Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **70** (3/4): 23 - 36, 2008

Vernetzung oder gesteuerte Dynamisierung von Lebensräumen? – Populationsbiologische Erkenntnisse zum Erhalt von Silbergrasfluren

Stefan Böger, Erlangen, Anke Jentsch, Bayreuth und Leipzig, Walter Welß & Werner Nezadal, Erlangen

Abstract. Conservation management of threatened and endangered species thriving in fragmented habitats is searching for strategies that incorporate dispersal limitations. The challenge consists in deciding whether preference should be given to increasing connectivity between fragmented habitats or to redynamising existing habitats by disturbance. Here, we analyze the dispersal range of *Corynephorus canescens,* in order to contribute to solving this debate. We suggest management options for most efficient maintenance of *C. canescens*, a key species of dry acidic grasslands. Dispersal distance of seeds was determined by means of funnel traps and quantification of established seedlings in the field. Our data suggest, that dispersal distance of *C. canescens* diaspores is restricted to a couple of meters. Remote populations may still be reached via the use of vectors or extraordinary events such as winter storms. Thus, based on our results, a double strategy of increasing local connectivity, i.e. by existing corridors along highways, and of maintaining central and isolated habitats appears most adequate.

Zusammenfassung. Für den Erhalt und Fortbestand bedrohter Arten mit fragmentierten Lebensräumen sind naturschutzfachliche Strategien sinnvoll, die unter anderem das Ausbreitungspotential der Art berücksichtigen. Für das Silbergras (*Corynephorus canescens*) wurden Untersuchungen zur Ausbreitungsdistanz durchgeführt, um die Frage zu klären, ob eine Vernetzung von Habitaten durch Schaffung von Trittsteinen oder die Pflege bestehender Lebensräume durch Redynamisierung für den Erhalt der Art zu empfehlen ist. Das Ausbreitungspotential der Karyopsen von *C. canescens* wurde mittels Trichterfallen und direktem Nachweis etablierter Individuen quantifiziert. Es hat sich gezeigt, dass die übliche Ausbreitungsdistanz des Silbergrases im Bereich von wenigen Metern liegt. Trotzdem können stärkere Witterungsereignisse auch Fernverbreitung ermöglichen, bei denen isolierte Biotope besiedelt werden oder als Diasporenquelle dienen können. Daher wird zum Schutz von Sandtrockenrasen die Doppelstrategie empfohlen, lineare Korridorbiotope, wie beispielsweise vernetzte Strukturen entlang von Verkehrswegen, zu fördern und isolierte Trittsteinbiotope zu pflegen.

1 Einleitung

Die Fragmentierung von Lebensräumen ist eines der bedeutendsten Probleme im Naturschutz. Gerade die Arten der Sandlebensräume sind aufgrund von Nutzungsänderung, zunehmendem Nährstoffeintrag und Flächenverbrauch sowie geringer Populationsgrößen und räumlicher Isolation besonders gefährdet durch umweltbedingte Zufallsereignisse. Fragen nach einer erfolgreichen Etablierung und dem Fortbestand einer Art an einem bestimmten Standort lassen sich jedoch nur mit Kenntnissen zu ihrer Populationsbiologie, insbesondere dem Ausbreitungspotential, beantworten (GUISAN et al. 2006).

