10 weitere Untersuchungsflächen im Gebiet „Griesheimer Sand" bei Darmstadt belegt (SCHWABE n.p.).

Entsprechende Befunde gibt es z.B. von REBELE & LEHMANN (2001), die im 5. Jahr auf ehemaligen Deponien hohe *Calamagrostis*-Deckung feststellten.

5.1.2. Flächen mit Beweidung ohne Inokulation

Die Beweidung als einzige Maßnahme war nicht geeignet zur Wiederherstellung der Zielgesellschaften, wenn sich auch einige *Koelerio-Corynephoretea*-Arten aus den Nachbarbeständen in den beweideten nicht-inokulierten Flächen etablieren konnten. Andere Untersuchungen zeigen, dass durch Schafweide ein erfolgreicher Diasporen-Transfer erfolgen kann (FISCHER et al. 1995, 1996); EICHBERG et al. (2005, 2007) wiesen sogar die anschließende Etablierung von Rote-Liste-Arten nach. Auf der Restitutionsfläche mit hohem Ruderalisierungspotential reicht diese Maßnahme jedoch nicht aus. In anderen Gebieten kann bei geringerer Fragmentierung und hohem Anteil von windausgebreiteten Arten auch eine spontane Wiederbesiedlung mit Leitarten der jeweiligen Zielgesellschaften erfolgen; dies wurde z.B. bei der Wiederbesiedlung von Sandbrachen in Ungarn festgestellt (HALASSY 2001).

Die Ruderalisierungs-Indices zeigen, wie die Beweidung die Ruderalisierung der Flächen mildert. Die Beweidung der Schafe begrenzte die Dominanzbildung der Ruderalarten (insbesondere von *Calamagrostis*), wie sie auf den unbeweideten Referenzflächen zu beobachten war. Trotz des dynamisierenden Trittes der Weidetiere, der immer wieder offenen Boden schafft, konnten sich Zielarten bisher nicht in größerem Umfang ausbreiten.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

5.1.3. Flächen mit Inokulation und Beweidung

Alle Inokulationsansätze zeigen sehr gute Erfolge in der Restitution Zielarten-reicher Pflanzengesellschaften. Dieser Schluss lässt sich in unserem Falle durch Vergleich der floristischen Struktur der Donorflächen mit den Behandlungsflächen ziehen. Auch KIEHL et al. (2006) konnten in ihren Versuchen zur Restitution von Kalkmagerrasen hohe Übertragungsraten erreichen. Die Evaluierung erfolgte hier durch direkte Analyse des Mahdgutes auf keimfähige Diasporen. 69–89 % der Arten konnten übertragen werden, von denen fünf Jahre nach Beginn des Experimentes 58–76 % sich auf den Experimentierflächen etablierten.

Die hohe Zahl an übertragenen Arten in der vorliegenden Untersuchung wurde mit einem nur einmal durchgeführten Auftrag von Inokulationsmaterial erreicht. Die Arten der Donorfläche hatten überwiegend ein für die Übertragung günstiges phänologisches Stadium („abblühend" bis „Samen ausstreuend" sensu DIERSCHKE 1994). KIEHL et al. (2006) stellten für Kalkmagerrasen fest, dass die Übertragung von Diasporen zwar bei dreifachem Mahdgut-Auftrag höher ist als bei einfachem, aber die Effizienz der Etablierung in dem dichten Heuauftrag geringer ist.

