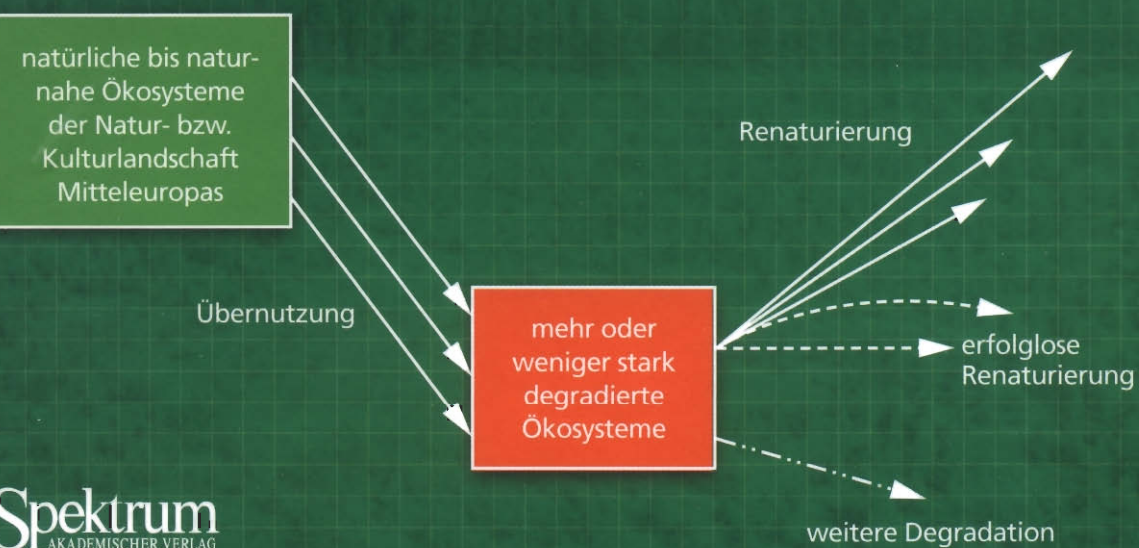


Stefan Zerbe · Gerhard Wiegleb (Hrsg.)

# Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa



# 9 Renaturierung von Sandökosystemen im Binnenland

A. Schwabe und A. Kratochwil

## 9.1 Einleitung

Das Vorkommen von Sandökosystemen im Binnenland (Flugsand- und Decksandfelder, Dünen) ist vor allem an Sand-Akkumulationen der vorletzten Eiszeit (in Nordeuropa: Saaleeiszeit und Sand-Ablagerungen an größeren Flüssen gebunden. So finden wir die Verbreitungsschwerpunkte von binnenländischen Sandökosystemen in Mitteleuropa einerseits vor allem im Bereich der flächenhaften saalezeitlichen Ablagerungen in den Niederlanden und in Norddeutschland (Castel et al. 1989), andererseits kommen Sandökosysteme des Binnenlandes linear in den Flussgebieten z. B. von Maas, Rhein, Ems, Elbe, Oder und Regnitz vor. In Niederösterreich fanden sich einst großflächige Dünen- und Flugsandgebiete im Marchfeld östlich von Wien (Wiesbauer et al. 1997). Die Flugsandbildung setzte bereits im Spätglazial ca. 11000 v. Chr. ein, als eine den Sand fixierende Vegetation noch fehlte. Es bildeten sich im norddeutschen Raum aus den leicht verwehbaren Talsanden bereits um 9000 v. Chr. die ersten Dünen entlang der großen Flüsse aus. In Nordwesteuropa bedeckten umgelagerte spätglaziale Flugsande zu Beginn des Neolithikums ein Gebiet von etwa 3000 bis 4000 km<sup>2</sup>. Es kam im Zuge der Tätigkeit des wirtschaftenden Menschen (Rodung von Wäldern) zur Begünstigung vielfacher Umlagerungen des Substrats durch den Wind (äolische Umlagerungen), die im nordwestlichen Europa zwischen dem 8. und 12. Jahrhundert n. Chr. insbesondere durch Rodungen und Heidewirtschaft einen Höhepunkt erreichten (Castel et al. 1989). Ab der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts konsolidierten sich die Sande im Zusammenhang mit Landnutzungsänderungen

(großflächige Aufforstungen: siehe Kapitel 6, Intensivierungen der Landwirtschaft), und dynamische Verlagerungen der Flugsande nahmen mehr und mehr ab.

Neben heutigen inselartigen Vorkommen im Vereisungsgebiet der vorletzten Eiszeit (Saaleeiszeit) in Norddeutschland, den Niederlanden, Belgien und Dänemark gibt es weitere Binnensandlandschaften in Süddeutschland am Oberrhein sowie im Main- und Regnitzgebiet.

Bei den saalezeitlichen Ablagerungen Norddeutschlands und in den Niederlanden, jedoch auch bei den Sanden z. B. des Regnitzgebietes, handelt es sich um saure Substrate. Die Sande des nördlichen Oberrheingebietes hingegen wurden aus den Kalkalpen durch den Rhein transportiert und seit dem Spätglazial der letzten Eiszeit (Würm in Süddeutschland) im Flussgebiet abgelagert, ausgeweht und vielfach durch den Wind wieder umgelagert. Auch hier kam es im Postglazial zu weiterer Sanddynamik, die durch den Menschen und seine Rodungen begünstigt wurde. Die Sande im Oberrheingebiet sind zumeist basen- und kalkreich (Ambos und Kandler 1987).

In der dynamischen Naturlandschaft wurden diese Sande immer wieder umgeschichtet und verlagert, und es entstanden durch Fluss- und Winddynamik stetig neue **Pionierstandorte**. Deshalb waren auch Pionierpflanzenarten der Sandrasen wie z. B. *Corynephorus canescens* (Silbergras), *Helichrysum arenarium* (Sand-Strohblume) und *Phleum arenarium* (Sand-Lieschgras) nicht seltene Elemente in der Naturlandschaft. Noch heute findet man *Phleum arenarium* auf Flusssanden des Oberrheins (Baumgärtel und Zehm 1999). Heute sind die Standorte durch Fließgewässer-Regulation und Deichbau, Überbauung,

Veränderung der agrarischen Nutzung (z. B. Umwandlung in Spargel-, Erdbeer-, Gemüse-, Tabak- und Maisäcker), Aufforstung (z. B. mit der Wald-Kiefer, *Pinus sylvestris*), Eutrophierungsprozesse und Sandabbau stark verändert und dezimiert worden.

Das **typische Vegetationsmosaik** einer solchen sandgeprägten Pionier- und Rasenvegetation lässt sich in der heutigen Landschaft in der Regel nur mit einem gezielten und spezifischen Naturschutzmanagement erhalten und fördern. Dass einige der noch bestehenden größerflächigen

Gebiete mit mehr als 50 ha Größe überhaupt noch vorhanden sind und der landwirtschaftlichen Nutzung entzogen wurden, hängt in vielen Fällen mit der zum Teil bis in das Mittelalter zurückreichenden militärischen Nutzung zusammen (Schwabe und Kratochwil 2004).

Einige der an Sand gebundenen Habitattypen gehören zu den gefährdeten Lebensräumen der Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie der Europäischen Union (europäisches Schutzgebietssystem NATURA 2000, siehe Ssymank et al. 1998). Viele Pflanzen- und Tierarten der Sandökosys-

## Kasten 9-1

### Prinzipielle Ansätze zur Renaturierung von Sandökosystemen – Verbesserung des naturschutzfachlichen Wertes bestehender Sandökosysteme

Sandökosysteme können in Mitteleuropa nur durch regelmäßige **dynamische Prozesse** langfristig erhalten werden (Jentsch et al. 2002, Schwabe und Kratochwil 2004). Dabei ist die Durchführung sowohl abiotischer (*environmental restoration* im Sinne von Bakker 2005) als auch biotischer Maßnahmen (*restoration management* sensu Bakker 2005) für die Erhaltung des Pioniercharakters essenziell. Neben einzelnen mechanischen Maßnahmen ist die Beweidung solcher Flächen oft eine besonders wichtige Erhaltungsmaßnahme (*maintenance management* sensu Bakker 2005).

Zu unterscheiden sind **Instandsetzungsmaßnahmen** (z. B. Zurückdrängen der Gehölze: mechanisch oder durch Ziegenbeweidung, Mahd, Abtragung von Bodenschichten) von **Erhaltungsmaßnahmen** (z. B. Entfernen einzelner Junggehölze, Pflegebeweidung mit verschiedenen Weidetieren). Das Phänomen der Erhöhung des Artenreichtums durch dynamisierende Prozesse entspricht der Hypothese der mittleren Störung (**intermediate-disturbance-Hypothese**, Connell und Slatyer 1977). Dennoch ist zu berücksichtigen, dass für einige ebenfalls hochgradig gefährdete sandspezifische Organismengruppen (z. B. Erdflechten) längerfristig stabile Bedingungen vorausgesetzt werden müssen (Hasse und Daniëls 2006). Dies gilt auch für verschiedene Mikroarthropoden (Collembola, Springschwänze;

Acarina, Milben u. a.), bei denen ein Oberbodenabtrag oft kritisch zu sehen ist und Ruderalarten unter den Mikroarthropoden fördert (Russell 2002).

#### Flächenvergrößerung bestehender und Schaffung neuer Sandökosysteme

Für klassische auf reine Erhaltungsmaßnahmen abzielende Naturschutzkonzepte ist es vielfach zu spät, denn der Rückgang dieser Lebensräume ist zu weit fortgeschritten. So müssen **Leitlinien zur Wiederherstellung besonders stark zerstörter oder degradierter Sandökosysteme** (*true restoration* nach van Diggelen et al. 2001) erarbeitet werden (Bradshaw 2002). Hierbei orientiert sich dieses Vorhaben an standorttypischen Leitbildgesellschaften.

#### Schaffung von Verbundsystemen

Die wenigen Sandökosysteme im Binnenland, die noch das komplette standorttypische Arten- und Gesellschaftsinventar aufweisen, sind inzwischen stark fragmentiert und häufig auch von nur geringer Flächengröße. Barrieren wie Straßen, Siedlungen, Forste oder intensiv bewirtschaftete landwirtschaftliche Flächen verhindern den Genaustausch zwischen den oft nur noch sehr kleinen Pflanzen- und Tierpopulationen. Daher sollten **Verbundsysteme mit den renaturierten Flächen** geschaffen werden.

teme Deutschlands sind hochgradig gefährdet. Zu den besonders gefährdeten Arten, die im Anhang der FFH-Richtlinie gelistet sind (Petersen et al. 2003), gehören *Jurinea cyanooides* (Sand-Silberschärpe, Code 1805, Anhang II, IV) und *Bufo viridis* (Wechselkröte, Code 1201, Anhang IV). Mindestens genauso gefährdet, aber noch nicht in der FFH-Einstufung erfasst, sind *Onosma arena-ria* (Sand-Lotwurz) und *Bassia laniflora* (Sand-Radmelde). Zu den in Deutschland bereits ausgestorbenen Arten von Sandökosystemen gehören z. B. *Pseudapis femoralis* (Wildbienenart) und *Arcyptera microptera* (Kleine Höckerschrecke).

Der Rückgang von Binnenland-Sandökosystemen ist dramatisch. Von den einst 800 km<sup>2</sup> waren in den Niederlanden 1960 noch 60 km<sup>2</sup>, 1980 noch 40 km<sup>2</sup> und 2003 nur noch 1,3 km<sup>2</sup> an Gebieten mit aktivem Sandtransport vorhanden (Riksen et al. 2006). So stellt sich die Frage, wie mit Renaturierungsmaßnahmen bestehende Flächen in ihrer Qualität verbessert, Flächen vergrößert, auf einst intensiv genutzten bzw. degradierten Flächen wieder Sandökosysteme mit ihrem spezifischen Arten- und Habitatinventar geschaffen und verinselte Flächen räumlich oder funktionell zusammengeführt werden können (Kasten 9-1).

Zur Renaturierung von Sandökosystemen gibt es inzwischen einige wissenschaftliche Ergebnisse, die im Folgenden dargestellt werden. Erfahrungen zur Renaturierung von Sandökosystemen stammen u. a. aus den Niederlanden (Bakker 1989, Aerts et al. 1995, Gleichman 2004, Ketner-Oostra und Jungerius 2004), dem Emsland (Kratochwil et al. 2004, Remy und Zimmermann 2004, Stroh und Kratochwil 2004, Stroh et al. 2005, Stroh 2006), dem Regnitzgebiet (Quinger und Meyer 1995, Bank et al. 1999) und aus der nördlichen Oberrheinebene (Zehm et al. 2002, Schwabe et al. 2004a, b, Stroh et al. 2002, 2007, Süss und Schwabe 2007). Auch die Ergebnisse zur Renaturierung von Sandhabitaten in Tagebauflächen (Kapitel 13) können zum Teil unter dem Gesichtspunkt der Renaturierung von Sandökosystemen gesehen werden (Tischew und Mahn 1998, Kirmer und Mahn 2001). Bei der Renaturierung von Heiden entstehen zum Teil offene Sandflächen mit *Corynephorus*, die zum Vegetationskomplex der *Calluna*-Heiden vermitteln (Kapitel 12). Auch im Bereich von Truppenübungsplätzen sind zum Teil Sandökosysteme

großflächig vertreten, die während der militärischen Nutzung immer wieder Substratstörungen unterliegen und so zumindest in Teilen ihren offenen Charakter behalten. Im Zuge der Konvertierung solcher Gebiete ist es eine große Herausforderung, das Standortmosaik dieser Flächen zu erhalten oder zu entwickeln (siehe Anders et al. 2004).

## 9.2 Leitbilder für die Renaturierung und ihre naturschutzfachliche Bedeutung

In vielen Gebieten sind nur noch Restbestände intakter Flächen vorhanden, die nicht nur per se als europaweit bedrohte Fauna-Flora-Habitat-Gebiete eine besondere Bedeutung für den Naturschutz haben, sondern auch **Leitbilder (target areas) für Renaturierungen** darstellen.

Gut ausgebildete Leitbildflächen zeichnen sich durch ein Vegetationsmosaik von Pionierpflanzengesellschaften und konsolidierteren, artenreicheren Rasen aus. Die besiedelten Sande sind nährstoffarm, insbesondere arm an Stickstoff und Phosphat.

Zu den besonders gefährdeten Lebensraumtypen gehören nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union (Ssymank et al. 1998):

- 1) „Offene Grasflächen mit *Corynephorus* und *Agrostis* auf Binnendünen“ (NATURA 2000-Code 2330; siehe Abb. 9-1)
- 2) „Subkontinentale Blauschillergras-Rasen (*Koelerion glaucae*)“ (NATURA 2000-Code 6120; siehe Abb. 9-2).

Im Komplex der Binnendünen können sich im östlichen und südlichen Mitteleuropa auch

- 3) „Subpannonische Steppen-Trockenrasen (*Festucetalia valesiacae*)“ (NATURA 2000-Code 6240) entwickeln (siehe Abb. 9-2).

Zu 1): Das charakteristische Vegetationsmosaik dieses Typs besteht aus Pionierfluren des *Spergulo morisonii-Corynephorum canescentis* (Frühlingsspark-Silbergras-Gesellschaft) und etwas

**Abb. 9-1:** Leitbild-Gesellschafts-komplex „Offene Grasflächen mit *Corynephorus* (Silbergras) und *Agrostis* (Straußgras) auf Binnendünen“ mit dem *Spergulo-Coryneporetum* auf offenen Sandflächen. NSG „Borkener Paradies“ bei Meppen (Emsland) (Foto: A. Schwabe, Mai 1994).



konsolidierteren Rasen des *Agrostietum vinealis* (Sandstraußgras-Gesellschaft). Kleinflächig tritt als weitere Pionierflur das *Airetum praecocis* (Gesellschaft der Frühen Haferschmiele) auf. Im Kontakt dazu kommt z. B. auf den norddeutschen Binnendünen das blumenreiche *Diantho deltoideis-Armerietum elongatae* (Heidenelken-Grasnelken-Gesellschaft) vor, das frischeren Standorte besiedelt als die Trockenrasen der folgenden Typen. Im Emsland wächst diese Gesellschaft im Bereich der Flutmarken der Flüsse und wird bei starken Hochwässern im Winter bzw. Frühjahr überflutet. Auf trockeneren Standorten Ost- und Süddeutschlands treten Rasen des *Armerio-*

*Festucetum trachyphyllae* (Grasnelken-Rauhblattschwengel-Rasen) und des nahe verwandten *Sileno otitae-Festucetum brevipilae* (Ohrlöflein-kraut-Rauhblattschwengel-Rasen) auf.