Die Frage, warum Diasporen ausgebreitet werden, scheint banal. Ausbreitung, also die Fortbewegung von Diasporen von der Mutterpflanze weg, hat aber einen entscheidenden Einfluss auf den Fortbestand von Arten und Lebensgemeinschaften, vor allem einen Einfluss auf die Fitness der Individuen. Je weiter die Diasporen verbreitet werden, desto niedriger ist die Wahrscheinlichkeit für einen Genaustausch mit nahe verwandten Individuen. Fernausbreitungsereignisse können trotz ihrer Seltenheit entscheidend für die Erschließung neuer Habitate sowie die Aufrechterhaltung des Genaustausches sein (HEIL et al. 2004, TRAKHTENBROT et al. 2005, DIBATTISTA 2008). Zunehmende Fragmentierung der Lebensräume führt aber dazu, dass Arten, deren Diasporen nur geringe Distanzen überbrücken können, nicht in der Lage sind, weiter entfernte Populationen oder potentielle Standorte zu erreichen. Kleine, räumlich isolierte Populationen sind aufgrund ihrer demographischen oder genetischen Konstitution durch umweltbedingte Zufallsereignisse besonders gefährdet (OPDAM 1990). Für eine Beurteilung des Entwicklungspotentials von Sandmagerrasen sind neben Kenntnissen zur Diasporenbank (BAKKER et al. 1996, STRYKSTRA et al. 1998, JENTSCH 2004) vor allem auch Untersuchungen zur Art und Effizienz der Diasporenausbreitung einer Art von immenser Bedeutung (POSCHLOD 1996, SAUTTER 1994). Modellrechnungen zeigten, dass viele Arten der offenen Kulturlandschaft teilweise mehrere Jahrzehnte benötigen, um eine Distanz von 500 Metern zurückzulegen (vgl. VERKAAR 1990). In Zusammenhang mit der geringen Ausbreitungsfähigkeit vieler Arten (ELLENBERG 1996, PRIMACK & MIAO 1992, POSCHLOD et al. 1996, KUNZMANN 2000) wird der Rückgang und die Fragmentierung vorhandener Habitate häufig als Ursache für den Artenrückgang diskutiert (OPDAM 1990, HODGSON & GRIME 1990, PRIMACK & MIAO 1992).

In Sandmagerrasen ist Wind die treibende Kraft für Ausbreitungsprozesse (FENNER 1985, VAN DER PIJL 1982). Auch für das Silbergras ist in erster Linie die Windausbreitung von Bedeutung. FREY & HENSEN (1995) beschreiben für *C. canescens* aufgrund des Haarkranzes sowie der Verbindung von Karyopse und Deckspelze eine pterochore (mit Flügeln) und trichometeochore (mit Schirmchen bzw. Federschweif) Ausbreitung. Windausbreitung ist jedoch nur dann effektiv, wenn die Individuen auch dem Einfluss der Winde ausgesetzt sind. Dies ist jedoch häufig nicht mehr der Fall, da viele Flächen durch strukturelle Barrieren abgeschirmt werden (HEIL et al. 2004). Die zunehmende Sukzession führt dazu, dass Winddynamik durch aufkommende Sträucher oder Bäume eingeschränkt oder gar unterbunden wird, da Flächen mit größeren Offensandbereichen fehlen. Gerade bei geringeren Windgeschwindigkeiten spielen Turbulenzen eine entscheidende Rolle für die Freisetzung und Ausbreitung von Diasporen (SKARPAAS et al. 2006).

2 Hypothese

Corynephorus canescens ist aufgrund seiner morphologischen Anpassungen als primär anemochore Art einzustufen und wird durch Wind verbreitet, weshalb von Fernausbreitung ausgegangen werden kann.