Die Vegetation entwickelte sich von einer Therophyten-reichen Phase hin zu Beständen aus mehrjährigen Arten. Das anfängliche Aufkommen von *Stellarietea*-Arten fiel auf den inokulierten Flächen aber deutlich schwächer aus als auf den Nullflächen; dafür kamen hier schon früh zahlreiche Arten der Sandrasen auf. Innerhalb dieser verschob sich mit den Jahren ebenfalls eine Pionierarten-Phase der *Koelerio-Corynephoretea* hin zu den *Festuco-Brometea*. Auch die mehrjährigen Ruderalarten entwickelten sich auf den inokulierten Flächen schwächer auf als auf den Referenzflächen. Trotzdem sind Ruderalarten auf allen Restitutionsflächen vorhanden und bilden nennenswerte Deckungsanteile aus; somit besteht ein latentes Ruderalisierungspotential. Ohne die bisher praktizierte Beweidung würden die Ruderalarten sicher weiter an Deckung gewinnen. Letzteres entspricht den Ergebnissen von KIRMER & MAHN (2001) auf unbeweideten inokulierten Flächen in Bergbaufolgelandschaften. Die Tendenz zur Ruderalisierung unterstreicht die Bedeutung von abiotischen Restitutionsmaßnahmen, die durch die Wiederherstellung nährstoffarmer Bedingungen dauerhaft die Entwicklung zu Sandtrockenrasen begünstigen.

Die Inokulation bedingt bei allen Ansätzen hohe Artenzahlen, die diejenigen der Leitbildflächen weit übertreffen. Wenn in der längerfristigen Entwicklung Ruderalarten noch weiter zurückgedrängt werden, wird sich die Artenzahl verringern. Restitutionsziel ist 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 die größeren Auswirkungen auf die Donorfläche, so ist die Diasporenübertragung via Mahd- oder Rechgut effektiver. 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 meisten Arten und Individuen aufwies. Die Einbeziehung der Streuschicht kann daher positiv bewertet werden, weil so auch Diasporen von Arten erfasst und übertragen werden, die keine Samenbank anlegen.

5.2. Fraßpräferenzen

Der Erfolg von Restitutionsmaßnahmen wird oft durch ein unzureichendes Management geschmälert (PYKÄLÄ 2005). In unserem Fall spielt der selektive Fraß der Weidetiere, der konkurrenzschwache Pflanzenarten indirekt fördert, eine wichtige Rolle. In früheren Untersuchungen auf der Restitutionsflächen konnte bereits festgestellt werden, dass Arten

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

der *Koelerio-Corynephoretea* und *Festuco-Brometea* von den Schafen weniger stark befressen werden als Ruderal- oder Grünland-Arten. Die Weidetiere bevorzugen in den von uns untersuchten Flächen hochwüchsige Arten der *Artemisietea*, *Stellarietea* und *Molinio-Arrhenatheretea* (STROH et al. 2002). Schafe und Esel ergänzen einander gut durch ihr selektives Weideverhalten (SÜSS 2006, SÜSS & SCHWABE 2007). Gerade zur Zurückdrängung ruderaler Grasarten halten SÜSS & SCHWABE (l. c.) die sukzessive Beweidung durch Schafe und Esel aufgrund der starken Reduktion der Phytomasse für eine geeignete Pflegemaßnahme zur Wiederherstellung und zur Erhaltung artenreicher Ökosysteme.

Diese Ergebnisse zum Fraßverhalten erklären die geringere Ruderalisierung auf den beweideten Nullflächen, verglichen mit den unbeweideten Flächen.

6. Ausblick

Die Ergebnisse dieser Studie haben die Grundlage gelegt, dass wir in weiteren, größeren Projekten die Methoden der Inokulation und Beweidung eingesetzt haben. Im Rahmen eines E+E-Projektes werden im Raum Darmstadt-Dieburg neue Korridore zwischen Sand-Ökosystemen errichtet unter Verwendung von nährstoffarmen und Diasporen-armen Tiefensanden; anschließend erfolgt Inokulation und Beweidung. Diese Maßnahmen sollen längerfristig zu einer Defragmentierung der verinselten intakten Sandrasen führen (nähere Informationen: www.riedundsand.de).

Danksagung

Wir danken der Gemeinde Seeheim-Jugenheim, die die Untersuchungsfläche zur Verfügung stellte, sehr herzlich. Für die gute Zusammenarbeit bei den Beweidungsmaßnahmen bedanken wir uns bei R. Stürz vom Landschaftspflegehof Stürz. Dem Landkreis Darmstadt-Dieburg danken wir für die gute Kooperation, finanzielle Unterstützung und die Erteilung der Betretungsgenehmigungen. Für die weitere finanzielle Förderung gilt unser Dank dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (Vorhaben „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution", Förder-Nr. 01LN 0003) und dem Bundesamt für Naturschutz (E+E-Vorhaben „Ried und Sand", gefördert aus Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Förder-Kennz. Z1.3-89211-3/04).