Zu 2) und 3): Das Vegetationsmosaik der Blauschillergras-Rasen ist u. a. durch subkontinental verbreitete Pflanzenarten gekennzeichnet, wie z. B. *Koeleria glauca* (Blauschillergras) und *Jurinea cyanooides*. Sie treten ausschließlich auf basenreichen Substraten auf. Die Pioniervegetation wird durch das *Bromo tectorum-Phleetum arenarii* (Dachtrespen-Sandlieschgras-Flur) und das *Sileno conico-Cerastietum semidecandri* (Kegel-

**Abb. 9-2:** Leitbild-Gesellschafts-komplex „Subpannonische Steppen-Trockenrasen (*Festucetalia valesiacae*)“, hier das *Allio-Stipetum capillatae* (Kopflauch-Haarpfriemengras-Steppenrasen) mit kleinflächigen Vorkommen von „Subkontinentalen Blauschillergras-Rasen (*Koelerion glaucae*)“. NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“ bei Darmstadt (nördliche Oberrheinebene) (Foto: A. Schwabe, Juni 2007).



leimkraut-Sandhornkraut-Gesellschaft) aufgebaut. In beiden Gesellschaften kommen subatlantisch und submediterran verbreitete Pflanzenarten vor. Bei etwas Humusbildung folgt das extrem seltene *Jurineo cyanoidis-Koelerietum glaucae* (Sandsilberscharten-Blauschillergras-Rasen). Bei stärkerer Konsolidierung der Rasen entwickeln sich subkontinentale Trockenrasen, so z. B. das *Allio sphaerocephali-Stipetum capillatae* (Kopflauch-Haarpfriemengras-Steppenrasen) mit vielen subkontinental verbreiteten Pflanzen- und Tierarten.

Alle diese Standorte intakter Leitbildflächen werden bei Vorkommen von Flugsanden, Nährstoffarmut, dem angespannten Bodenwasserhaushalt und geringen Humusmengen von hochgradig angepassten Sandpflanzenarten besiedelt (Lache 1976, Ritsema und Dekker 1994 u. a.), die allgemein auch sehr konkurrenzschwach sind (Weigelt et al. 2005). Aufgrund der in initialen Sandfluren herrschenden **Extremfaktoren** (hohe Temperatur und Trockenheit sowie andauernder Sandflug) ist nur die Etablierung von stenöken (ökologisch spezialisierten) Pflanzenarten aus dem vorhandenen lokalen Artenpool möglich. Bei *Corynephorus canescens* ist eine Wachstumsstimulation durch Sandauflage nachgewiesen (Marshall 1967). Arten wie das Moos *Polytrichum piliferum* zeigen eine hohe Toleranz gegenüber Übersandung (Birse et al. 1957, Martinez und Maun 1999). Bei adulten Höheren Pflanzen spielt in geschlosseneren Beständen vor allem die Wurzelkonkurrenz eine Rolle (Wilson und Tilman 1991, Belcher et al. 1995). In dem von Grime (1979) entwickelten **C(competitors)S(stress-tolerators)R(ruderals)-Strategietypen-System**, gehören die Sand-Pionierpflanzen in der Regel zu den SR-Pflanzen, die die Merkmale von Stress- und Störungstoleranz meist kurzlebiger Arten vereinen (Eichberg et al. 2007).

Gefährdete Sandökosysteme bilden häufig offene Biotopkomplexe, zum Teil auch halboffene Weidelandchaften, so z. B. im Emsland (Nordwestdeutschland). Sie stellen zum Teil gleichzeitig Beispiele für „Hudelandchaften“ dar (Abb. 9-1), deren Existenz bis weit in das Mittelalter zurückreichen kann (Pott und Hüppe 1991). Alle heute noch verbliebenen Reste sind durch eine erstaunlich hohe Biodiversität charakterisiert und deshalb aus naturschutzfachlicher Sicht von großer Bedeutung (Kratochwil und Assmann 1996). Eine solche Förderung von Weidelandchaften ent-

spricht auch der derzeitigen Bestrebung, „**neue Hudelandchaften**“ mit einem ökonomisch tragbaren Arten- und Biotopschutz-Konzept zu entwickeln (Finck et al. 2002, Härdtle et al. 2002, Riecken 2004). Zumeist wird in offenen Sandökosystemen eine Schafbeweidung durchgeführt, insbesondere in Flussgebieten auch Rinderbeweidung (Schwabe und Kratochwil 2004). Auch die Beweidung mit Equiden (Pferdeartigen), z. B. Esel (Süss und Schwabe 2007) oder ursprüngliche Pferderassen (z. B. Przewalski-Pferde im Sandgebiet „Tennenloher Forst“ bei Erlangen), wurde erfolgreich eingesetzt.

Die angeführten Pflanzengesellschaften und Landschaftsmosaik sind Leitbilder für die Renaturierung und gleichzeitig wichtige Spenderflächen für die Übertragung von Samen und Früchten auf renaturierte Flächen (Abschnitt 9.5.2).

## 9.3 Voraussetzungen für eine erfolgreiche Renaturierung

### 9.3.1 Kenntnisse zur Vegetationsentwicklung in der Zeitachse

Bei den besonders gefährdeten Pflanzengesellschaften von Sandstandorten handelt es sich in der Regel um frühe bis mittlere Stadien in der Sukzession, die bei ausbleibender Dynamik einer weiteren Sukzession unterliegen. Kenntnisse über den **potenziellen Sukzessionsverlauf** sind deshalb für die Entwicklung von Renaturierungsmaßnahmen von großer Bedeutung. Die Entwicklung der Vegetation muss nicht gerichtet verlaufen. Sie kann durch Witterungseinflüsse in trockenen, heißen Sommern stagnieren bzw. durch feuchte Sommer stärker fortschreiten (Biermann und Daniels 1997, Süss und Schwabe 2007).

Aus verschiedenen Regionen Mitteleuropas liegen Ergebnisse über den **Sukzessionsverlauf der Sandvegetation bei spontaner Sukzession** vor. Für die frühen Stadien der Sukzession können Cyanobakterien, Algen, Flechten und Moose

eine große Rolle spielen. Insbesondere auf basenreichen Sanden in sommertrockenen Gebieten festigen „**Biologische Krusten**“ (Belnap und Lange 2001), vor allem Cyanobakterien und Grünalgen, den Sand so stark, dass dies die Ansiedlung von Höheren Pflanzen behindert. Solche Krustenstadien entwickeln sich oft jahrelang nicht weiter, wenn sie nicht durch Tritt geöffnet werden (Beispiel bei Hach et al. 2005).

In einem Spergulo-Corynephorum laufen folgende Entwicklungsprozesse ab: Zu Beginn, wenn die Sandauflage sehr locker ist, bestimmen Pionierarten wie z. B. *Corynephorus canescens*, *Spergula morisonii* (Frühlingsspark) und *Teesdalia nudicaulis* (Bauernsenf) die Vegetation. In der weiteren Entwicklung spielen Ausbildungen mit verschiedenen Flechten-Stadien (*Cladonia*, *Cetraria*) eine große Rolle; sie markieren die späten Sukzessionsstadien dieser Gesellschaft (Biermann und Daniëls 1997). Wie die Cyanobakterien, können auch Cladonien-Stadien größere Stabilität aufweisen, weil der dichte Vegetationschluss eine Etablierung durch Höhere Pflanzen zum Teil verhindert (Biermann und Daniëls 1997, Jentsch und Beyschlag 2003). Der Fraßdruck z. B. von Rindern ist in solchen Pflanzengesellschaften eher gering (Kratochwil et al. 2002). Die Sukzession kann bei Vorkommen des neophytischen Mooses *Campylopus introflexus* modifiziert werden. Dieses Moos bildet geschlossene monodominante Teppiche. Biermann und Daniëls (2001) konnten eine erhebliche Abnahme der Deckung der Flechten im Spergulo-Corynephorum feststellen, wenn *Campylopus introflexus* an Dominanz gewinnt (siehe auch Hasse und Daniëls 2006).

In den meisten Gebieten kommt es nach einer Reihe von Jahren zu einem Fortschreiten der Gräserdeckung (**grass-encroachment**, Kooijman und van der Meulen 1996). Konkurrenzkräftige Gräser, die zumeist klonal wachsen, verdrängen die sandspezifischen, oft niedrigwüchsigen und konkurrenzschwachen Arten.

Eine besondere Bedeutung hat die konkurrenzstarke Art *Calamagrostis epigejos* (Landreitgras), das weite Flächen in Sandökosystemen besiedelt, die nicht im Sinne des Naturschutzes oder nicht ausreichend gepflegt werden. Auf sauren Sanden entstehen oft von *Agrostis capillaris* (Rotes Straußgras) und *Deschampsia flexuosa* (Drahtschmiele) dominierte Stadien. Weitere

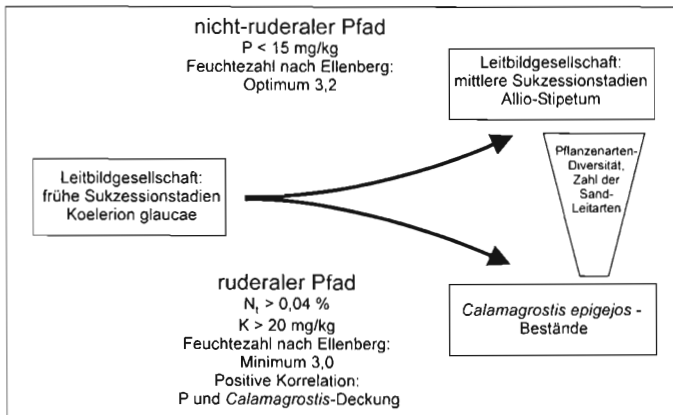
dominante Arten können u. a. *Elymus repens* (Quecke) und in sommerwarmen Gebieten die invasive Art *Cynodon dactylon* (Hundszahn-Gras) sein.

Untersuchungen in basenreichen Sandökosystemen Südwestdeutschlands zeigen, dass die typische Sukzession vom Koelerion glaucae-Vegetationskomplex zum artenreichen Allio-Stipetum in manchen Flächen zu artenarmen Beständen von *Calamagrostis epigejos* führt. Die entscheidenden Faktoren, welcher **Sukzessionspfad** sich entwickelt, sind Bodennährstoffe und Wasserhaushalt (siehe Abb. 9-3; Süss et al. 2004).

### 9.3.2 Kenntnisse der Bodennährstoffgehalte

Kenntnisse über die Nährstoffversorgung und die Nährstoffflüsse in Sandökosystemen sind für die entsprechenden Renaturierungsmaßnahmen von zentraler Bedeutung (Storm und Bergmann 2004), da sie Nährstoff-limitierte Standorte darstellen (Kachi und Hirose 1983, Olf et al. 1993, Quinger und Meyer 1995, Jentsch und Beyschlag 2003, Storm und Süss 2008). Eine zentrale Rolle kommt den Nährelementen **Stickstoff** und **Phosphor** zu (z. B. Kachi und Hirose 1983, Süss et al. 2004). Nährstoffreichtum kann durch vorangegangene landwirtschaftliche Nutzung bedingt sein, aber auch durch Einträge stickstoffhaltiger Immissionen, Einwehung nährstoffreicher Partikel von benachbarten intensiv bewirtschafteten Flächen oder Überbeweidung mit Zufütterung.

Untersuchungen von Süss et al. (2004) zeigen, dass es eine signifikante positive Abhängigkeit zwischen den Bodennährstoffen N, P, K und dem *Calamagrostis epigejos*-Aufkommen gibt. Diesen Sukzessionspfad bezeichnen wir als „**Ruderalisierungspfad**“. Das Sukzessionsmodell und die Schwellenwerte sind in Abbildung 9-3 dargestellt.



**Abb. 9-3:** Sukzessionsmodell von Sandvegetation basenreicher Standorte getrennt nach dem nicht-ruderalen und dem ruderalen Pfad sowie Schwellenwerte für wichtige Bodennährstoffe, entwickelt nach Daten von Süß et al. (2004); Feuchtezahl, siehe Ellenberg et al. (2001).

### 9.3.3 Kenntnisse über den lokalen Artenpool, die Diasporenbank auf Renaturierungsflächen und die Lage von Spenderflächen

Kenntnisse über den lokalen Artenpool sowie über die Verfügbarkeit von Diasporen (Samen, Früchte: generativ; vegetative Ausbreitungseinheiten wie Rhizomfragmente) sind für Renaturierungsvorhaben von großer Bedeutung. Nur wenn Leitbildflächen direkt angrenzen, kann über den **Diasporenregen** (*seed rain*) auch nach und nach mit einer Etablierung von Zielarten auch ohne spezielle Maßnahmen gerechnet werden. Häufig enthält der *seed rain* nur allgemein und auf vielen verschiedenen Standorten verbreitete Pflanzenarten (Ubiquisten), insbesondere Ruderalarten mit effektiver Windausbreitung (Heinken 1990, Poschlod und Jordan 1992, Krolupper und Schwabe 1998, Stroh 2006). Die Ausbreitung über mehr als einige 100 m ist für viele Standortspezialisten der Sandrasen selten (Stroh et al. 2002, Jentsch und Beyschlag 2003). So liegen die Ausbreitungsdistanzen von *Teesdalia nudicaulis* oder *Spergula morisonii* nur bei 0,5 m (Frey et al. 1999). Kurz- und mittelfristig haben bereits 100 m entfernte Vegetationsbestände als Spenderquellen oft kaum eine Bedeutung (Bakker et al. 1996), es sei denn, außergewöhnliche Ereignisse sorgen für einen Ferneintrag: So besiedelten sich im Emsland neu entstandene fluviogene Sandablagerungen in einem ruderal geprägten Vegetationskom-

plex der „Hammer Schleife“ (Abschnitt 9.7) spontan mit *Corynephorus*. Für einige Arten der Steppen ist eine Besiedlung über mehrere 100 m offensichtlich möglich, so z. B. für *Stipa capillata* (Haar-Pfriemengras), die in der nördlichen Oberrheinebene mehrere fragmentierte Flächen mit über 100 m Abstand besiedelte. Auch Untersuchungen in Ungarn im Bereich eines dichteren Netzes von Leitbildflächen zeigen, dass spontane Besiedlungen möglich sind. Bei der Sekundärsukzession einstiger Flächen mit Ackernutzung in Richtung zu einem Festucetum *vaginatae* lag keine Limitierung durch Diasporen vor, sodass eine spontane Kolonisation erfolgen konnte. Eine große Anzahl Sandarten war bereits nach fünf Jahren etabliert (Csecserits und Rédei 2001; siehe auch Halassy 2001).

Die **generative Diasporenbank** der Pioniervegetation von Binnendünen ist relativ arten- und individuenarm und oft nur als temporär einzustufen (Jentsch et al. 2002, Eichberg et al. 2006). Rote-Liste-Arten (z. B. *Medicago minima*, Zwerg-Schneckenklee; *Vicia lathyroides*, Sand-Wicke) sind zwar vertreten, aber in den meisten Fällen nur in geringer Diasporendichte. Die Diasporenbanken mittlerer Sukzessionsstadien (z. B. *Diantho-Armerietum*, *Armerio-Festucetum*) sind artenreicher als die der Pioniergesellschaften (Eichberg et al. 2006).



## 9.4 Maßnahmen für die Renaturierung I – Verbesserung des naturschutzfachlichen Wertes bestehender Sandökosysteme

### 9.4.1 Regression fortgeschrittener Sukzessionsstadien, insbesondere durch Beweidung

#### 9.4.1.1 Kiefernwälder

Es liegen hier Erfahrungen aus Kiefernwäldern vom Typ des Pyrolo-Pinetum (Kalksand-Kiefernwald) aus der nördlichen Oberrheinebene vor, die nach Aufgabe der Streunutzung in der Mitte des 20. Jahrhunderts und wahrscheinlich auch gefördert durch N-Immissionen stark mit *Rubus fruticosus* agg. (Brombeeren) zugewachsen sind. Die typischen, an lichten Stellen vorkommenden Steppenrasen des Allio-Stipetum capillatae und lokale Vorkommen von *Pyrola chlorantha* (Grünlisches Wintergrün) und anderen Vertretern der Pyrolaceae (Wintergrüengewächse) werden so überwachsen (Schwabe et al. 2000, Zehm et al. 2002).