3 Methoden

Zur Untersuchung des Ausbreitungspotentials von Gräsern bieten sich ausgelegte Tücher (LACEY 1982), Keimbettfallen (BAALEN 1982), Trockenfallen (JACKEL & POSCHLOD 1994) mehrere Typen von Klebfallen (WERNER 1975, POSCHLOD 1990), sowie der Nachweis etablierter Keimlinge auf Dauerbeobachtungsflächen an. Um den für die Untersuchung der Ausbreitungsdistanz von Silbergraskaryopsen geeigneten Fallentyp zu ermitteln, wurden im Sommer Vorversuche durchgeführt. Aufgrund der Qualität und Auswertbarkeit der aufgefangenen Samen wurden Trichterfallen für die Untersuchungen gewählt. Ergänzend erfolgte eine Kartierung etablierter Keimlinge auf Dauerbeobachtungsflächen (vgl. BÖGER 2002, FRIEDRICH 2006). Die Trichterfallen entsprechen weitestgehend dem Trockenfallentyp nach JACKEL & POSCHLOD (1994). An den Trichtern wurde am unteren Ende eine doppelt gelegte Gaze befestigt, in der die Samen aufgefangen werden. Das untere Ende der Trichter wurde in eine Kunststoffröhre gesteckt, und zum Schutz vor Fraßschäden mit Maschendraht abgedeckt. Die Fangfläche der Trichterfallen betrug 102,07 cm^2. Die Fallen wurden an drei Standorten installiert: NSG Munagelände Bamberg (militärisches Übungsgelände, eingezäunt und nur mit Zutrittsberechtigung zugänglich), NSG Pettstadter Sande (frei zugänglich, aber relativ geringer Besucherdruck) und Firmengelände Fa. Rehau in Eltersdorf (Gelände ist eingezäunt und nicht frei zugänglich). Vor Beginn der Untersuchungen wurden an allen Standorten populationsbiologische Parameter erhoben (Diasporenmenge). Die Populationsgröße (Anzahl der Silbergrashorste) wurde auf allen drei Flächen bestimmt bzw. hochgerechnet (Muna 235 Horste, Eltersdorf >1000 Horste, Pettstadt >10000 Horste).

Die Fallen wurden in West-Ost-Richtung, also entlang der Hauptwindrichtung, an den drei Standorten aufgestellt. Pro Untersuchungsfläche wurden 81 (Pettstadt aufgrund der räumlichen Gegebenheiten 90) Fallen platziert. Die Fallen wurden innerhalb der Population, am Rand der Population und in 1 m, 2 m, 3 m, 4 m, 5 m, 10 m und 20 m (Pettstadt zusätzlich in 60 m) Abständen aufgebaut. Dies erfolgte, indem die Fallen in einem Bohrloch verankert wurden. Es wurden jeweils dreimal drei Fallen in der gleichen Entfernung zur Ausgangspopulation aufgestellt (links, Mitte, rechts). Je drei Fallen wurden unmittelbar aneinander gestellt, um kleinräumige Unterschiede in der Diasporenausstreu zu untersuchen. Der Abstand zu den nächsten drei Fallen betrug je 1 m. So sollte ein möglicher Einfluss von seitlich auftreffenden Winden untersucht werden. Die Oberkante der Fallen befand sich 10 cm über der Bodenoberfläche. Die Fallen wurden nach einer Verweildauer von acht Wochen am 28.9.2004 und 29.9.2004 abgebaut. Die Gaze-Säckchen wurden abgeschnitten und die Trichter auf eventuell anhaftende Samen untersucht. Anschließend wurden die Säckchen verschlossen, in Plastiktüten verpackt und eingefroren, um mögliche Fraßschäden auszuschließen. Das Bestimmen und Auszählen der Karyopsen erfolgte unter dem Binokular. Es wurden nur solche Karyopsen gezählt, die einen erkennbaren Stärkekörper ausgebildet hatten und an Haarkranz und Granne eindeutig zu identifizieren waren.

Ergänzend zur Untersuchung der Ausbreitungsdistanz mittels direktem Nachweis von Diasporen wurde zur Bestimmung des Ausbreitungs- bzw. Kolonisierungspotentials von *C. canescens* im Gelände eine Untersuchungsfläche eingerichtet, auf der in regelmäßigen Abständen das Vorkommen von *C. canescens* aufgenommen wurde.

Im Bereich des NSG Exerzierplatz Erlangen wurde in einem Bereich von 484 m^2 in einem fortgeschrittenen Sukzessionsstadium der Oberboden in einer Stärke von ca. 20 cm mit einem Bagger abgetragen. Anschließend wurde die Fläche in einer Stärke von ca. 20 cm mit sterilem Sand überdeckt. Die Untersuchungsfläche war z. T. von *C. canescens*-Beständen umgeben. Auf der Fläche wurden eine Anfangskartierung im Juni 2003 sowie regelmäßige Kartierungen (Juni 2004, März 2005 und Juni 2005) durchgeführt. Die Fläche wurde mit einem Zählrahmen (1 m x 1 m) kartiert. Die Gesamtfläche inklusive der Umgebungsvegetation betrug 1140m^2.