Literatur

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: 827–835.

AMBOS, R. & KANDLER, O. (1987): Einführung in die Naturlandschaft. – Mainzer Naturwiss. Archiv 25: 1–28. Mainz.

BAKKER, J. (2005): Vegetation conservation, management and restoration. – In: VAN DER MAAREL, E. (Ed.): Vegetation Ecology: 309–331. Blackwell. Oxford a.o.

– & VAN DIGGELEN, R. (2006): Restoration of dry grasslands and heathlands. – In: VAN ANDEL, J. & ARONSON, J. (Ed.) Restoration Ecol.: 95–110. Blackwell. Oxford a.o.

BANK, P., BEMMERLEIN-LUX, F. & BÖHMER, H. J. (2002): Übertragung von Sandmagerrasen durch Soden, Diasporenbank oder Heuauftrag? – Naturschutz und Landschaftsplanung 34: 60–66.

BARKMAN, J. J., DOING, H. & SEGAL, S. (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. – Acta Bot. Neerl. 13: 394–419.

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

BRADSHAW, A. (2002): Introduction and Philosophy. – In: PERROW, M. & DAVY, A. (Eds): Handbook of Ecological Restoration: 3–9. Cambridge University Press, Cambridge.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologe: Grundlagen und Methoden. – Ulmer, Stuttgart: 683 pp.

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.

JESCHKE, M. & KIEHL, K. (2006): Auswirkungen von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artenzusammensetzung und Artendiversität von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in neu angelegten Magerrasen. – Tuexenia 26: 223–242.

EICHBERG, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2005): Epizoochorous and post-dispersal processes in a rare plant species: *Jurinea cyanoides* (L.) Rchb. (Asteraceae). – Flora 200: 477–489.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

–, – & – (2007): Endozoochorous dispersal, seedling emergence and fruiting success in disturbed and undisturbed successional stages of sheep-grazed inland sand ecosystems. – Flora 202: 3–26.

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.

EJRNAES, R. (2000): Can we trust gradients extracted by Detrended Correspondance Analysis? – J. Veg. Sci 11: 565–572.

FISCHER, S.F., POSCHLOD, P. & BEINLICH, B. (1995): Die Bedeutung der Wanderschäferei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 83: 229–256.

–, – & – (1996): Experimental studies on the dispersal of plants and animals by sheep in calcareous grasslands. – J. Appl.. Ecol. 33: 1206–1222.

HALASSY, M. (2001): Possible role of seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. – Community Ecol. 2: 101–108.

HARRIS, J.A. & VAN DIGGELEN, R. (2006): Ecological restoration as a project for global society. – In: VAN ANDEL, J. & ARONSON, J. (Eds) Restoration Ecol.: 3–28. Blackwell, Oxford a.o.

HILL, M. O. & GAUCH, H.G. (1980): Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. – Vegetatio 42: 47–58.

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

KENT, M. & COKER, P. (1992): Vegetation Description and Analysis. A Practical Approach. – Boca Raton (CRC). 363 pp.

KIEHL, K. & PFADENHAUER, J. (2007): Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. – Plant Ecol. 189: 31–48.

THORMANN, A. & PFADENHAUER, J. (2006): Evaluation of Initial Restoration measures during the restoration of Calcareous grasslands on former arable fields. – Restoration Ecol. 14: 148–156.

KIRMER, A., JÜNGER, G. & TISCHEW, S. (2002): Initiierung von Sandtrockenrasen auf Böschungen im Braunkohlentagebau Goitsche. – Naturschutz und Landschaftsplanung 34: 52–59.

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

KOLLMANN, J. & GOETZE, D. (1998): Notes on seed traps in terrestrial plant communities. – Flora 193: 31–40.