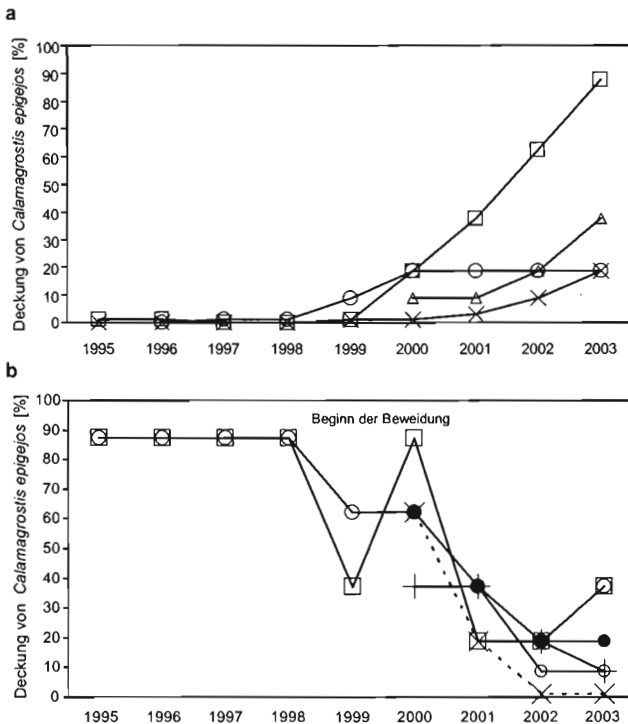
Als Erstmaßnahme ist die Zurückdrängung der in den meisten Gebieten stark dominanten Brombeere notwendig. Hierzu eignen sich besonders **Ziegen** (z. B. Kaschmirziegen), die auch im Winter besonders effektiv Gehölze verbeißen. In Kiefernwäldern der nördlichen Oberrheinebene befraßen die Ziegen, neben den Brombeeren, besonders die Gehölze *Euonymus europaea* (Pfaffenhütchen), *Sambucus nigra* (Schwarzer Holunder) und *Ligustrum vulgare* (Liguster). In einer von Ziegen beweideten Fläche wurde die Strauchschicht von 20 % auf 5 % reduziert. Nach der Erstpflge mit Ziegen können die Flächen von **anspruchlosen Schafrassen** (z. B. Moorschnucken, Skudden) beweidet werden. Der Einsatz von Eseln, die vor allem Gräser fressen, ist dort sehr sinnvoll, wo *Calamagrostis epigejos* oder

andere monodominante Gräser in den Kiefernwäldern große verdämmende Herden ausbilden. Um den seltenen Vegetationstyp des Pyrolo-Pinetum zu erhalten, ist die Verjüngung von *Pinus sylvestris* (Waldkiefer) erwünscht; dies ist bei **Eselbeweidung** gewährleistet, da diese den Jungwuchs nicht fressen (im Gegensatz zu den meisten Schaf- und allen Ziegenrassen). Eine geschickte Weideführung kann jedoch den Schaf- bzw. Ziegenverbiss an *Pinus* minimieren (Zehm et al. 2004). Im Bereich der Wälzkuhlen von Eseln konnten punktuell Gruppen von Sämlingen dieses Mineralbodenkeimers festgestellt werden (Zehm et al. 2002).

#### 9.4.1.2 Ruderalisierte Sandrasen mit Vorkommen von monodominanten Gräsern

Unter **extensiver Beweidung** nehmen dominante Pflanzenarten in der Regel ab (Sala 1987, Titlyanova et al. 1988) und kleinwüchsiger zu. Parallel dazu erhöht sich die Artenzahl, wenn es sich beispielsweise um Arten handelt, die aus der Diasporenbank des Bodens keimen (Schwabe et al. 2004a, b). Dieses Phänomen steht in Einklang mit der Körpergrößen-Hypothese (*size hypothesis*), die davon ausgeht, dass bei zunehmender Artenzahl je Flächeneinheit sich die Zahl der Arten mit geringer Größe erhöht (Schaefer 1999). So haben nach Noy-Meir et al. (1989) durch Beweidung geförderte Arten oft eine signifikant geringere Wuchshöhe, oder es handelt sich um Rosettenpflanzen (siehe auch Dupré und Diekmann 2001). Eine Ausnahme bilden „Weideunkräuter“ („verschmähte“ Arten), die zur Dominanz kommen können. In Sandrasen sind das z. B. Bestände von *Thymus serpyllum* und *T. pulegioides* (Sand- und Arznei-Thymian), *Helichrysum arenarium* und *Hypericum perforatum* (Tüpfel-Johannis-kraut).

Eine Reduktion der Gräser-Dominanz (*grass-encroachment*) durch Beweidung konnte von Kooijman und van der Meulen (1996) innerhalb von sechs Jahren in Küstendünen in den Niederlanden nachgewiesen werden. Die Abnahme der Streudeckung führt im Frühjahr zu neuen Wuchsplätzen, und es verbessern sich die Lichtverhältnisse am Boden (Bakker 2003). Auch in den Binnendünen-Gebieten am nördlichen Ober-



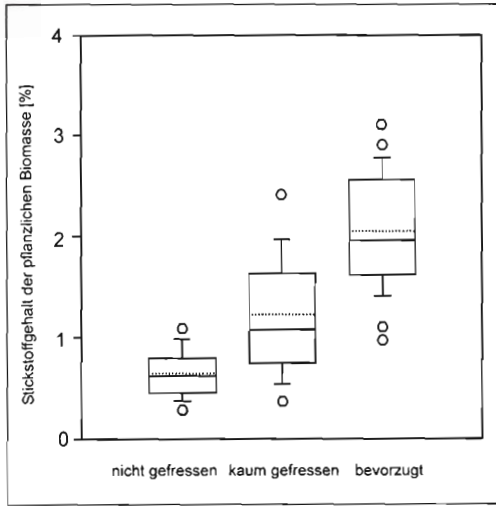
**Abb. 9-4:** a) Deckungszunahme von *Calamagrostis epigejos* (Landreitgras) bei ungestörter Sukzession (fünf Dauerflächen im Landkreis Darmstadt-Dieburg; nach Schwabe et al. 2004b). b) Deckungsabnahme von *Calamagrostis epigejos* (Landreitgras) unter Beweidung seit 1998 (sechs Dauerflächen im Landkreis Darmstadt-Dieburg; nach Schwabe et al. 2004b).

rhein kam es bei Schafbeweidung bereits in den ersten drei Jahren zu einer signifikanten Abnahme der Streudeckung (Bergmann 2004, Schwabe et al. 2004b).

Ein besonderes **Problemgras** ist *Calamagrostis epigejos*. Über eine Zeitspanne von bis zu neun Vegetationsperioden (Abb. 9-4a) kann für trocken-heiße Sandstandorte am nördlichen Oberrhein belegt werden, dass nach Etablierung von *Calamagrostis epigejos* zunächst eine Phase der Verzögerung (Lag-Phase) mit geringer Deckung auftritt, die dann innerhalb von fünf Vegetationsperioden zum Teil von unter 5 % auf über 80 % ansteigt. Bei einsetzender Schafbeweidung dauert es mehrere Jahre (Abb. 9-4b), bis eine Deckungsabnahme zu verzeichnen ist. Erst nach drei bis vier Vegetationsperioden reduzierte sich die Deckung auf unter 20 % (Schwabe et al. 2004b). In feuchten Jahren kann es wiederum Rückschläge geben. Bei einem optimalen Beweidungsmanagement kann bei einer „Instandsetzungsbe-weidung“ (bis zu dreimaliges Beweiden pro Jahr

von *Calamagrostis* über mehrere Jahre) sogar der „ruderaler Pfad“ in den „nicht-ruderalen Pfad“ umgelenkt werden (Süss et al. 2004, Schwabe et al. 2004b; siehe Abb. 9-3). Die Weidetiere fressen zunächst die höherwüchsigen Ruderalpflanzen und erst später die oft behaarten, weniger schmackhaften Sand-Standortspezialisten; dies korreliert mit einer Selektion N-reicherer Pflanzen (Stroh et al. 2002; siehe Abb. 9-5). Bei der in Farbtafel 9-1 gezeigten Fläche, die von einer ziehenden Skudden- und Moorschnuckenherde beweidet wird, handelt es sich um ein noch zwei Jahre zuvor dominant mit *Calamagrostis* bewachsenes Gebiet, das mehrfach im Jahr beweidet wurde (ehemaliger Acker).

Nicht alle Gräser sind jedoch ausgeprägte Dominanzbildner mit Effekten der Bildung sich stetig vergrößernder Teppiche (*grass-encroachment*) und damit verbundener Artenverarmung. Vergleichende Untersuchungen des Hochgras-Artenpaares *Calamagrostis epigejos* und *Stipa capillata* zeigen auch, dass der Guerilla-Strategie



**Abb. 9-5:** Beziehung zwischen dem Stickstoffgehalt der oberirdischen Pflanzen-Biomasse und der Präferenz weidender Schafe. Tukey Box Plot Diagramm: Box = 25-te, 75-te Perzentile, Linie innen: Median, gepunktete Linie: Mittelwert, Fehlerbalken: 10-te, 90-te Perzentile, Kreise: stark abweichende Daten (nach Stroh et al. 2002).

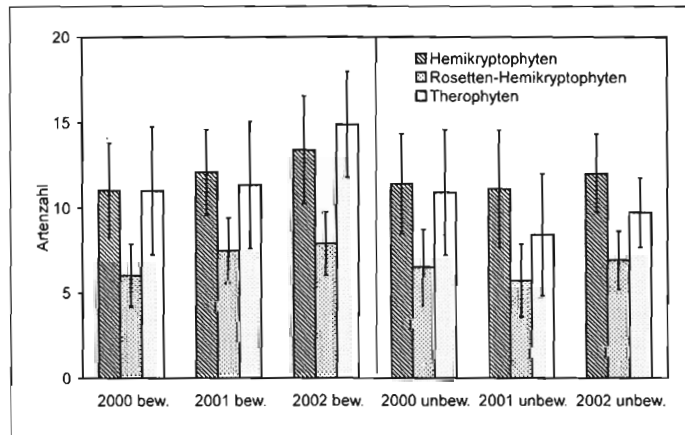
(mit Rhizomen unterwandernd) *Calamagrostis* diese Eigenschaften hat, wohingegen der Phalanx-Strategie (als Horst wachsend) *Stipa capillata* mit kleinwüchsigen Arten koexistiert (Schwabe et al. 2004b).

**Beweidungsexperimente** von de Bonte et al. (1999) in niederländischen Küstendünen-Bereichen (insbesondere Graudünen) belegen nach

Wiedereinsetzen der Beweidung mit Rindern und Pferden einen deutlichen Rückgang der „Tep-pichbildner“ *Calamagrostis epigejos* und *Carex arenaria* (Sand-Segge) nach fünf Jahren. Zu einem signifikanten Unterschied der Artenzahlen zwischen den beweideten und unbeweideten Flächen kam es jedoch nicht (nur tendenziell höhere Artenzahlen in den beweideten Flächen). Im Allio-Stipetum-Komplex der nördlichen Oberrheinebene erhöhten sich dagegen innerhalb von zwei Jahren nach der Erstbeweidung die Artenzahlen. Dies gründet sich vor allem auf die Förderung von einjährigen Arten, die zum Teil zu den Rote-Liste-Arten gehören (Abb. 9-6).

Teilweise kann es durch Beweidung zu **kompensatorischem Wachstum** kommen (d. h. einer stärkeren Produktion von Biomasse, die den Beweidungseffekt ausgleicht), z. B. bei Leguminosen und anderen Kräutern (McNaughton 1983). Außer Beweidung wird in geringerem Umfang auch Mahd als Pflegemaßnahme eingesetzt. Diese ist allenfalls in geschlosseneren, konsolidierteren Rasen sinnvoll (Quinger 1999). So können *Calamagrostis epigejos* und *Solidago canadensis* (Kanadische Goldrute) durch Mahd zurückgedrängt werden (Quinger und Meyer 1995). Bei militärischer Nutzung wurden über Jahrzehnte Flächen des Armerio-Festucetum in der nördlichen Oberrheinebene durch Mahd erhalten. Bei stark verfilzten Flächen ist zum Teil eine Erstpflege durch Mahd vorteilhaft, um die Fläche dann beweidet zu können. Mulchen (Mahd mit anschließendem Verbleiben des Mahdgutes auf der Fläche) ist zwar bezüglich der Ausmagerung der Flächen

**Abb. 9-6:** Artenzahlentwicklung bei einzelnen Lebensformen im Untersuchungsgebiet „Griesheimer Düne“ bei Darmstadt im Vergleich beweidet ( $n = 30$ , à  $80 \text{ m}^2$ ) und unbeweidet ( $n = 10$ , à  $80 \text{ m}^2$ ) 2000–2002. 2000: Status quo, ab 2001: Einfluss der Erstbeweidung mit Schafen. Interaktion Beweidung\*Jahr, Therophyten (Einjährige)  $p < 0,0001$ , Hemikryptophyten (ohne RH)  $p = 0,0063$ , Rosetten-Hemikryptophyten (RH)  $p = 0,0111$  nach *mixed linear model*, SAS (nach Schwabe et al. 2004b).

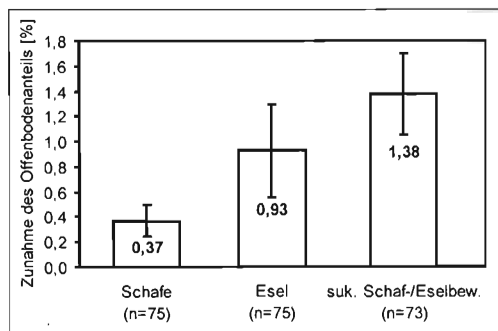


ungünstiger, oft aber aus arbeitstechnischen, ökonomischen und Umweltschutzgründen (problematisches Entsorgen des Mähgutes mit weiten Fahrtstrecken oder gar durch Verbrennen) akzeptabel.

Regressionsprozesse können auch durch direkte mechanische Entnahme der Vegetation erfolgen, neben Gehölzentfernung z. B. durch Entnahme von Grasbüscheln unter Rückführung des Sandes (Bakker et al. 2003) oder durch Sodenentnahme (Stroh et al. 2002). Beides sind sehr arbeitsintensive Verfahren, die in Sandökosystemen nur punktuell angewendet werden.

### 9.4.2 Wiedereinführung dynamischer Prozesse durch Beweidung und Aktivierung der Diasporenbank im Boden

Noy-Meir et al. (1989) betonen, dass nicht nur der vertikale Phytomasse-Entzug, sondern vor allem die horizontale Öffnung der Vegetation (*gaps*) ein entscheidender Faktor der Beweidung ist. Durch die Schaffung eines kleinflächigen Musters (*micropattern*) wird besonders die Etablierung von kurzlebigen Pionierarten gefördert (Bakker et al. 1983, Adler et al. 2001). An solchen offenen Mikro-Standorten finden in einem *Spergulo-Corynephorum* Arten wie z. B. *Corynephorus canescens* bessere Keimungsbedingungen als in Beständen mit höherer Vegetationsdeckung (Gross und Werner 1982, Klinkhamer und de Jong 1988, Rusch und Fernández-Palacios 1995). Eine solche durch Weidetiere induzierte „**Lückendynamik**“ ist für die Etablierung zahlreicher Pflanzenarten essenziell (Troumbis 2001, Schwabe et al. 2004a, b). Eine ebenfalls große Bedeutung haben beweidungsbedingte lineare Strukturen (**Weidepfade**) und – je nach Weidetierart – Sonderstrukturen wie **Wälzkühlen** (bei Pferdeartigen, z. B. Eseln) und freigescharrte **Schlafplätze** (z. B. bei der Schafrasse Skudde). Die Prozentsätze der offenen Stellen liegen bei Eselbeweidung höher als bei Schafbeweidung (siehe Abb. 9-7); zum Teil sind diese Effekte jedoch nur für eine relativ kurze Periode nach der Beweidung festzustellen (Süss und Schwabe 2007).



**Abb. 9-7:** Zunahme des Offenbodenanteils in konsolidierten Sandrasen des NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“ bei Darmstadt ca. fünf Wochen nach Beweidung (September 2003); n (Flächen Schaf-beweidet) = 75, n (Flächen Esel-beweidet) = 75, n (Flächen sukzessiver Schaf-, dann Esel-beweidet) = 73; Fehlerbalken: Standardfehler. Hoher Fehler bei Eselbeweidung und sukzessiver Schaf-Eselbeweidung aufgrund der heterogen verteilten Wälzkühlen der Esel (nach Süss 2004).