4 Datenanalyse

4.1 Univariate Statistik

Die statistischen Analysen zu den Untersuchungen der Ausbreitungsdistanz mittels Trichterfallen wurden mit dem Programm Statistica 6.0 durchgeführt (StatSoft, Tulsa, USA). Die Daten wurden mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test auf Normalverteilung getestet. Falls keine Normalverteilung vorlag, wurden die Daten transformiert (Wurzel- bzw. Logarithmustransformation). Anschließend wurde eine ANOVA mit nachgeschaltetem Fisher-LSD-Test durchgeführt.

4.2 Räumliche Statistik

Die Auswertung der Daten mittels räumlicher Statistik (Autokorrelationsanalysen) erfolgte mit dem Programm „Programita“ (SCHADT et al. 2002, NAVES et al. 2003). Die dargestellte Funktion K(r) ist die erwartete Zahl von Punkten in einem Kreis mit Radius r um einen willkürlichen Mittelpunkt, geteilt durch die Intensität bzw. Dichte des Musters. Die Analyse zeigt, ob ein Muster zufällig, geklumpt oder regelmäßig ist. Die Funktion wird für das zu analysierende Muster sowie für ein Nullmodell berechnet. Durch den Vergleich der ermittelten Daten mit dem Nullmodell lässt sich untersuchen, ob das Muster signifikant davon verschieden ist. Liegt ein Wert der Funktion des zu analysierenden Musters außerhalb des Konfidenzintervalls, liegt eine signifikante Abweichung vom Nullmodell vor.

5 Ergebnisse

5.1 Diasporenniederschlag

Auf den drei Untersuchungsflächen in Eltersdorf, Munagelände-Bamberg und Pettstadt wurden über einen Zeitraum von acht Wochen insgesamt 29615 Karyopsen von *C. canescens* erfasst. In Abbildung 1 ist die Menge des Diasporenniederschlags in Abhängigkeit von der Distanz zur Ausgangspopulation dargestellt.

Während auf der Untersuchungsfläche in Pettstadt innerhalb der Population sehr große Diasporenmengen aufgefangen wurden, lagen die Werte im Munagelände Bamberg und in Eltersdorf deutlich niedriger. Bereits am „Rand der Population“ näherten sich die

Werte der drei Standorte allerdings deutlich an. Innerhalb der Populationen zeigte sich, dass z. T. sehr große Mengen von Karyopsen ausgestreut wurden (max. 19,5 Karyopsen pro cm^2). Diese hohen Werte waren allerdings ausschließlich im unmittelbaren Nahbereich von Silbergrashorsten zu finden. Es wird deutlich, dass eine klare Abhängigkeit des Diasporenniederschlags von der Distanz vorliegt (vgl. Abb.1).

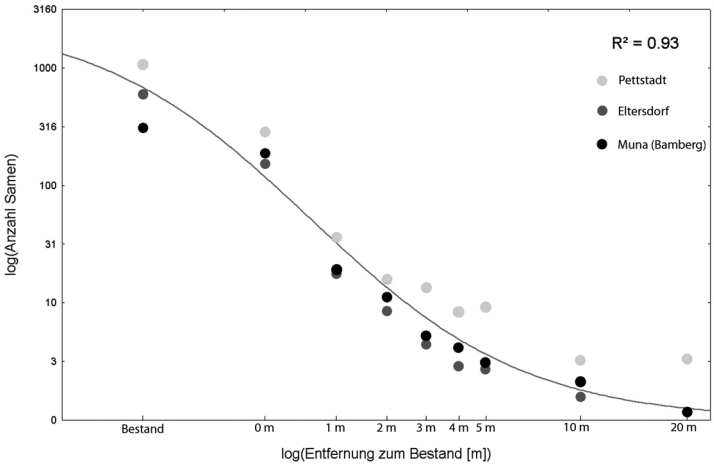

Abb. 1: Regressionsfunktion (log) Diasporenmenge in Abhängigkeit von der Distanz zum Bestand (n= 9).