KOPERSKI, M, SAUER, M., BRAUN, W. & GRADSTEIN, S.R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationsk. 34: 1–519.

KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationsk. 28: 21–187.

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.

OBERDORFER, E. unter Mitarb. v. SCHWABE, A. & MÜLLER, T. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – Stuttgart. 1051 pp.

OKSANEN, J. (1987): Problems of joint display of species and site cores in correspondence analysis. – Vegetatio 72: 51–57.

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.

MULLER, S., DUTROIT, T., ALARD, D. & GRÉVILLIOT, F. (1998): Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. – Restoration Ecol. 6: 94–101.

PALMER, M. A., AMBROSE, R. F. & POFF, N. L. (1997): Ecological theory and community restoration ecology. – Restoration Ecol. 5: 291–300.

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. Sci. 2: 95–106.

PYKÄLÄ, J. (2005): Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grassland. – Agriculture, Ecosystems & Environment 108: 109–117.

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.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

SCHMIDT, W. (1993): Sukzession und Sukzessionslenkung auf Bracheäckern – Neue Ergebnisse aus einem Dauerflächenversuch. – Scripta Geobotanica 20: 65–104.
– (1998): Langfristige Sukzession auf brachliegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen. – Naturschutz u. Landschaftsplanung 30: 254–258.
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. – Schriftenr. Landschaftspfl. Naturschutz 78: 63–92.
SER – Society for Ecological Restoration International (2004): The SER International Primer on Ecological Restoration. Version 2. www.ser.org.
SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C. & SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. – Schriftenr. Landschaftspfl. 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. Darmstadt.
– (2006): Vegetationsökologische Untersuchungen zur Restitution von Sand-Ökosystemen. – Dissertation TU Darmstadt, Fachbereich Biologie: 125 pp. Darmstadt.
–, 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.
SÜSS, K. (2006): Succession versus grazing: effects on the vegetation of inland sand ecosystems. – Dissertation. TU Darmstadt, Fachbereich Biologie: 160 pp. Darmstadt.
– & SCHWABE, A. (2007): Sheep versus donkey grazing or mixed treatment: results from a 4-year field experiment in *Armerio-Festucetum trachyphyllae* sand vegetation. – Phytocoenologia 37: 135–160.
–, 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 Biol. 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.
VERHAGEN, R., KLOOKER, J., BAKKER, J. P. & VAN DIGGELEN, R. (2001): Restoration success of low production plant communities on former agricultural soils after top soil removal. – Appl. Veg. Sci. 4: 75–82.
WILLEMS, J. H. (2001): Problems, approaches and results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. – Restoration Ecol. 9: 147–154.
WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 765 pp.
ZEHM, A. (2006): Beiträge zur Typisierung der vertikalen Vegetationsstruktur am Beispiel von Sukzessionsserien in primär basenreichen Binnendünen. – Tuexenia 26: 121–143.
–, NOBIS, M. & SCHWABE, A. (2003): Multiparameter analysis of vertical vegetation structure based on digital image processing. – Flora 198: 142–160.

Dr. Michael Stroh*, Dr. Christian Storm, Prof. Dr. Angelika Schwabe
Institut für Botanik, Vegetationsökologie / Geobotanik
Fachbereich Biologie der Technischen Universität Darmstadt
D-64287 Darmstadt
schwabe@bio.tu-darmstadt.de, storm@bio.tu-darmstadt.de

jetzige Adresse: Untere Naturschutzbehörde Landkreis Darmstadt-Dieburg, Projektkoordination E+E-Projekt: „Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung“ Jägertorstr. 207, D-64289 Darmstadt, M.Stroh@ladadi.de

Eingang des Manuskriptes am 10.11.2006, endgültig angenommen am 14.02.2007.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2007

Band/Volume: NS_27

Autor(en)/Author(s): Stroh Michael, Storm Christian, Schwabe-Kratochwil Angelika (Schwabe)

Artikel/Article: Untersuchungen zur Restitution von Sandtrockenrasen: das Seeheim-Jugenheim-Experiment in Südhessen (1999 bis 2005) 287-305