Solche Lücken können zur Etablierung von Arten aus der **Diasporenbank** führen, die im *Spergulo-Corynephorum* des Emslandes (in der Bodenschicht 1–6 cm) im Mittel 12 Arten und 683 Diasporen pro m<sup>2</sup> aufweist, im *Diantho-Armerietum* 18 Arten und 2 127 Diasporen pro m<sup>2</sup>. Im *Koelerion glaucae* der nördlichen Oberrheinebene sind es 20 Arten und 1 965 Diasporen pro m<sup>2</sup> und im *Armerio-Festucetum* 31 Arten und 12 217 Diasporen pro m<sup>2</sup>. Die untere Bodenschicht (untersucht wurde die Tiefe 11–16 cm) ist durchweg viel arten- und individuenärmer. Die häufigsten Arten in der Diasporenbank sind im Untersuchungsgebiet Emsland (Biener Busch, Hammer Schleife): *Rumex acetosella* (Kleiner Sauerampfer, annuell), *Carex arenaria* (Sand-Segge) und *Corynephorus canescens*; in der nördlichen Oberrheinebene (bei Darmstadt): *Potentilla argentea* (Silber-Fingerkraut, annuell), *Rumex acetosella* und *Vicia lathyroides* (Sand-Wicke, annuell). Auch gefährdete Arten wie *Medicago minima* (annuell), *Vicia lathyroides* und *Silene conica* (Kegelfrüchtiges Leimkraut, annuell) sind präsent, zum Teil allerdings nur mit geringen Diasporendichten (Eichberg et al. 2006). Insbesondere viele der annualen Sandarten der Diasporenbank werden bei Beweidung gefördert und bedingen eine Erhöhung der Artenzahlen, wenn die Gebiete nicht schon länger brachliegen

(Abb. 9-6). Die meisten habitattypischen Arten weisen nur eine kurzlebige Diasporenbank im Sinne von Thompson et al. (1997) auf, die ein bis maximal fünf Jahre überdauert.

### 9.4.3 Förderung des Diasporentransfers und der Diasporenestablierung durch Weidetiere

Ein funktioneller Ansatz der Renaturierung ist der Transfer von Diasporen über **Epi-** und **Endo-**

**zoochorie** durch Weidetiere, die im Laufe ihrer Weideroute verschiedene, räumlich getrennte Flächen aufsuchen (Fischer et al. 1995, Wessels et al. 2008). Traditionell wurde dieses Weideregime im Mittelalter und in der frühen Neuzeit durchgeführt (siehe Karte bei Bonn und Poschlod 1998) und gebietsweise noch heute (z. B. Jura-Kalkgebiete in Süddeutschland, im Mediterrangebiet, punktuell auch in der nördlichen Oberrheinebene). Dies führt zum stetigen Genaustausch räumlich separierter Populationen (Poschlod et al. 1998).

## Kasten 9-2

### Funktionelle Verbindung zwischen Flächen durch Epi- und Endozoochorie – Diasporenquellen (*source*) und Senken (*sink*)

Die Untersuchungen von Fischer et al. (1995, 1996) in Kalktrockenrasen der Schwäbischen Alb haben gezeigt, dass durch **Epizoochorie** auch viele Arten ausgebreitet werden, die für den Arten- und Habitatschutz keinerlei Bedeutung haben. Dieses Problem wird auch von Mouissie et al. (2005) als gravierend angeführt. Es wurde daher ein Verbundsystem zwischen Flächen vorgeschlagen, das den Ausbreitungspfad für wirkliche Leitbildarten erhöht, indem die Schafherde sich innerhalb größerer Leitbildflächen bewegt (*intra-area*) bzw. von einer Leitbildfläche (*source area*) zu einer zu restituierenden Fläche (*sink area*) zieht (*inter-area*), ohne dazwischen andersartige Vegetationstypen zu beweideten (Wessels et al. 2008). Bei diesem Verfahren konnten auf Sandstandorten in der nördlichen Oberrheinebene bisher Diasporen von 56 Arten im Schafell nachgewiesen werden, die Hälfte davon Zielarten, darunter sieben Rote-Liste-Arten. Dabei waren die Diasporenverluste während des Weges von 3 km von Fläche zu Fläche gering. Beträchtliche „Verluste“ und damit Potenzial für eine erfolgreiche Etablierung konnten aber bei den Tieren während der Weidezeit festgestellt werden; u. a. führt Fellpflege mit Maul und Klauen dazu, dass sich Diasporen aus dem Fell lösen und ausgebreitet werden (Wessels et al. 2008). An der gefährdeten FFH-Art *Jurinea cyanoides* konn-

ten Eichberg et al. (2005) in einem Feldexperiment zeigen, dass es nach epizoochorem Transport in geringen Prozentsätzen zur Etablierung kommt und letztere insbesondere gefördert wird, wenn die Schafe die großen Diasporen dieser Art in das Substrat eintrampeln (Schutz vor Diasporenräubern).

Durch **Endozoochorie** sind bei einem Pflanzengesellschafts-spezifischen Transfer der Schafherde in der nördlichen Oberrheinebene bei Darmstadt bisher insgesamt 28 Arten nachgewiesen worden, die nach Magen-Darm-Passage ausgebreitet werden. Die Untersuchungen zeigen jedoch das Paradoxon auf, dass unter kontrollierten Bedingungen mit kontinuierlicher Bewässerung im Botanischen Garten (*Common Garden-Experiment*) aus dem Faeces-Material auch „unerwünschte“ Arten wie z. B. *Carex hirta* (Behaarte Segge) keimten. Im Freiland konnten sich bei den extremen Bedingungen (Trockenheit, Hitze) nur wenige Individuen etablieren; dieses waren Stress-Ruderal-Strategen im Sinne des CSR-Modells (Abschnitt 9.2): *Medicago minima*, *Phleum arenarium*, *Silene conica*, *Vicia lathyroides*, *Vulpia myuros* (Mäuseschwanz-Federschwingel), die im Falle der erstgenannten vier Arten erstaunlicherweise als gefährdete Nährstoff-Flieher auf dem nährstoffreicheren Faeces-Material keimten (Eichberg et al. 2007).

### 9.4.4 Förderung dynamischer Prozesse durch Wind- und Wasserdynamik

In unserer dicht besiedelten Kulturlandschaft haben offene Sandflächen mit Sandverlagerungen keinen Platz mehr. Über die letzten Flugsandgebiete im westeuropäischen Binnenland gibt es eine Zusammenstellung von Riksen et al. (2006), die den hohen Flächenverlust in den letzten 50 Jahren und die Besonderheiten dieses Lebensraumtyps beschreibt. Insbesondere für die gesamte Systemdynamik und für Pionierpflanzenarten und Sandspezialisten unter den Tierarten stellen Flugsande einen essenziellen Lebensraum dar. Zu letzteren gehören der Brachpieper (*Anthus campestris*, inzwischen ausgestorben im niederländischen Untersuchungsgebiet), der Eisenfarbige Samtfalter (*Hipparchia statilinus*), der auch auf den ehemaligen Truppenübungsplätzen Ostdeutschlands vorkommt (Settele et al. 1999), viele Stechimmen (aculeate Hymenopteren) und thermobionte Käferarten (Riksen et al. 2006). Ein **Prozessschutz** dieses Systems ist sicherlich nur in Großschutzgebieten möglich. Eine Erhöhung des Windeinflusses wäre punktuell durch Entfernung umliegender Baumbestände und durch das Anlegen von Windschneisen möglich (Hasse et al. 2002).

Eine Begünstigung größerflächiger Sandablagerungen kann bei flussnahen Sandökosystemen durch Wiedereinführung der Fließgewässerdynamik mit Hochwässern erreicht werden (Remy und Zimmermann 2004; siehe auch Farbtafel 9-6 und Kapitel 1).

## 9.5 Maßnahmen für die Renaturierung II – Flächenvergrößerung, Bildung von Trittsteinen und Korridoren (Neuentwicklung von Sandökosystemen)

### 9.5.1 Schaffung von nährstoffarmen Standortbedingungen

Auf Flächen mit höheren Nährstoffgehalten müssen die Nährstoffe zunächst reduziert werden, da Renaturierungsflächen nur relativ geringe Phosphat- und Stickstoffwerte im Boden aufweisen dürfen. Anderenfalls entwickelt sich die Vegetation über den „**Ruderalisierungspfad**“ zu monodominanten Grasbeständen z. B. mit *Calamagrostis epigejos* (vgl. Abschnitt 9.4.1.2). Insbesondere das im Boden fest gebundene Phosphat lässt sich kaum ausmagern. Eine komplette **Oberbodenentfernung (top soil removal)** kann erfolgreich sein und wurde z. B. von Aerts et al. (1995) für *Calluna*-Heiden und von Verhagen et al. (2001) für sandige Ackerböden eingesetzt. Es entsteht hier jedoch das Problem der Entsorgung des Oberbodens. In lockeren Sanden hat sich als kostengünstige Alternative der Auftrag von nährstoffarmem Tiefensand in einer Schichtdicke von mindestens 1 m bewährt (Farbtafel 9-2). Vielfach fällt bei größeren Bauvorhaben bei Aushubarbeiten nährstofffreier Tiefensand an, der oft entsorgt werden muss. Dieser kann zur Neueinrichtung von Sandökosystemen verwendet werden.

Als teurere Alternative kann die **Oberbodeninversion (top soil inversion)** eingesetzt werden. Hier wird nährstoffarmer Unterboden an die Oberfläche verlagert und umgekehrt (Remy und Zimmermann 2004, Stroh 2006). Die Tiefe ist abhängig von der Vornutzung (z. B. Lage der Pflugsohle bei vorheriger Ackernutzung) und dem jeweiligen Bodenprofil.

Wenn es nicht möglich ist, solche Substratverbessernden Maßnahmen durchzuführen (z. B. oft bei ehemaligen Äckern), sollte möglichst die

gesamte Phytomasse abgeräumt werden. Auch bietet sich vor einer Renaturierung ein **Nährstoffentzug** durch die Ansaat und Ernte von Getreide und anderen Nutzpflanzen an (Marrs 1993, Bakker und van Diggelen 2006). In Sandökosystemen ist dieses Verfahren aber oft nicht erfolgreich, da infolge der Wasserlimitierung ein nur geringes Wachstum erfolgt. So konnten während einer Vegetationsperiode mit einer Lein-Ansaat (*Linum usitatissimum*) in einem Binnendünengebiet am Oberrhein nur 1,66 kg Phosphat pro ha entzogen werden (Stroh 2006 und unpublizierte Daten).

### 9.5.2 Beimpfung mit diasporenreichem Material (Inokulation) und Diasporenausbreitung durch Weidetiere

Den Flächen, die für Renaturierungsmaßnahmen zur Verfügung stehen, fehlen in der Regel praktisch alle Arten aus schützenswerten Sandökosystemen. Viele gefährdete Arten der Sandökosysteme bauen keine dauerhaften Diasporenbanken auf (Eichberg et al. 2006), die *seed bank* ist leer (wie z. B. bei Verwendung von Tiefensand) oder baut sich – je nach vorhergehender Nutzung der Flächen – aus Ackerwildkräutern oder Ruderalarten auf.

Über den Diasporenenregen (*seed rain*) können Diasporen von Zielarten der Sandökosysteme oft wegen der großen Entfernung der Spenderquellen ein neu eingerichtetes Renaturierungsgebiet nicht erreichen. Eine Aufgabe bei der Renaturierung ist daher, diese Diasporenlimitierung durch verschiedene Verfahren zu überbrücken.

**Soden-Transplantation** (z. B. Müller 1990, Bank et al. 2002, Kirmer et al. 2002): Dieses Verfahren ist sehr aufwändig, kostenintensiv und auch aus naturschutzfachlicher Sicht nicht immer vorteilhaft, da in die Spenderflächen destruktiv eingegriffen werden muss. Bank et al. (2002) empfehlen als optimalen Zeitpunkt des Sodenabtrags den Winter bei gefrorenem Boden, wobei die 10–15 cm dicken Soden abgestochen und auf Paletten geladen werden können. Auf diese Weise können 30–50 m<sup>2</sup> große „Inseln“ verpflanzt werden. Bei der Soden-Transplantation einer Corynephoreta-

lia-Gesellschaft in einem Renaturierungsexperiment in der nördlichen Oberrheinebene hatten zwar die Sodenflächen zunächst einen Entwicklungsvorsprung (Zahl der übertragenen Arten) gegenüber einem Mahdgut-Auftrag, dies glich sich aber bereits in der zweiten Vegetationsperiode an (Stroh et al. 2007).

**Sodenschüttung, Oberbodenschüttung, Diasporenbank-Übertragung** (Bank et al. 2002, Kirmer et al. 2002, Kirmer und Tischew 2006): Der Oberboden der Leitbildgesellschaft wird auf etwa 10 cm Oberboden manuell (mit Spaten) oder maschinell (mit Raupen) abgetragen und auf die Renaturierungsflächen aufgebracht. So kommt es auch zu einer Übertragung einer Vielzahl an Bodenorganismen. Bei einer solchen Maßnahme sollte die Diasporenbank der Spenderfläche bekannt sein, da die Gefahr besteht, auch Diasporen anderer Sukzessionsstadien oder Nutzungen einzubringen. Bei einer Sodenschüttung kann es durch die Substratumlagerung des Oberbodens zu einer verstärkten, nicht erwünschten Mineralisation kommen. Kirmer et al. (2002) geben für eine Sodenschüttung 10 kg/m<sup>2</sup> mit einer Schichtdicke von 1 cm an. Bank et al. (2002) nennen als günstigsten Entnahmezeitpunkt den Oktober. Der Oberboden wird bei trockenem Wetter 10–15 cm tief abgeschoben. Das Material kann per Hand oder mit einem Miststreuer auf der Fläche verteilt werden. Mit Spendermaterial einer 10 m<sup>2</sup>-Fläche lässt sich eine Fläche von 150–200 m<sup>2</sup> beimpfen. Auch hier wird in die Spenderflächen destruktiv eingegriffen.

**Transfer von Diasporen (Inokulation) mit Mahdgut aus Leitbildflächen:** Renaturierungsmaßnahmen durch Mahdgutaufbringung wurden bereits in vielen verschiedenen Lebensraumtypen durchgeführt (Kapitel 2, 10, 11); inzwischen liegen auch für Sandrasen Ergebnisse vor (Kirmer et al. 2002, Stroh et al. 2002, 2005, 2007, Schwabe et al. 2004b, Stroh 2006). Der Auftrag von Mahdgut erweist sich als sehr effektive und kostengünstige Maßnahme, mit der auch sehr große Flächen mit relativ geringem Aufwand behandelt werden können. Erfahrungen liegen zu Corynephoreta-Gesellschaften, dem Spergulo-Corynephoratum (Farbtafel 9-3), Diantho-Armerietum, Allio-Stipetum und anderen Gesellschaften vor. Eine Voraussetzung ist die vorhergehende

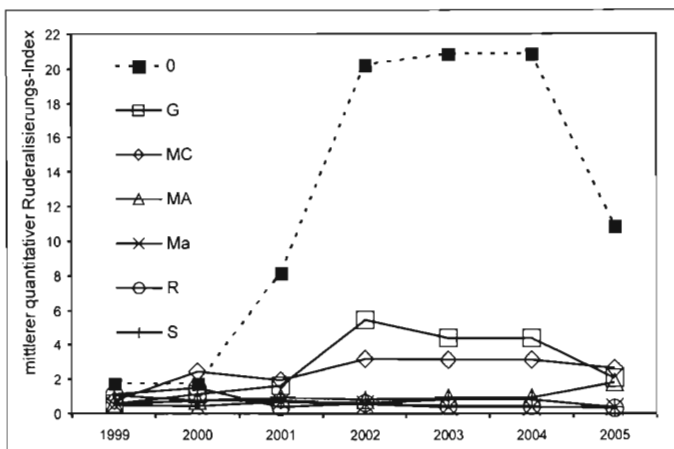
Schaffung günstiger abiotischer Standortbedingungen (vgl. Abschnitt 9.5.1). Das aufgetragene Mahd- und Streugut enthält eine Vielzahl an Diasporen und bietet „Schutzstellen“ für die Keimung (*safe sites*) im Sinne von Harper et al. (1965) (siehe auch Kapitel 2). In zwei bis drei Jahren ist nach den Erfahrungen von Kirmer et al. (2002) die Streu abgebaut. Man rechnet mit 1 kg/m<sup>2</sup> Material/Schichtdicke 3–5 cm (siehe Kirmer et al. 2002, Strohm et al. 2005). Für den optimalen Transfer der Diasporen ist der Zeitpunkt der Mahd von großer Bedeutung. Für Sandrasen sollte er nach dem Fruchten der Leitarten Ende Juli bis Mitte August liegen (Kirmer et al. 2002). Ein späterer Schnitt erhöht die Gefahr des Eintrags von *Calamagrostis epigejos*. Als optimale Erntezeit geben Bank et al. (2002) Ende Juli bis Mitte August, als optimalen Aussaat-Zeitpunkt den Oktober an. Sehr bewährt hat sich auch die Entnahme von Rechgut mit Traktor und Heuschwader. Dies führt gleichzeitig zu einer Öffnung der Spenderflächen und begünstigt das Aufkommen von Lückenzeigern wie z. B. *Phleum arenarium*. Diese Maßnahme wird außerhalb der Vegetationsperiode durchgeführt (Zehm 2004: Foto 2). Die Entnahme von Inokulationsmaterial im weiteren Gebiet sichert auch die erforderliche lokale Provenienz (lokale Genotypen) der Diasporen.