5.2 Räumliche Autokorrelationsanalyse (NSG Exerzierplatz)

Die räumliche Autokorrelationsanalyse zeigte bei allen Mustern einen signifikant positiven Korrelationskoeffizient, bzw. ein geklumptes Muster. Die Klumpung lag im Juni 2004 in einem Bereich von r = 6, was einem Radius von 6 Metern entspricht. Im März 2005 lag sie bereits in einem Bereich von 4 Metern. Bei größeren Distanzen lag der Korrelationskoeffizient im Bereich des Konfidenzintervalls, was als zufälliges Muster zu interpretieren ist.

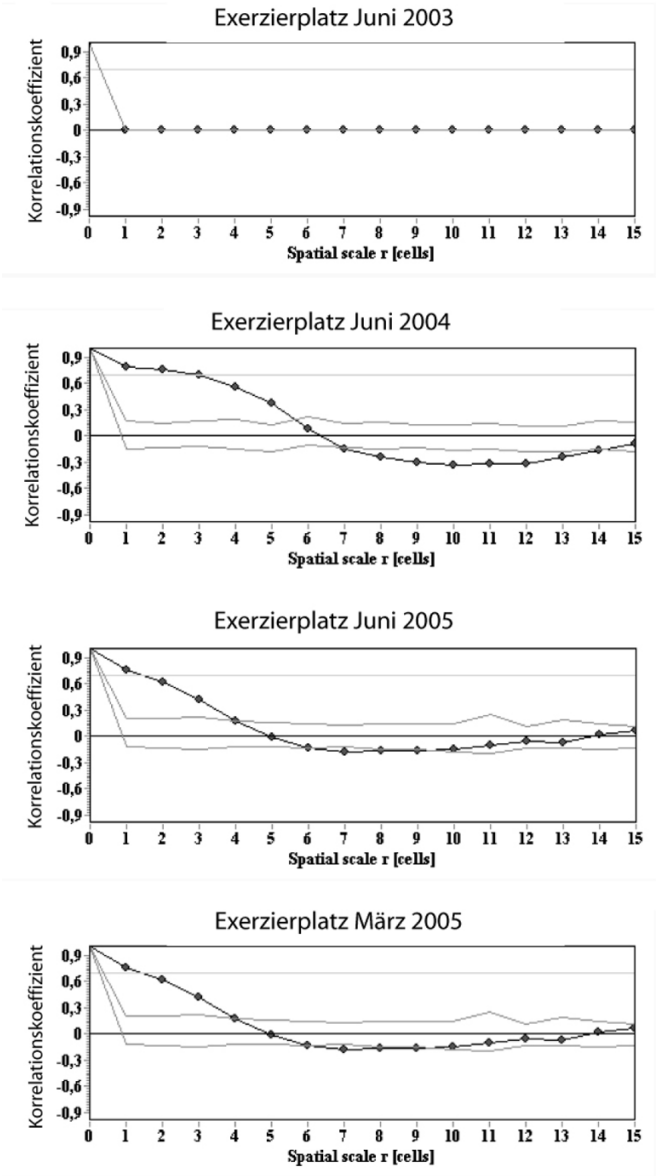

Abb. 2: Räumlicher Autokorrelationskoeffizient mit Konfidenzintervallen (n = 99) des Musters von Silbergrashorsten (NSG Exerzierplatz) Juni 2003 bis Juni 2005. Radius der Klumpung (r) in Metern

6 Diskussion

6.1 Methodik

Die zur Untersuchung der Ausbreitungsdistanz gewählten Trichterfallen haben sich als sehr geeignet herausgestellt. Die Karyopsen waren in sehr gutem Zustand und somit anhand ihrer morphologischen Merkmale (Granne, Haarkranz) eindeutig zu identifizieren.