Ein Problem kann bei der Etablierung von Zielarten darin bestehen, dass **essenzielle Mykorrhizapilze** oft fehlen (van der Heijden et al. 1998). Dass eine Korrelation zwischen erfolgreicher Kolonisa-

tion und Anwesenheit von Mykorrhiza-Pilzen besteht, wurde an vielen Beispielen mittlerer Standorte gezeigt (Danielson 1985, Miller 1987).

### 9.5.3 Pflegebeweidung als Erhaltungsmaßnahme nach Inokulation

Die konkurrenzschwachen Leitarten der gefährdeten Sandvegetation werden besonders bei höheren Phosphat- und Stickstoffwerten oft von wuchskräftigen Ruderalstauden überwachsen. Die Auswirkung der Inokulation und der Beweidung konnte an einer Langzeitstudie über sieben Vegetationsperioden im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet studiert werden (Strohm et al. 2002, 2007). In einem Versuch wurden beweidete Flächen (inokuliert) bzw. nicht inokulierte beweidete und unbeweidete Flächen mit pflanzensoziologischen Aufnahmen dokumentiert. Dieses Gebiet wies mit 87 mg Phosphat-P/kg trockener Boden relativ ungünstige abiotische Ausgangsbedingungen auf. Auf den beweideten inokulierten Flächen stellten sich in den ersten drei Jahren 70–76% der Arten der Leitbildflächen ein (Pionierfluren der Corynephoralia und Bestände des Allio-Stipetum). Der selektive Fraß von Schafen und Eseln (Farbtafel 9-4), insbesondere an höherwüchsigen Arten, konnte den Grad der Ruderalisierung entscheidend senken und förderte die Zielarten. Dies lässt sich anhand von Ruderalisierungs-Indices, die die Anzahl (qualitativ) bzw. die



**Abb. 9-8:** Quantitativer Ruderalisierungs-Index der verschiedenen Behandlungen im Renaturierungsexperiment in Seeheim-Jugenheim bei Darmstadt. Ausgedrückt ist das Verhältnis von Ruderal- zu Sandleitärtarten; je niedriger der Index, desto geringer ist der proportionale Anteil an Ruderalarten. 0: unbeweidete, nicht inokulierte Flächen; G: beweidete, nicht inokulierte Flächen; M: verschiedene beweidete Ansätze mit Mahdgut-Inokulationsmaterial; R: Rechgut-Auflage, beweidet; S: Sodenversetzung, beweidet (nach Strohm et al. 2007).



**Abb. 9-9:** Esel-Erstbeweidung im aufgeschütteten Tiefensand-Korridor in Seeheim-Jugenheim bei Darmstadt (siehe Farbtafel 9-2), 1,5 Jahre nach der Maßnahme. Im Hintergrund (Schild) die Leitbildfläche „ND Seeheimer Düne“, die durch die Maßnahme mit anderen Sandflächen verbunden wird. Es erfolgte durch die Beweidung eine Auslichtung der üppigen *Artemisia campestris* (Feld-Beifuß)-Bestände und ein Fraß an Ruderalarten (Foto: A. Schwabe, Oktober 2006).



Deckung (quantitativ) von Ruderalarten im Vergleich zu Zielarten in Beziehung setzen, zeigen (Abb. 9-8). „Beweidung ohne Inokulation“ führte nicht zur Entwicklung von Beständen mit einer höheren Anzahl von Leitarten, die Dominanz von *Calamagrostis epigejos* wurde hier jedoch gemindert (Stroh et al. 2007).

Bei einem unmittelbar räumlich anschließenden aufgeschütteten Tiefensand-Korridor (Farbtafel 9-2), der nach 16 Monaten mit Eseln beweidet wurde, und nur geringe Phosphat-P-Werte von maximal 13 mg/kg Trockenboden enthält, etablierte sich bereits in der zweiten Vegetationsperiode eine *Koelerion glaucae*-Pioniervegetation mit einer Fülle von Leitarten, darunter stark gefährdete Rote-Liste-Arten wie *Fumana procum-*

*bens* (Nadelröschen) und *Koeleria glauca* (Tab. 9-1). Die erste Eselbeweidung (Abb. 9-9) führte zu starkem Fraß an der häufigen Steppenpflanze *Artemisia campestris* (Feld-Beifuß), einem Halbstrauch, dessen Bestände etwas aufgelichtet wurden und zu starkem Fraß an verschiedenen Ruderalpflanzen.

### 9.5.4 Schaffung von Verbundsystemen

Verbundsysteme können eine räumliche oder eine funktionelle Verknüpfung von Habitaten bzw. eine Kombination umfassen (Kasten 9-3).

## Kasten 9-3 Biotopverbund

Nach dem deutschen Bundesnaturschutzgesetz müssen die einzelnen Bundesländer mindestens 10 % ihrer Landesfläche als **Bestandteile eines länderübergreifenden Biotopverbundes** zum Schutz der heimischen Pflanzen- und Tierwelt ausweisen (Burkhardt et al. 2003). Ein Verbund bietet sich auch für Sandökosysteme an und wird z. B. im größten bayerischen Naturschutzprojekt „Sandlebensräume in der Regnitzachse“ (Bank et al. 1999) und in den Sandgebieten der hessischen Oberreebene (Schwabe und Kratochwil

2004) gefördert. Insbesondere in Bezug auf Beweidungsstrategien müssen wieder großflächige **funktionelle Verbundsysteme**, wie z. B. Wanderschäferei (Fischer et al. 1995, Wessels et al. 2008, Zehm et al. 2002), geschaffen werden. Für diese Verbundsysteme ist es wichtig, dass in den Sandgebieten z. B. Leitbildflächen und Renaturierungsflächen miteinander funktionell vernetzt werden können, um den Austausch von Diasporen durch Epi- und Endozoochorie zu gewährleisten, auch wenn räumliche Lücken in dem Verbund bestehen.

**Tab. 9-1:** Entwicklung des Tiefensand-Korridors Seeheim-Jugenheim (Abb. 9-9 und Farbtafel 9-2) nach dem Auftrag von Tiefensand aus einer Baumaßnahme und der Inokulation mit Mahdgut einer Leitbildfläche im Frühjahr 2005; Etablierung von Sandleitarten auf sechs systematisch verteilten Aufnahmeflächen (à 80 m<sup>2</sup>) im Laufe von drei Vegetationsperioden (nach Daten der Arbeitsgruppe Vegetationsökologie TU Darmstadt, n. p.). Die Zahlen geben die Stetigkeit der Arten in Prozent bezogen auf die sechs Flächen wieder.

	2005	2006	2007
Mittlere Vegetationsdeckung (%)	1	2	7
Zahl der 80 m <sup>2</sup> -Plots	6	6	6
Zahl der Leitarten	14	34	34
<i>Hieracium pilosella</i> (Kleines Habichtskraut)	17	17	17
<i>Thymus serpyllum</i> (Sand-Thymian)	17	33	50
<i>Asperula cynanchica</i> (Hügel-Meister)	17	50	67
<i>Bromus tectorum</i> (Dach-Trespe)	17	50	83
<i>Arenaria serpyllifolia</i> (Quendel-Sandkraut)	17	83	6
<i>Centaurea stoebe</i> (Rispen-Flockenblume)	50	50	50
<i>Echium vulgare</i> (Gewöhnlicher Natternkopf)	50	50	50
<i>Euphorbia cyparissias</i> (Zypressen-Wolfsmilch)	67	50	50
<i>Artemisia campestris</i> (Feld-Beifuß)	67	67	67
<i>Cladonia furcata</i> agg. (Becherflechte)	67	83	100
<i>Sedum acre</i> (Scharfer Mauerpfeffer)	83	67	50
<i>Tortula ruraliformis</i> (Dünen-Drehzahn)	83	83	100
<i>Acinos arvensis</i> (Gewöhnlicher Steinquendel)	17		17
<i>Medicago lupulina</i> (Hopfenklee)	67	17	
<i>Dianthus carthusianorum</i> (Kartäuser-Nelke)		17	17
<i>Stipa capillata</i> (Haar-Pfriemengras)		17	17
<i>Trifolium arvense</i> (Hasen-Klee)		17	33
<i>Silene otites</i> (Ohrlöffel-Leimkraut)		17	50
<i>Myosotis ramosissima</i> (Hügel-Vergissmeinnicht)		33	17
<i>Fumana procumbens</i> (Nadelröschen)		33	33
<i>Phleum arenarium</i> (Sand-Lieschgras)		33	33
<i>Sedum sexangulare</i> (Milder Mauerpfeffer)		33	33
<i>Cerastium semidecandrum</i> (Sand-Hornkraut)		33	50
<i>Poa badensis</i> (Badener Rispengras)		33	50
<i>Euphorbia seguieriana</i> (Steppen-Wolfsmilch)		33	67
<i>Helianthemum nummularium</i> (Sonnenröschen)		33	67
<i>Silene conica</i> (Kegelfrüchtiges Leimkraut)		50	67
<i>Holosteum umbellatum</i> (Doldige Spurre)		67	50
<i>Alyssum montanum</i> subsp. <i>gmelinii</i> (Berg-Steinkraut)		67	67
<i>Medicago minima</i> (Zwerg-Schneckenklee)		67	83
<i>Peltigera rufescens</i> (Schildflechte)		17	
<i>Potentilla verna</i> (Frühlings-Fingerkraut)		17	
<i>Saxifraga tridactylites</i> (Dreifinger-Steinbrech)		17	
<i>Securigera varia</i> (Bunte Kronwicke)		33	
<i>Erophila verna</i> (Frühlings-Hungerblümchen)		50	
<i>Kochia laniflora</i> (Sand-Radmelde)			17
<i>Koeleria glauca</i> (Blaugraue Kammschmiele)			33
<i>Festuca ovina</i> agg. (Schaf-Schwingel)			50
<i>Hippocrepis comosa</i> (Hufeisenklee)			50
<i>Phleum phleoides</i> (Steppen-Lieschgras)			50

Untersuchungen zur **Tierernährung** zeigen, dass es bei Sandökosystemen Ernährungsgänge gibt, weil die Sandrasen oft in den Sommermonaten zu wenig Pflanzenmasse produzieren und insbesondere für die Lämmeraufzucht zu geringe Mengen an Rohprotein in der Nahrung vorhanden sind (Mährlein 2004). Daher wurde ein Konzept entwickelt, das wüchsige Riedstandorte (Frisch- und Feuchtwiesen) zeitweilig im Jahresverlauf einschließt, wobei ein Nährstoff- und Diasporenterfer durch längere Wegstrecken und bei den Sandstandorten durch die „Filterwirkung“ der trocken-heißen Standorte (**environmental filter**) verhindert wird (Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Ried und Sand“ in der hessischen Oberrheinebene, gefördert durch Bundesamt für Naturschutz und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit).

## 9.6 Neubesiedlung renaturierter Flächen durch Tierarten (Beispiele)

Offene Sandökosysteme sind Lebensräume zahlreicher gefährdeter Tierarten. Unter den Vogelarten zählen der inzwischen extrem selten gewordene Brachpieper (*Anthus campestris*) und der Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*) zu den Charakterarten. Besonders artenreich und spezifisch ist die Entomofauna (Käfer, Heuschrecken, Hautflügler), wobei in beweideten Sandökosystemen zusätzlich eine spezifische Dungkäfer-Gilde anzutreffen ist. Weitere sehr spezifische Sandbewohner finden sich auch unter den Spinnen.

Untersuchungen über den Einfluss z. B. von **Schaf- und Ziegenbeweidung** als Pflegemaßnahme in Sandlandschaften auf bestimmte Tiergruppen (Laufkäfer, Heuschrecken, Wildbienen, Vögel) zeigen unterschiedliche Ergebnisse (Brunk et al. 2004). Größe der Flächen, Beweidungsintensität und Zeitraum spielen eine entscheidende Rolle. Blütenbesucher, Bodennister und monophage Arten können durch Beweidung gefährdet werden, wenn die Beweidungstermine zu früh liegen. So kommt für solche Tiergruppen eine Beweidung oft nur im Hoch-/Spätsommer infrage. Andererseits wird auch z. B. das Blüten-

angebot für Wildbienen längerfristig gesichert, da Beweidung die Dominanz von monodominanten Gräsern mindert.

Spezifische Untersuchungen über den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen (Neuanlage von Sandökosystemen, Beweidung: *restorative grazing*) sind selten. Sie liegen u. a. über Laufkäfer und Wildbienen vor. Einige Ergebnisse seien im Folgenden dargestellt.

**Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae):** In den Sandrasen des Emslandes konnten 137 Laufkäferarten nachgewiesen werden (Lehmann et al. 2004). Mehr als die Hälfte sind nach der Roten Liste Deutschlands bzw. der Roten Liste Niedersachsens als bedroht eingestuft. Ihr **Ausbreitungspotenzial** ist allgemein als gering einzuschätzen, zumal 20 % der Arten flugunfähig sind. Zu diesen gehören auch einige in Niedersachsen vom Aussterben bedrohte Arten (*Cymindis macularis*, *C. humeralis*). Auch die stark gefährdeten Arten *Harpalus autumnalis* und *H. neglectus* besitzen ein schwaches Ausbreitungspotenzial. Eine Neugründung von Populationen ist deshalb sehr unwahrscheinlich. Hinzu kommt die starke Fragmentierung der Lebensräume. Je kleiner die Sandrasen-Lebensräume sind, umso größer ist die Aussterbewahrscheinlichkeit stenotoper Laufkäferarten, d. h. solcher, die auf Sandhabitate beschränkt sind (Assmann und Falke 1997). Darüber hinaus nimmt mit zunehmender Distanz zwischen den Habitatresten die Besiedlungswahrscheinlichkeit ab (Hanski und Gilpin 1997). Dies gilt auch für flugfähige Arten. Persigehl et al. (2004) untersuchten u. a. im Emsland auf einer 24 ha großen Renaturierungsfläche (Abschnitt 9.7) Kolonisationsprozesse durch Laufkäfer mittels Boden- und Fensterfallen. Eine Detailanalyse des Besiedlungsprozesses wurde mit markierten Individuen der für Sandtrockenrasen und Heiden typischen Laufkäferart *Poecilus lepidus* durchgeführt, Populationsgrößen berechnet, die Ausbreitungsprozesse auf der Renaturierungsfläche mit dem Programm DISPERS (Vermeulen und Opsteeg 1994) simuliert und die genetische Variabilität dieser Art in Abhängigkeit unterschiedlicher Habitatflächen-Größen analysiert. Die Populationsgröße von *Poecilus lepidus*, die auf der 24 ha großen Renaturierungsfläche nach zwei Jahren aufgebaut werden konnte, lag bei 6 000 bis 10 000 Individuen. Durch Markierungsversuche konn-

ten Wegstrecken von 250 m in Zeiträumen zwischen 18 und 34 Tagen belegt werden. Die mit dem Programm DISPERS simulierte Ausbreitungsmuster stimmten sehr gut mit den Gegebenheiten in der Natur überein (Persigehl et al. 2004). Bereits nach zwei Jahren hatten ca. 50 % der spezifischen Sandarten (im Wesentlichen flugfähige Arten) die restituierten Flächen besiedelt. Wahrscheinlich wurden über die Inokulation mit Rech- und Mahdgut (Spergulo-Corynephorum, Diantho-Armerietum) ebenfalls sandspezifische Laufkäferarten (*Harpalus neglectus*, *Poecilus lepidus*) eingeführt. Die populationsgenetischen Untersuchungen an *Poecilus lepidus* zeigen, dass ein langfristiger Schutz der Art nur in Flächen mit deutlich mehr als 10 ha Größe möglich ist.

**Wildbienen (Hymenoptera, Apidae):** Von den in Deutschland vorkommenden Wildbienenarten (N = 385) haben etwa 70 % spezifische Lebensraum-Schwerpunkte. 126 Arten können dabei mit Sandstandorten in Verbindung gebracht werden (23 % der Gesamtartenzahl; Kratochwil 2003). Im Jahr 2001 wurde an der Hase (Emsland) auf einst intensiv bewirtschafteten Grünland- und Ackerstandorten ein flussnaher Binnendünen-Flutmulden-Vegetationskomplex auf einer Fläche von 49 ha wiederhergestellt (Abschnitt 9.7). Folgende Untersuchungen wurden durchgeführt: Vergleich der Wildbienenengenschaften von Leitbild- und Renaturierungsflächen, Prüfung des bevorzugten Nahrungsangebots (Nektar, Pollen) sowie der Nistplatzsituation und Analyse der Wiederbesiedlungsfähigkeit der renaturierten Flächen durch Wildbienen. Bei der Leitbildfläche handelt es sich um ein über Jahrhunderte als extensives Weideland genutztes Gebiet, das sich durch typische Sandvegetation sowie zeitweise überflutete Auenbereiche auszeichnet. Bereits vier Jahre nach Abschluss der Renaturierungsmaßnahme ähneln sich Leitbild- und Renaturierungsflächen im Leitartenspektrum der Wildbienen. Besonders charakteristisch sind Arten, die einen Vorkommensschwerpunkt in Pflanzengesellschaften der Sandrasen (Koelerio-Corynephoretea) haben sowie solche, die durch *Salix*-Arten dominiert werden. Genetische Untersuchungen an dem *Salix*-Spezialisten *Andrena vaga*, einer Sandbiene, belegen, dass diese Art offenbar größere Strecken zurücklegen kann,

wodurch es immer wieder zu Genfluss zwischen den Populationen kommt. Alle untersuchten Populationen des Emslandes zeigten nur geringe genetische Unterschiede (Exeler et al. 2008). In den Leitbild- und Renaturierungsflächen korreliert eine hohe **Wildbienen-Diversität** mit geringerer Vegetationsdeckung und trockenen, offenen Bodenverhältnissen. Bevorzugte Pollenquellen sind *Hieracium pilosella*, *Leontodon saxatilis* (Nickender Löwenzahn) und *Hypochaeris radicata* (Gewöhnliches Ferkelkraut). Die meisten im Blütenbesuch spezialisierten Wildbienenarten finden sich an trockenen, offenen Standorten, wo Pollenquellen und Nistplätze kleinräumig verzahnt sind. Die Wildbienen-Diversität nimmt mit zunehmender Vegetationsdichte ab. Die größte Diversität spezialisierter Wildbienenarten wurde an den trockenen Standorten der Leitbildfläche sowie auf den Sanddünen-Komplexen der Renaturierungsflächen beobachtet. Die Untersuchungen zeigen, dass charakteristische Wildbienenarten nach einer Renaturierung flussnahe, extensiv beweidete Binnendünen-Flutmulden-Vegetationskomplexe schnell wiederbesiedeln können, wenn Flächen in der Umgebung vorhanden sind, die als „**Quellgebiete**“ dienen können. Die Artenzusammensetzung und -diversität der Wildbienenengenschaften der erst seit vier Jahren bestehenden Renaturierungsflächen entsprechen einer mehr als 100 Jahre alten Leitbildfläche. Besonders diejenigen Wildbienenarten, die trockene und sandige Habitate bevorzugen, profitieren von den Renaturierungsmaßnahmen und haben in kurzer Zeit sehr artenreiche Gemeinschaften aufgebaut. Winter- und Frühjahrsüberflutungen sowie extensive Rinderbeweidung garantieren als dynamisierende Prozesse den Erhalt von Pionierpflanzengesellschaften trockener und sandiger Standorte. Sie gewährleisten damit gleichzeitig die Existenz einer artenreichen und hochgradig spezialisierten Wildbienenengenschaft mit wichtiger Bestäuberfunktion (Exeler und Kratochwil 2006).

Untersuchungen von Beil und Kratochwil (2004) zeigen, dass spät im Jahr beweidete Allio-Stipetum-Komplexe der nördlichen Oberrheinebene (Mitte August bis Ende August, Stoßbeweidung für je ein bis zwei Tage durch eine gemischte Skudden- und Moorschnuckenherde bestehend aus etwa 400 Tieren) eine Vielzahl von blütenbesuchenden Wildbienenarten aufweisen. Die be-

weideten Flächen besitzen mit 47,1 Arten eine signifikant höhere mittlere Artenzahl an Pflanzen als die unbeweideten Flächen (36,2 Arten). Insbesondere die Zunahme krautiger Pflanzenarten, wie z. B. *Helichrysum arenarium*, belegt die sich positiv auf die Wildbienenressourcen auswirkenden **Beweidungseffekte**. Auf den beweideten Flächen wurde darüber hinaus ca. ein Drittel mehr Wildbienenindividuen nachgewiesen (620 gegenüber 442; März bis September), ebenso mehr Wildbienenarten (64 Arten auf beweideten und 48 Arten auf unbeweideten Rasterflächen). Der Verlauf der **Blühphänologie** der untersuchten Pflanzenarten belegt, dass durch eine kurzzeitige, mosaikartige und kleinräumige Stoßbeweidung keine wesentlichen Einbrüche der Ressourcen zu verzeichnen sind. Außerdem liegt der späte Beweidungszeitpunkt günstig für viele Wildbienenarten, die ihren Lebenszyklus schon abgeschlossen haben, z. B. viele *Andrena*-Arten (Sandbienen). Der vollständige Verlust des Blütenangebots durch intensive, großflächige Beweidung führt jedoch zu einer massiven Beeinträchtigung der Wildbienen (Mauss und Schindler 2002).

## 9.7 Beispiel aus der Praxis – ein Projekt zur Renaturierung (Restitution) von Sandökosystemen im Flussgebiet der Hase (Emsland)

### Ziele des Projekts

Wiederherstellung eines Binnendünen- Flutmulden-Komplexes von 49 ha in einer flussnahen, einst eingedeichten und eingeebneten, stark gedüngten, intensiv genutzten Agrarlandschaft (Farbtafel 9-5, 9-6).

Etablierung von **Zielarten-Gemeinschaften** der Sandökosysteme (*Spergulo vernalis-Corynephorum canescentis typicum* und *cladonietosum* und *Diantho deltoidis-Armerietum elongatae*) nach Wiederherstellung nährstoff-

armer Standortbedingungen und nach Aufmodellierung von künstlichen Binnendünen. Mangels spontaner Ansiedlungsmöglichkeiten **Inokulation** mit standorttypischem Pflanzenmaterial aus Spenderflächen (Methode nach Stroh et al. 2002).

- **Einführung dynamisierender Faktoren:** Zulassung winterlicher Hochwasserfluten nach zuvor erfolgter Rückverlegung der Deiche zur Akkumulation von Sand und erodierenden Wirkungen; Beweidungsregime durch Rinder (sechs Monate Tritt- und Fraßwirkung, Besatz von ca. 0,7 Großvieheinheiten pro ha).

### Untersuchungsgebiete

Das Renaturierungsgebiet umfasst zwei Mäanderschleifen des Flusses „Hase“ bei Haselünne (Emsland), die „Hammer Schleife“ und die „Wester Schleife“, die seit Jahrzehnten unter intensiver landwirtschaftlicher Bewirtschaftung standen. Als Leitbildflächen dienten ein Naturschutzgebiet bei Lingen/Ems sowie Flächen nördlich des Renaturierungsgebietes an der Hase.

### Planungsphase (Frühjahr bis Herbst 2000)

Erstellung eines **Landschaftsmodells** auf der Basis historischer Karten (1773, 1805, 1858, 1900) und alter Luftbilder (1956).

**Nährstoffanalysen des Bodens** (Acker, Intensivgrünland, Altdünenrest, Deiche) zeigen, dass die Kerne der alten Deiche die geringsten Stickstoff- und Phosphatwerte (0,027 mg N/kg; 21,1 mg P/kg Trockenboden) hatten, die oberen Bodenschichten der Äcker die höchsten Werte (0,054 mg N/kg; 94,3 mg P/kg). Die Korngrößenverteilung zeigt sandige und schluffige Bereiche.

Berechnung der für die Landschaftsmodellierung notwendigen Substratmengen über eine Computersimulation unter Berücksichtigung einer **Bodeninversion** (nährstoffreicheres Material: Verlagerung in die Kerne der neuen künstlichen Dünen, nährstoffarmes Substrat: Verlagerung an die Oberfläche; Schwabe et al. 2002).

## Initialphase der Renaturierung (Sommer/Herbst 2001)

- Modellierung des Reliefs, Rückverlegung der flussnahen Deiche, Anlage von Dünenstrukturen und Vertiefungen unter Berücksichtigung der durchschnittlichen und extremen Pegelstände der Hase (56 000 m<sup>3</sup> Boden/Sand-Bewegung, davon 23 000 m<sup>3</sup> zur Dünenmodellierung) mittels Raupenbaggern, Dumpfern und Muldenkippern.
- Einbau der N- und P-reichen oberen Bodenschichten (20–30 cm) in die Kerne der neuen Dünen; Auflage mit einer 30–40 cm starken Schicht von nährstoffarmem, diasporenfreiem Material.
- Diasporenbank-Analyse des neu entstandenen Dünenreliefs belegt einen nur geringen Diasporengleichgewicht im Boden (Stroh 2006).
- Nach Abschluss der Deichrückverlegung und Bodenrelief-Gestaltung Aufbringen von 860 kg (Frischgewicht) von diasporenhaltigem Mahd- und Rechgut des Spergulo-Corynephorum (Farbtafel 9-3) und Diantho-Armerietum auf 960 m<sup>2</sup> Fläche der neu geschaffenen Dünenzüge, Auftrag von 1 465 kg Material des Diantho-Armerietum auf 1 060 m<sup>2</sup>.
- Um genügend Phytomasse für die Rinderbeweidung zu sichern, Einbringen einer Saatmischung in den tiefer gelegenen Bereichen (13,7 ha; 480 g Diasporenmaterial von Pflanzenarten magerer Standorte). Es wurde die Saatmischung N1 der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen für magere Standorte mit hohen Anteilen von *Festuca pratensis* (Wiesenschwingel) sowie mit Schmetterlingsblütlern wie *Lotus corniculatus* (Gewöhnlicher Hornklee) und *Medicago lupulina* (Hopfen-Schneckenklee) verwendet.

## Methoden zur Prüfung des Renaturierungserfolgs und des Beweidungseinflusses in Leitbild- und Renaturierungsflächen

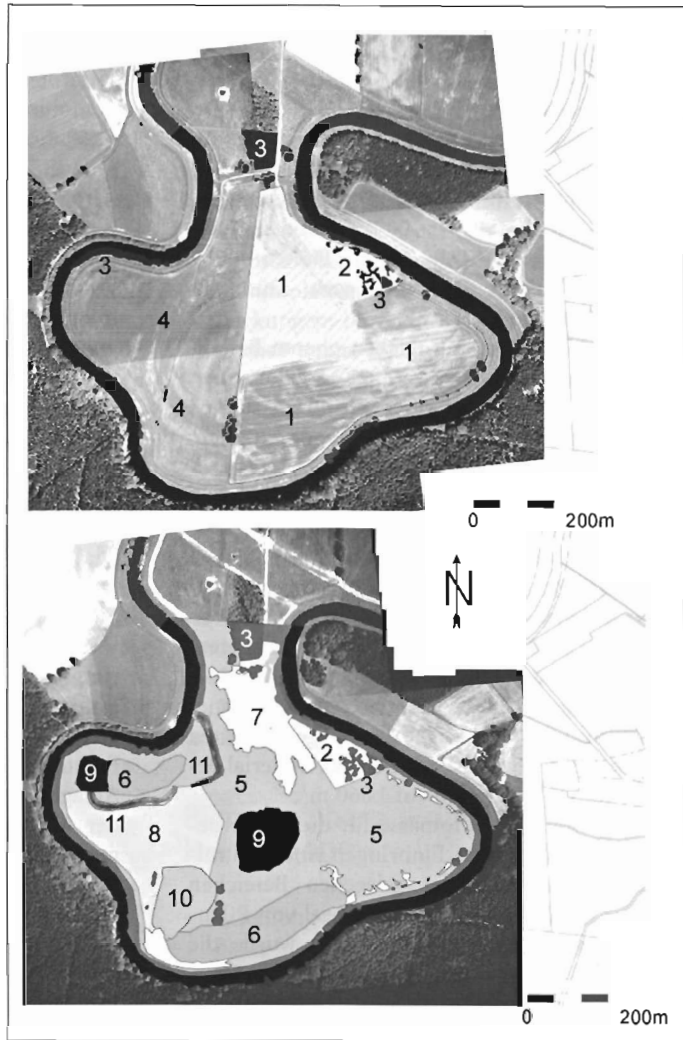
- Anlage eines rasterbezogenen, georeferenzierten Systems von kreisförmigen **Dauerflächen** (Abstand: 50 m, Flächengröße: 80 m<sup>2</sup>) zur Analyse der Vegetationsdynamik und zur

Bestimmung der Fraßintensität unter Rinderbeweidung.

- Infrarot-Luftbildaufnahmen zur Kartierung der abiotischen Struktur und der Vegetation (Pixel-Größe: 7 cm).
- Anlage von elf Weideausschluss-Flächen (Größe: je ca. 140 m<sup>2</sup>) zur Überprüfung des Weideeinflusses (z. B. Unterschiede in der Vegetationszusammensetzung).
- Vegetationsstruktur-Analysen mittels Digitalfotografie (Bildauswertung mit dem Programm VESTA (= Vertical Vegetation Structure Analysis); Methode nach Zehm et al. (2003), siehe z. B. Stroh et al. (2004: Abb. 3).
- Analysen der Bodennährstoffe (Nitrat, Ammonium, Kalium u. a.), Nährstoffeinträge aus der Luft, Bodenwasser-Qualität, Phytomasse, Bodentemperatur (Remy und Menzel 2004).
- Diasporenbank-Untersuchungen und Überprüfung des Diasporenregens (Stroh 2006, Eichberg et al. 2006).
- Untersuchung der Besiedlung der Renaturierungsflächen durch ausgewählte Insektengruppen (z. B. Laufkäfer, Heuschrecken, Wildbienen) mit Handfängen, Barberfallen, Fensterfallen, Farbschalen (Abschnitt 9.6).
- Anlage von Referenzflächen zur Feststellung der Vegetationsentwicklung ohne Managementmaßnahmen.

## Entwicklung – Ende 2001 bis 2006

- Die mit Pflanzenmaterial der Leitbildflächen inokulierten „Neodünen“ haben sich mit Sandvegetation besiedelt; eine extensive Weidelandschaft entstand. Winter- und Frühjahrshochwässer haben das Gebiet beeinflusst. Die Abbildung 9-10 zeigt die neuen Dünenzüge (10 % der Fläche), wassergefüllte Mulden (9 %), Flutmulden (2 %), Sandfächer (9 %) und extensives Frisch-/Feuchtgrünland (55 %).
- Nach Inokulation mit Material des Spergulo-Corynephorum und Diantho-Armerietum haben sich die Renaturierungsflächen in Richtung auf die Leitbildflächen entwickelt. Dies zeigt die Korrespondenzanalyse, die die Vegetationsentwicklung in den Leitbildflächen und im Renaturierungsgebiet (2000–2003) in Abbildung 9-11 darstellt. Die Ordination be-



**Abb. 9-10:** Schwarz-Weiß-Darstellung einer Color-Infrarot-Aufnahme der „Hammer Schleife“ (Emsland) vor der Renaturierung (oben) und nach Abschluss der Maßnahmen (unten). Vor der Renaturierung beherrschten Mais-/Getreidefelder (1) und konventionell bewirtschaftete Frisch- und Feuchtweiden (4) das Landschaftsbild; kleinflächig: Vorkommen von einer Altdüne (2) und einem Gehölz (3). Danach entwickelte sich ein Mosaik aus frisch-feuchtem (5) und trockenem (8) Extensiv-Weideland, „Neodünen“ (6), natürlichen Sandfächern (7), und permanent (9) und periodisch (10) wassergefüllten Senken; nach der Rückverlegung der Deiche und Überflutungen entstand eine Erosionsrinne (11) (nach Stroh et al. 2005).

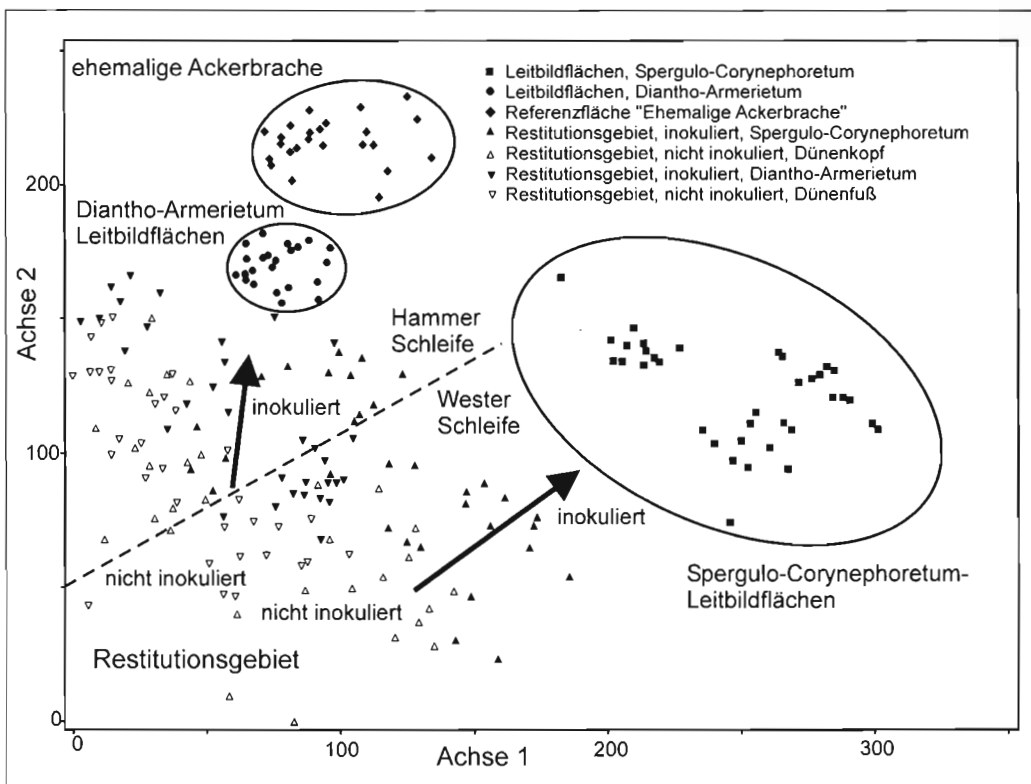
legt eine größere Ähnlichkeit zwischen den mit dem jeweiligen Pflanzenmaterial inokulierten Flächen und ihren Leitbildflächen. Nicht inokulierte Flächen zeigen einen größeren Abstand von den Leitbildflächen als die inokulierten.