6.2 Menge und Verteilung des Diasporenniederschlags

Bei der Untersuchung des Ausbreitungspotentials von Silbergraskaryopsen durch ihren direkten Nachweis wird deutlich, dass die überwiegende Anzahl der verbreiteten Karyopsen im unmittelbaren Nahbereich des Horstes wiederzufinden ist (vgl. ELLENBERG 1996; BÖGER 2002). Bei Experimenten zur Nahausbreitung von *C. canescens* fand auch KUNZMANN (2000) 86 % der Diasporen in einer Distanz von bis zu 0,1 m wieder. BÖGER (2002) konnte zeigen, dass in einem Bereich von bis zu 10 m Entfernung zur Ausgangspopulation 99 % der Samen in einer Distanz von maximal 5 m gekeimt sind. Innerhalb der Populationen, also im direkten Nahbereich der Horste, wurden bei den vorliegenden Untersuchungen bis zu 19,5 Karyopsen pro cm^2 gefunden. Bereits in einem Meter Entfernung lag dieser Wert lediglich noch bei durchschnittlich 0,3 Karyopsen pro cm^2. Auch KUNZMANN (2000) fand bei seinen Untersuchungen nur 0,8 % der gezählten Diasporen im Bereich von > 5 m wieder.

6.3 Verteilungsmuster

Die Verteilung der Karyopsen folgt einer typischen Ausbreitungskurve (vgl. OKUBE & LEVIN 1989, POTORNY & WILLSON 1993). Die Menge der ausgestreuten Karyopsen erreicht im Bestand einen Maximalwert und nähert sich mit zunehmender Distanz zur Ausgangspopulation der Null an. Mögliche Abweichungen vom typischen Verlauf einer Ausbreitungskurve können unter anderem durch die „patchiness“ des Standorts bedingt sein (DEBUSSCHE & ISENMANN 1994, AGUIAR & SALA 1997). Dies hat bei den vorliegenden Untersuchungen keinen großen Einfluss auf die Ausbreitungsdistanz. Es zeigten sich zwar innerhalb einer Distanzklasse deutliche Unterschiede in der Menge der ausgestreuten Karyopsen, jedoch beeinflussen diese nicht das Gesamtergebnis. Mittelt man die neun Werte innerhalb einer Distanzklasse, so zeigt sich für alle Populationen der gleiche Verlauf einer typischen Ausbreitungskurve. Somit bestätigen die Untersuchungen, dass es eine klare Verteilung des Diasporenniederschlags unabhängig vom Standort gibt.

Welche Bedeutung die einzelnen Abschnitte der Ausbreitungskurve für die Einschätzung des gesamten Ausbreitungserfolgs einer Art haben, ist umstritten (vgl. POTORNY & WILLSON 1993). Der Höhepunkt der Ausbreitungskurve, also die vorherrschende Ausbreitungsdistanz, lässt jedoch Rückschlüsse auf morphologische Anpassungen zu. Mit zunehmender Entfernung rücken dann zufällige Ausbreitungsprozesse in den Vordergrund (BERG 1983). Es besteht prinzipiell für jeden Diasporentyp die Möglichkeit einer Fernausbreitung. Die Wahrscheinlichkeit, dass diese tatsächlich stattfindet, ist wiederum

stark von morphologischen Anpassungen abhängig (BERG 1983). Ein Rückschluss von der Morphologie der Diasporen auf die tatsächliche Ausbreitungsfähigkeit führt jedoch häufig zu Fehlinterpretationen (JOHANSSON et al. 1996). Morphologische Anpassungen erhöhen zwar die Wahrscheinlichkeit, durch den entsprechenden Vektor ausgebreitet zu werden, schließen weitere Ausbreitungswege jedoch nicht aus.

Über die tatsächlichen Ausbreitungsdistanzen der Karyopsen von *C. canescens* sind widersprüchliche Angaben in der Literatur zu finden. Während FREY & HENSEN (1995) eine weite Verwehung der nur 0,06 mg schweren Samen beschreiben, gehen ELLENBERG (1996) und KUNZMANN (2000) von Nahausbreitung aus. Diasporen mit einem Gewicht von bis zu 0,05 mg werden unabhängig ihrer morphologischen Anpassungen durch den Wind ausgebreitet, dagegen benötigen schwerere Diasporen entsprechende Anpassungen des Bautyps, die die Fallgeschwindigkeit reduzieren. Für die Diasporen des Silbergrases sind mehrere Ausbreitungstypen denkbar. Die in Abbildung 1 dargestellten, sehr hohen Diasporenmengen im Bereich innerhalb der Population bzw. am Rand der Population weisen auch auf semachore Ausbreitung bei *C. canescens* hin, da Diasporen semachorer Arten vorwiegend im direkten Nahbereich ausgestreut werden. Die Distanzen betragen hier maximal wenige Meter (LUFTENSTEINER 1982).