- Nicht-Inokulation führt nicht zur Entwicklung von Leitbildgesellschaften.
- Die Rinder fressen bevorzugt Pflanzenarten der Frischwiesen und Zweizahn(Bidention)-Gesellschaften. Alle Bereiche des Renaturierungsgebietes wurden durch Rinder begangen. Der extensive Einfluss der Rinderbeweidung, z. B. über selektiven Fraß oder über Tritt, hat

eine Bedeutung zur Aktivierung der Diasporenbank und für die Schaffung von offenen Bodenstellen für Keimlinge. Hinzu kommt auch eine sukzessionsretardierende Wirkung. Tierarten typischer Sandstandorte (bestimmte Laufkäfer-, Heuschrecken-, Wildbienenarten) haben in kürzester Zeit die restituierten Flächen besiedelt (Abschnitt 9.6).

## Synopsis

In einer nivellierten, stark gedüngten Agrarlandschaft ist eine Renaturierung zu einem



**Abb. 9-11:** Ordination (*Detrended Correspondence Analysis, downweighting selected, Eigenwerte Achse 1: 0,402; Achse 2: 0,179*) von inokulierten und nicht inokulierten Flächen ( $\hat{a}$  25 m<sup>2</sup>) in Leitbild- und Renaturierungs-(Restitu-tions-)Gebieten des Emslandes in den Jahren 2002–2005 (nach Stroh (2006)).

extensiv beweideten Vegetationskomplex aus Binnendünen und temporär überfluteten Feuchtstandorten möglich mithilfe von **mechanischer Landschaftsmodellierung und Diasporeninokulation aus Leitbildflächen**.

- Im Vergleich zur vorhergehenden Situation hat sich in einem relativ kurzen Zeitraum eine hohe Diversität an Habitattypen und Pflanzenarten in den restituierten Gebieten entwickelt, die der Situation der Leitbildflächen entspricht.
- Das **Inokulationskonzept** ist die einzige Möglichkeit, um Pflanzenarten der Binnendünen, die in ihrem Ausbreitungspotenzial eingeschränkt sind und die durch die Fragmentierung ihrer Lebensräume auf natürliche Weise das Renaturierungsgebiet nicht mehr erreichen können, wieder erfolgreich etablieren zu

können. Für eine langzeitige Erhaltung der Sandtrockenrasen im Gebiet sind jedoch dynamisierende Faktoren essenziell wichtig (neu entstehende fluviatile Sandfächer und Dünenbildungen nach Überflutungsereignissen, Schaffung von kleinräumiger Dynamik durch Weidetiere).

Literatur zum Projekt, Projektträger: Kratochwil et al. (2004), Remy und Zimmermann (2004), Stroh und Kratochwil (2004), Stroh et al. (2004, 2005), Stroh (2006). Projektträger waren: Bundesamt für Naturschutz, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Nuklearsicherheit, Bundesministerium für Bildung und Forschung, Landkreis Emsland. Wissenschaftliche Begleitung: Universität Osnabrück und Technische Universität Darmstadt.



## 9.8 Offene Fragen und Forschungsbedarf

Die Renaturierung von Sandökosystemen des Binnenlandes hat in den letzten fünf Jahren große Fortschritte gemacht, dennoch gründen sich viele der bisherigen wissenschaftlichen Erkenntnisse eben auf diesen sehr kurzen Zeitraum. Über die längerfristigen Entwicklungen, insbesondere unter verschiedenen **Managementmethoden** (z. B. *restorative grazing*), und auch über die längerfristige Entwicklung der Nährstoffverhältnisse ist bisher wenig bekannt. Eng mit dem Management verbunden ist die Frage der Sicherung von verschiedensten Stadien der Sandvegetation in einem dynamischen Kleinmosaik, das nicht räumlich, aber zeitlich Bestand hat. Auch interessiert besonders die Frage nach der Verknüpfung von Renaturierung und ökonomisch tragbaren Bewirtschaftungsmethoden, d. h. die **Verbindung zur Sozioökonomie**. Auf der Ebene der Pflanzenpopulationen gibt es bisher sehr wenige Kenntnisse zur Bedeutung der Mykorrhiza, zur Bedeutung „biologischer Krusten“ (Cyanobakterien, Algen, Moose, Flechten) und verschiedenster Interaktionen mit tierischen Organismen (z. B. Nematoden, die bei Küstendünen eine sehr große Rolle spielen). Zoologische Untersuchungen wurden bisher nur in sehr geringem Umfang für ausgewählte Tiergruppen durchgeführt. Zum Beitrag von Nutztieren und anderen Herbivoren (z. B. Kaninchen) für den Diasporentansfer von Fläche zu Fläche und zur Etablierung liegen bisher nur wenige Fallstudien vor. Insgesamt stellt sich die Frage nach den minimal nötigen und den wünschenswerten Flächen- und Populationsgrößen sowie nach der Bedeutung von Vernetzungskorridoren. Letztere könnten mithilfe von Renaturierungsmaßnahmen nach wissenschaftlichen Kriterien konzipiert werden und einen bedeutenden Beitrag zur Flächenvergrößerung bestehender Schutzgebiete leisten.

Im technischen Bereich sollten Methoden zur Aufbringung von Mahdgut (ohne Verdichtungen) und zur Optimierung von Bodenarbeiten weiter erprobt werden.

## Literaturverzeichnis

- Adler PB, Raff DA, Lauenroth WK (2001) The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* 128: 465–479
- Aerts R, Huiszoon A, van Oostrum JHA, van de Vijver CADM, Willems JH (1995) The potential for heathland restoration on formerly arable land at a site in Drenthe, the Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 32 (4): 827–835
- Ambos R, Kandler O (1987) Einführung in die Naturlandschaft. *Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv* 25: 1–28
- Anders K, Mrzljak J, Willschläger D, Wiegleb, G (Hrsg) (2004) Handbuch Offenlandmanagement am Beispiel ehemaliger und in Nutzung befindlicher Truppenübungsplätze. Springer, Berlin
- Assmann T, Falke B (1997) Bedeutung von Hudeland-schaften aus tierökologischer und naturschutzfachlicher Sicht. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 54: 129–144
- Bakker E (2003) Herbivores as mediators of their environment – the impact of large and small species on vegetation dynamics. Thesis Wageningen
- Bakker JP (1989) Nature management by grazing and cutting. Kluwer, Dordrecht
- Bakker JP (2005) Vegetation conservation, management and restoration. In: Van der Maarel E (Hrsg) *Vegetation ecology*: Blackwell Publ, Oxford. 309–331
- Bakker JP, de Leeuw J, van Wieren SE (1983) Micro-patterns in grassland vegetation created and sustained by sheep-grazing. *Vegetatio* 55: 153–161
- Bakker JP, Poschold P, Strykstra RJ, Bekker RM, Thompson K (1996) Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45 (4): 461–490
- Bakker JP, van Diggelen R (2006) Restoration of dry grasslands and heathlands. In: Van Andel J, Aronson J (2006) *Restoration ecology*. Blackwell, Oxford. 95–110
- Bakker T, Everts H, Jungerius P, Ketner-Oostra R, Kooijman A, van Turnhout C, Esselink H (2003) Preadvies Stufzandend-Expertisecentrum LNV, Ede/Wageningen. Report 2003/22-O
- Bank P, Bemmerlein-Lux F, Böhmer HJ (2002) Übertragung von Sandmagerrasen durch Soden, Diasporenbank oder Heuauftrag? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34 (2/3): 60–66
- Bank P, Bemmerlein-Lux F, Liepelt S, Müller B, Roth K (1999) Rahmenkonzept „Schutz und Entwicklung von Sandlebensräumen in der Regnitzachse“. Auftraggeber: Deutscher Verband für Landschaftspflege, Bund Naturschutz in Bayern. Ansbach, Nürnberg

- Baumgärtel R, Zehm A (1999) Zur Bedeutung der Fließgewässer-Dynamik für naturnahe Rheinufer unter besonderer Betrachtung der Schwarzpappel (*Populus nigra*) und Sandrasen. *Natur und Landschaft* 74 (12): 530–535
- Beil M, Kratochwil A (2004) Zur Ressourcennutzung von Wildbienen (Hymenoptera, Apoidea) in beweideten und unbeweideten Sand-Ökosystemen. In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? *NVA-Berichte* 17 (1): 179–189
- Belcher JW, Keddy PA, Twolan-Strutt L (1995) Root and shoot competition intensity along a soil depth gradient. *Journal of Ecology* 83: 673–682
- Belnap J, Lange OL (2001) Biological soil crusts: structure, function and management. *Ecological Studies* 150. Springer, Berlin, Heidelberg, New York
- Bergmann S (2004) Zum Nährstoffhaushalt in Sand-Ökosystemen der nördlichen Oberrheinebene: Sukzession, Ruderalisierungsprozesse und Effekte von Schafbeweidung. Dissertation, TU Darmstadt
- Biermann R, Daniëls FJA (1997) Changes in lichen-rich dry sand grassland vegetation with special reference to Lichen synusiae and *Campylopus introflexus*. *Phytocoenologia* 27 (2): 257–273
- Biermann R, Daniëls FJA (2001) Vegetationsdynamik im Spergulo-Corynephoretum unter besonderer Berücksichtigung des neophytischen Laubmooses *Campylopus introflexus*. *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten* 8: 27–37
- Birse EM, Landsberg SY, Gimingham CH (1957) The effect of burial by sand on dune mosses. *Transactions of the British Bryological Society* 3: 285–301
- Bonn S, Poschlod P (1998) Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas – Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. Quelle, Meyer Verlag, Wiesbaden
- Bradshaw A (2002) Introduction and Philosophy. In: Perrow M, Davy A (Hrsg) Handbook of ecological restoration. Cambridge University Press, Cambridge. 3–9
- Brunk I, Beier W, Burkart B, Hinrichsen A, Oehlschläger S, Prochnow A, Saure C, Vorwald J, Wallschläger D, Zierke I (2004) Beweidung mit Haustieren. In: Anders K, Mrzljak J, Wallschläger D, Wiegleb G (Hrsg) Handbuch Offenlandmanagement. Am Beispiel ehemaliger und in Nutzung befindlicher Truppenübungsplätze. Springer, Berlin, Heidelberg, New York. 105–120
- Burkhardt R, Baier H, Benzko U, Bierhals E, Finck P, Jenemann K, Liegl A, Mast R, Mirbach E, Nagler A, Pardey A, Riecken U, Sachtelben J, Schneider A, Szekeley S, Ullrich K, van Hengel U, Zeltner U (2003) Naturschutzfachliche Kriterien zur Umsetzung des § 3 BNatSchG „Biotopverbund“. *Natur und Landschaft* 78 (9/10): 418–426
- Castel I, Koster E, Slotboom R (1989) Morphogenetic aspects and age of Late Holocene eolian drift sands in Northwest Europe. *Zeitschrift für Geomorphologie* 33: 1–26
- Connell JH, Slatyer RO (1977) Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111: 1119–1144
- Csecserits A, Rédei T (2001) Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. *Applied Vegetation Science* 4: 63–74
- Danielson RM (1985) Mycorrhizae and reclamation of stressed terrestrial environments. In: Tate RL, Klein DA (Hrsg) Soil reclamation processes. Marcel Dekker, New York. 173–201
- De Bonte AJ, Boosten A, van der Hagen HGJM, Sykora KV (1999) Vegetation development influenced by grazing in the coastal dunes near The Hague, The Netherlands. *Journal of Coastal Conservation* 5: 59–68
- 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
- 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
- Eichberg C, Storm C, Schwabe A (2007) Endozoochorous dispersal, seedling emergence and fruiting success in disturbed and undisturbed successional stages of sheep-grazed inland sand ecosystems. *Flora* 202: 3–26
- Ellenberg H, Weber HE, Düll R, Wirth V, Werner W, Paulissen D (2001) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. *Scripta Geobotanica* 18
- Exeler N, Kratochwil A (2006) Biodiversity of wild bees and entomophilous plant species in restored alluvial pasture landscapes. 5th European Conference of Ecological Restoration Greifswald. Abstracts: 84
- Exeler N, Kratochwil A, Hochkirch A (2008) Strong genetic exchange among populations of a specialist bee, *Andrena vaga* (Hymenoptera: Andrenidae). *Conservation Genetics* (im Druck)
- 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 (Hrsg) Pasture landscapes and nature conservation. Springer, Heidelberg, Berlin, New York. 1–13
- Fischer S, Poschlod P, Beinlich B (1995) Die Bedeutung der Wanderschäfererei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften. *Beihefte zu den Veröf-*

- fentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 83: 229–256
- Fischer SF, Poschlod P, Beinlich B (1996) Experimental studies on the dispersal of plants and animals by sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology* 33: 1206–1222
- Frey W, Henz S, Hensen I, Pfeiffer T (1999) Nahausbreitung bei Pflanzen – Ermittlung der Ausbreitungsweiten von Diasporen mittels Klebeplatten. *Botanisches Jahrbuch Systematik* 121: 75–84
- Gleichman M (2004) Heathlands, dry grasslands and grazing management – experiences and experiments in the Netherlands. In: Westfälischer Naturwissenschaftlicher Verein (Hrsg) Dünen und Sandlandschaften – Gefährdung und Schutz. Wolf & Kreuels, Münster/Westf. 39–47
- Grime JP (1979) Plant strategies and vegetation processes. John Wiley, London
- Gross KL, Werner PA (1982) Colonizing abilities of 'bienial' plant species in relation to ground cover: implications for their distributions in a successional serie. *Ecology* 63: 921–931
- Hach T, Büdel B, Schwabe A (2005) Biologische Krusten in basenreichen Sand-Ökosystemen des Koelektion glaucae-Vegetationskomplexes: taxonomische Struktur und Empfindlichkeit gegenüber mechanischen Störungen. *Tuexenia* 25: 357–372
- Halassy M (2001) Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* 2 (1): 101–108
- Hanski I, Gilpin ME (1997) Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution. Academic Press, San Diego
- 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 (Hrsg) Pasture landscapes and nature conservation. Springer, Heidelberg, Berlin, New York. 147–160
- Harper JL, Williams JT, Sagar GR (1965) The behaviour of seeds in soil Part 1 The heterogeneity of soil surfaces and its role in determining the establishment of plants from seed. *Journal of Ecology* 53: 273–286
- Hasse T, Daniëls FJA (2006) Kleinräumige Vegetationsdynamik in Silbergrasfluren und ihre Bedeutung für ein Pflegemanagement auf Landschaftsebene. In: Bültmann H, Farthmann T, Hasse T (Hrsg) Trockenrasen auf unterschiedlichen Betrachtungsebenen. *Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie, Münster* 15: 15–26
- Hasse T, Daniëls FJA, Vogel A (2002) Komplexkartierung der Vegetation zur Bewertung einer mosaikartig strukturierten Binnendünenlandschaft. *Natur und Landschaft* 77 (8): 340–348
- Heinken T (1990) Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen offener Standorte im östlichen Aller-Flachland (Ost-Niedersachsen). *Tuexenia* 10: 223–257
- Jentsch A, Beyschlag W (2003) Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of central Europe. *Flora* 198: 3–25
- Jentsch A, Beyschlag W, Nezadal W, Steinlein T, Welss W (2002) Bodenstörung – treibende Kraft für die Vegetationsdynamik in Sandlebensräumen. Konsequenzen für Pflegemaßnahmen im Naturschutz. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34 (2/3): 37–44
- Kachi N, Hirose T (1983) Limiting nutrients for plant growth in coastal sand dune soils. *Journal of Ecology* 71: 937–944
- Ketner-Oostra R, Jungerius PD (2004) Strategies and management measures for conservation and restoration of inland sand dunes (drift sands), with emphasis on the eastern part of The Netherlands. In: Westfälischer Naturwissenschaftlicher Verein (Hrsg) Dünen und Sandlandschaften – Gefährdung und Schutz. Wolf & Kreuels, Münster/Westf. 27–38
- Kirmer A, Jünger G, Tischew S (2002) Initiierung von Sandtrockenrasen auf Böschungen im Braunkohletagebau Goitsche. Kriterien und Empfehlungen für Strategien der Renaturierung. *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. *Applied Vegetation Science* 4: 19–27
- Kirmer A, Tischew S (Hrsg) (2006) Handbuch naturnahe Begrünung von Rohböden. Teubner, Wiesbaden
- Klinkhamer PGL, de Jong TJ (1988) The importance of small-scale disturbance for seedling establishment in *Cirsium vulgare* and *Cynoglossum officinale*. *Journal of Ecology* 76: 383–392
- Kooijman AM, van der Meulen F (1996) Grazing as a control against "grass-encroachment" in dry dune grasslands in the Netherlands. *Landscape and Urban Planning* 34: 323–333
- Kratochwil A (2003) Bees (Hymenoptera: Apoidea) as key-stone species: specifics of resource and requisite utilisation in different habitat types. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 15: 59–77
- Kratochwil A, Assmann T (1996) Biozönotische Konnektivität im Vegetationsmosaik nordwestdeutscher Hude-landschaften. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 8: 237–282
- Kratochwil A, Fock S, Remy D, Schwabe A (2002) Responses of flower phenology and seed production under cattle grazing impact in sandy grasslands. *Phytocoenologia* 32 (4): 531–552
- Kratochwil A, Stroh M, Remy D, Schwabe A (2004) Restitutions alluvialer Weidlandschaften: Binnendünen-