6.4 Einfluss des Windes

Vor allem Stürme führen dazu, dass Diasporen unabhängig von anemochoren Anpassungen durch Wind verbreitet werden. Für SOONS et al. (2004) ist die Windgeschwindigkeit der entscheidende Faktor für anemochore Ausbreitungsprozesse. Anemochoren Arten wird allgemein das größte Ausbreitungspotential zugeschrieben. Die Ausbreitungseffektivität ist jedoch relativ gering, da aufgrund des ungerichteten Transports eine geringe Wahrscheinlichkeit besteht, eine geeignete Stelle für die Keimung und Etablierung zu finden. Dies wird häufig durch eine große Diasporenmenge kompensiert. Eine Ausbreitung über mehrere Kilometer stellt auch bei anemochoren Arten die Ausnahme dar. Hierzu sind sowohl geeignete morphologische Anpassungen, wie z. B. ein Pappus, sowie günstige thermische Bedingungen nötig, die die Diasporen in höhere Luftschichten befördern. Derartige Anpassungen sind bei *C. canescens* nicht zu finden. Der Einfluss von hohen Windstärken auf die Fernausbreitung von Diasporen wird häufig überschätzt (TACKENBERG 2003), ist aber naturgemäß auch methodisch schwer erfassbar. Bei seinen Untersuchungen konnte er zeigen, dass es keine Korrelation zwischen hohen Windstärken und Ausbreitungsdistanzen von > 100 Metern gibt. SOONS et al. (2004) betonen in diesem Zusammenhang die hohe Bedeutung von Turbulenzen und extremen Wetterereignissen für Fernausbreitungsereignisse. Anemochore Arten sind oft in frühen Sukzessionsstadien oder an häufig gestörten Standorten zu finden, die eine hohe Winddynamik aufweisen (VAN DER PIJL 1982). Auch mit zunehmender Trockenheit steigt der Anteil anemochorer Arten an einem Standort (HOWE & SMALLWOOD 1982).

6.5 Indirekter Nachweis der Ausbreitungsdistanz mittels Quantifizierung etablierter Keimlinge

Um ökologische und evolutionäre Konsequenzen von Ausbreitungsmustern zu beurteilen, sind experimentelle Untersuchungen zum Ausbreitungserfolg und der Fitness der etablierten Individuen nötig (POTORNY & WILLSON 1993, JENTSCH et al. 2002b). Die in den Untersuchungen zur Ausbreitungsdistanz mittels Trichterfallen abgebildeten Ergebnisse müssen nicht exakt den tatsächlich an einem Standort auftretenden Ausbreitungserfolg widerspiegeln. So wurden hier nur diejenigen Karyopsen erfasst, die durch Windeinfluss direkt verbreitet wurden. Sekundär- bzw. Mehrfachausbreitung wurde aufgrund des Fallentyps und der standörtlichen Gegebenheiten nicht berücksichtigt.

Die in Abbildung 2 dargestellten Besiedlungsmuster liefern ebenfalls naturschutzfachlich relevante Daten zur Ausbreitungsfähigkeit von *C. canescens*. Auf den vegetationsfreien Maßnahmenflächen konnten Besiedlungsmuster in Abhängigkeit von der Entfernung zu einer Diasporenquelle untersucht werden, die sich mit den im Rahmen der Ausbreitungsexperimente mit Trichterfallen gewonnenen Ergebnissen decken.