- Feuchtgebietskomplexe im Emsland (Nordwestdeutschland). *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 78: 93–101
- Krolupper N, Schwabe A (1998) Ökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet (Süd-hessen): Allgemeines und Ergebnisse zum Diasporen-Reservoir und -Niederschlag. *Botanik und Naturschutz in Hessen* 10: 9–39
- Lache D-W (1976) Umweltbedingungen von Binnendünen- und Heidegesellschaften im Nordwesten Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica* 11: 1–93
- Lehmann S, Persigehl M, Rosenkranz B, Falke B, Günther J, Assmann T (2004) Laufkäfer-Gemeinschaften xerothermer Sandrasen des Emslandes (Coleoptera, Carabidae). In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? *NNA-Berichte* 17 (1): 147–153
- Mährlein A (2004) Agrarwirtschaftliche Untersuchungen in „neuen Hudelandschaften“ bei naturschutzkonformer Extensivbeweidung mit Rindern und Schafen. In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? *NNA-Berichte* 17 (1): 191–203
- Marrs RH (1993) Soil fertility and nature conservation in Europe: theoretical considerations and practical management solutions. *Advances in Ecological Research* 24: 241–300
- Marshall JK (1967) *Corynephorus canescens* (L.) Beauv. *Journal of Ecology* 55: 207–220
- Martinez ML, Maun MA (1999) Responses of dune mosses to experimental burial by sand under natural and greenhouse conditions. *Plant Ecology* 145: 209–219
- Mauss V, Schindler M (2002) Hummeln (Hymenoptera, Apidae, *Bombus*) auf Magerrasen (Mesobromion) der Kalkeifel: Diversität, Schutzwürdigkeit und Hinweise zur Biotoppflege. *Natur und Landschaft* 12: 485–492
- McNaughton SJ (1983) Compensatory plant growth as a response to herbivory. *Oikos* 40: 329–336
- Miller RM (1987) The ecology of vesicular-arbuscular mycorrhizae in grass- and shrublands. In: Safir GR (Hrsg) *The ecophysiology of vesicular-arbuscular mycorrhizal plants*. CRC Press, Boca Raton
- Moussie AM, Lengkeek W, van Diggelen R (2005) Estimating adhesive seed-dispersal distances: field experiments and correlated random walks. *Functional Ecology* 19: 478–86
- Müller N (1990) Die Entwicklung eines verpflanzten Kalkmagerrasens – erste Ergebnisse von Dauerbeobachtungsflächen in einer Lechfeldheide. *Natur und Landschaft* 65 (1): 21–27
- Noy-Meir I, Gutman M, Kaplan Y (1989) Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection. *Journal of Ecology* 77: 290–310
- Oloff H, Huisman J, van Tooren BF (1993) Species dynamics and nutrient accumulation during early primary succession in coastal sand dunes. *Journal of Ecology* 81: 693–706
- Persigehl M, Lehmann S, Vermeulen HJW, Rosenkranz B, Falke B, Assmann T (2004) Kolonisation restituierter Sandrasen und Dünenkomplexe durch Laufkäfer. Zusammenfassung der faunistisch-ökologischen und populationsbiologischen Ergebnisse sowie der Vorstellung eines Computerprogramms zur Simulation und Planung von Korridoren. In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? *NNA-Berichte* 17 (1): 161–177
- Petersen B, Ellwanger G, Biewald G, Hauke U, Ludwig G, Pretschner P, Schröder E, Ssymank A (Bearb) (2003) Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland Band 1: Pflanzen und Wirbellose. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 69 (1): 1–743
- Poschold P, Jordan S (1992) Wiederbesiedlung eines aufgefrosteten Kalkmagerrasenstandortes nach Rodung. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 1: 119–139
- Poschold P, Kiefer, S, Tränkle U, Fischer S, Bonn S (1998) Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersibility in space and time. *Applied Vegetation Science* 1: 75–90
- Pott R, Hüppe J (1991) Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. *Abhandlungen Landesmuseum Naturkunde Münster* 53: 1–313
- Quinger B (1999) Sandmagerrasen, offene Sandfluren und Binnendünen. In: Konold W, Böcker R, Hampcke U (Hrsg) *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. Ecomed, Landsberg: XIII-7.5
- Quinger B, Meyer N (1995) Lebensraumtyp Sandrasen. *Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II 4*. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, München. 1–252
- Remy D, Menzel U (2004) Nährstoffstatus und Phytomasse beweideter und unbeweideter Sand-Ökosysteme in den Flussauen von Ems und Hase (Emsland, Niedersachsen). In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? *NNA-Berichte* 17 (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-Berichte* 17 (1): 27–38
- Riecken, U (2004) Wissenschaftliche Untersuchungen zur extensiven Beweidung – Naturschutzfachliche Relevanz und Perspektiven. In: Schwabe A, Kratochwil A (Hrsg) *Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Berichte* 17 (1): 7–24
- Riksen M, Ketner-Oostra R, van Turnhout C, Nijssen M, Goossens D, Jungerius PD, Spaan W (2006) Will we

- lose the last active inland drift sands of Western Europe? The origin and development of the inland drift-sand ecotype in the Netherlands. *Landscape Ecology* 21: 431–447
- Ritsema CJ, Dekker LW (1994) Soil moisture and dry bulk patterns in bare dune sands. *Journal of Hydrology* 154: 107–131
- Rusch G, Fernández-Palacios JM (1995) The influence of spatial heterogeneity on regeneration by seed in a limestone grassland. *Journal of Vegetation Science* 6: 417–426
- Russell DJ (2002) Endogäische Mikroarthropoden als Reaktionsindikatoren. Bewertung von Pflegemaßnahmen in geschützten Sandfluren. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34 (2/3): 74–81
- Sala OE (1987) The effect of herbivory on vegetation structure. In: Werger MJA, van der Aart PJM, During HJ, Verhoeven GW (Hrsg) Plant form and vegetation structure. SPB Academic Publishing, The Hague. 317–330
- Schaefer M (1999) The diversity of the fauna of two beech forests: some thoughts about possible mechanisms causing the observed patterns. In: Kratochwil, A (Hrsg) Biodiversity in ecosystems: principles and case studies of different complexity levels. Kluwer, Dordrecht. 39–57
- Schwabe A, Kratochwil A (Hrsg) (2004) Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? *NNA-Berichte* 17 (1): 1–237
- Schwabe A, Remy D, Assmann T, Kratochwil A, Mährlein A, Nobis M, Storm C, 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 (Hrsg) Pasture landscapes and nature conservation: Springer, Heidelberg, Berlin, New York. 239–252
- Schwabe A, Storm C, Zeuch M, Kleine-Weischede H, Krolupper N (2000) Sand-Ökosysteme in Südhessen: Status quo, jüngste Veränderungen und Folgerungen für Naturschutzmaßnahmen. *Geobotanische Kolloquien* 15: 25–45
- Schwabe A, Zehm A, Eichberg C, Stroh M, Storm C, Kratochwil A (2004a) Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 78: 63–92
- Schwabe A, Zehm A, Nobis M, Storm S, Süß K (2004b) Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? *NNA-Berichte* 17 (1): 39–53
- Settele J, Feldmann R, Reinhardt R (1999) Die Tagfalter Deutschlands. Ulmer, Stuttgart
- Ssymank A, Hauke U, Rückriem C, Schröder E (1998) Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 53: 1–560
- Storm C, Bergmann S (2004) Auswirkungen von Schaf-Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Offenland-Sand-Ökosystemen in der nördlichen Oberrhein-ebene. In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? *NNA-Berichte* 17 (1): 79–90
- Storm C, Süß K (2008) Are low-productive plant communities responsive to nutrient addition? Evidence from sand pioneer grassland. *Journal of Vegetation Science*: 343–354
- Stroh M (2006) Vegetationsökologische Untersuchungen zur Restitution von Sandökosystemen. Dissertation, TU Darmstadt
- 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 (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
- Stroh M, Kratochwil A, Schwabe, A (2004) Fraß- und Raumnutzungseffekte bei Rinderbeweidung in halboffenen Weidelandschaften: Leitbildflächen und Restitutionsgebiete im Emsland. In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? *NNA-Berichte* 17 (1): 133–146
- Stroh M, Storm C, Schwabe A (2007) Untersuchungen zur Restitution von Sandtrockenrasen: Das Seeheim-Jugenheim-Experiment in Südhessen (1999–2005). *Tuexenia* 27: 287–305
- 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
- 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-Berichte* 17 (1): 127–132.
- Süß K, 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 (1): 135–160
- 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, Bekker R (1997) The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge
- Tischew S, Mahn EG (1998) Ursachen räumlicher und zeitlicher Differenzierungsprozesse von Silbergrasfluren und Sandtrockenrasen auf Flächen des mitteldeutschen Braunkohletagebaus. Grundlagen für Renaturierungskonzepte. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 28: 307–317
- Titlyanova A, Rusch G, van der Maarel E (1988) Biomass structure of limestone grasslands on Öland in relation to grazing intensity. *Acta Phytogeographica Suecica* 76: 125–134
- Troumbis A (2001) Ecological role of cattle, sheep, and goats. *Encyclopaedia Biodiversity* 1: 651–663
- Van der Heijden MGA, Boller T, Wiemken A, Sanders IS (1998) Different arbuscular mycorrhizal fungal species are potential determinants of plant community structure. *Ecology* 79: 2082–2091
- Van Diggelen R, Grootjans AP, Harris JA (2001) Ecological restoration: state of the art or state of the science? *Restoration Ecology* 9 (2): 115–118
- Verhagen R, Klooker J, Bakker JP, van Diggelen R (2001) Restoration success of low production plant communities on former agricultural soils after top soil removal. *Applied Vegetation Science* 4: 75–82
- Vermeulen HJW, Opsteeg TJ (1994) Movements of some carabid beetles in road-side verges Dispersal in a simulation programme. In: Desender K, Dufree M, Loreau M, Mealfait JP (Hrsg) Carabid beetles, ecology and evolution. Kluwer, Dordrecht. 393–398
- 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
- Wessels S, Eichberg C, Storm C, Schwabe A (2008) Do plant community-based grazing regimes lead to epizoochorous dispersal of high proportions of target species? *Flora* 203 (5): 304–326
- Wiesbauer H, Mazzucco K, Schratt-Ehrendorfer L (1997) Dünen in Niederösterreich. Ökologie und Kulturgeschichte eines bemerkenswerten Lebensraumes. *Fachberichte Niederösterreichischer Landschaftsfonds* 6/97: 1–90. St. Pölten
- Wilson SD, Tilman D (1991) Components of plant competition along an experimental gradient of nitrogen availability. *Ecology* 72 (3): 1050–1065
- Zehm A (2004) Praktische Erfahrungen zur Pflege von Sand-Ökosystemen durch Beweidung und ergänzende Maßnahmen. In: Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? *NNA-Berichte* 17 (1): 221–232
- Zehm A, Nobis M, Schwabe A (2003) Multiparameter analysis of vertical vegetation structure based on digital image processing. *Flora* 198: 142–160
- Zehm A, Storm C, Nobis M, Gebhardt S, Schwabe A (2002) Beweidung in Sandökosystemen. Konzept eines Forschungsprojektes und erste Ergebnisse aus der nördlichen Oberrheinebene. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34 (2/3): 67–73
- 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-Berichte* 17 (1): 111–125



**Farbtafel 8-5:** Heu- (links) bzw. Strohmulchsaat (rechts) auf Skipisten in Hochlagen. Die Mulchschicht schützt während der ersten zwei Vegetationsperioden ausreichend vor Erosion (Foto: B. Krautzer, links: Juli 1999, rechts: Juli 2004).



**Farbtafel 9-1:** Teil einer gemischten Skudden- und Moorschnuckenherde, die im Darmstädter Raum von Sandfläche zu Sandfläche zieht, dabei im Fell und über den Magen-Darm-Trakt Samen und Früchte ausbreitet und zur Sicherung der Tierernährung zeitweilig produktivere Riedstandorte beweidet. Die hier gezeigte Fläche an der Griesheimer Düne war noch zwei Jahre zuvor mit monodominanten *Calamagrostis epigejos* (Landreitgras)-Fazies bedeckt (ehemaliger Acker) (Foto: A. Schwabe, Juli 2001).



**Farbtafel 9-2:** Aufgeschütteter Tiefensand-Korridor zum Biotopverbund von fragmentierten Flächen in Seeheim-Jugenheim bei Darmstadt, fotografiert ein halbes Jahr nach der Maßnahme (Durchführung: Frühjahr 2005). Als Substrat diente der Bauaushub für ein Schulgebäude (Tiefensand mit geringem Nährstoffgehalt), das dann mit Mäh- und Rechgut einer Leitbildfläche beimpft (inokuliert) wurde. Die Maßnahme wurde im Rahmen eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens durchgeführt, finanziert durch BfN/BMU und den Landkreis Darmstadt-Dieburg (Foto: M. Stroh, mit freundlicher Unterstützung des Fachgebietes Aerodynamik der Technischen Universität Darmstadt).



**Farbtafel 9-3:** Mit Pflanzenmaterial des Spergulo-Corynephoretum beimpfte „Neodüne“ an der „Hammer Schleife“ (Emsland) knapp zwei Jahre nach der Renaturierung der „Neodünen“; rechte Seite inokuliert (mit *Corynephorus*-Dominanz: Silbergras), linke Seite nicht inokuliert (mit *Rumex acetosella*-Dominanz: Kleiner Ampfer) (Foto: M. Stroh, August 2003).



**Farbtafel 9-4:** Mit Eseln beweidete, inokulierte Fläche im Vergleich zur unbeweideten, nicht inokulierten Nullfläche; Restitutionsexperiment Seeheim-Jugenheim (Stroh et al. 2002, 2007). Die Nullfläche ist durch einen Aspekt der nicht einheimischen Ruderalart *Erigeron annuus* (Einjähriger Feinstrahl) gekennzeichnet (Foto: A. Schwabe, Juli 2001).



**Farbtafel 9-5:** „Hammer Schleife“ (Emsland) mit dem Fluss Hase, den modellierten Neodünen, den angelegten Senken und den geschliffenen Flussdeichen direkt nach der Renaturierungsmaßnahme im Herbst 2001 (siehe auch Abb. 9-10). Die Maßnahme wurde im Rahmen eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens durchgeführt, finanziert durch BfN/BMU und den Landkreis Emsland (Foto: Fotostudio Mecklenborg/Haren, November 2001).



**Farbtafel 9-6:** Ansicht der „Hammer Schleife“ (Emsland) 15 Monate nach den Renaturierungsmaßnahmen. Erkennbar sind zwei „Neodünen“, angelegte Senken und ein nach Rückverlegung der Deiche spontan entstandener fluviatiler Sandfächer (siehe auch Abb. 9-10) (Foto: Fotostudio Mecklenborg/Haren, Februar 2003).