Bereits im ersten Jahr nach der Diasporenausstreu hat eine effektive Besiedlung der Fläche eingesetzt. Dies ist ganz eindeutig auf die geringere Distanz zu der Spenderpopulation zurückzuführen. Die ermittelten Besiedlungsmuster decken sich mit der in Abbildung 1 dargestellten Ausbreitungskurve. Auch hier dominiert klar die Nahausbreitung. In den Bereichen, die direkt an die Spenderpopulation grenzen, treten die höchsten Dichten auf. Dieser Effekt ist in und gegen die vorherrschende Windrichtung zu sehen. Diese Beobachtung deckt sich mit Ergebnissen von FRIEDRICH (2006), die im NSG Hainberg ebenfalls eine Besiedlung von abgeschobenen Flächen gegen die Hauptwindrichtung zeigen konnte (JENTSCH et al. 2008). Auch hier waren in Bereichen, die direkt an eine Spenderpopulation von *C. canescens* grenzten, sehr hohe Individuenzahlen zu finden.

6.6 Räumliche Statistik NSG Exerzierplatz

Auch die räumliche Autokorrelationsanalyse bestätigt die Ergebnisse zum Ausbreitungspotential der Karyopsen von *C. canescens*. Bereits im Juni 2004 zeigte sich im Besiedlungsmuster der Fläche eine deutliche Klumpung in einem Bereich von bis zu ca. sechs Metern. In diesen Bereichen waren mehr Individuen zu finden als bei einer zufälligen Verteilung zu erwarten wären. Diese Klumpung verstärkt sich im Verlauf der Untersuchungen bis Juni 2005 in einen Bereich von bis zu vier Metern. Dies ist einerseits durch den zusätzlichen Eintrag von Diasporen in die Bereiche mit hoher Dichte im Randbereich zu erklären. Durch die hohe Dynamik auf der Untersuchungsfläche kamen aber auch einzelne Horste bereits im Sommer 2004 zur Blüte und konnten im Herbst 2004 Diasporen in diese ohnehin schon dicht besiedelten Bereiche ausstreuen. Dieser Effekt spiegelt sich in dem positiven Korrelationskoeffizienten bei $r = 4$ im März und Juni 2005 wider.

Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, dass trotz der direkt angrenzenden Population und dem damit verbundenen hohen Diasporeneintrag nicht die gesamte Fläche besiedelt wurde. Im Kernbereich der Fläche, die über 5 Meter von potentiellen Spenderindividuen entfernt lag, konnten sich auch nach zwei Jahren noch keine Horste etablieren. Dies deutet ebenfalls auf die Dominanz von Nahausbreitung bei *C. canescens* hin.

7 Verbund oder Pflege? – Schlussfolgerungen

In der aktuellen Naturschutzdiskussion spielt der Begriff „Biotopverbund“ eine wichtige Rolle. Darunter wird die Schaffung räumlicher Kontakte von ähnlichen Lebensräumen verstanden. „Biotopvernetzung“, obgleich vielfach gleichbedeutend gebraucht, lenkt die Blickrichtung hingegen eher auf die funktionalen Beziehungssysteme zwischen den Organismen (JEDICKE 1990).

Aus den Ergebnissen lässt sich erkennen, dass *Corynephorus canescens*, eine Schlüsselart der Sandmagerrasen, trotz der Fähigkeit zur Anemochorie, seine Diasporen überwiegend im Nahbereich ausstreut. Daraus könnte man schließen, dass für den Genaustausch und für die erfolgreiche Besiedelung neuer Wuchsorte zusammenhängende Lebensräume existieren müssen. Hier stößt man aber schnell auf unlösbare Zielkonflikte. Die für eine Organismengruppe wichtigen Offenlandschneisen zerschneiden z. B. zusammenhängende Waldgebiete, die andere Lebewesen, wie etwa die Wildkatze, unbedingt benötigen.
Für die Praxis ergibt sich daraus für den Schutz von Sandtrockenrasen eine Doppelstrategie: Förderung linearer Korridorbiotope und Pflege punktueller Trittsteinbiotope (JENTSCH et al. 2002a).

Vorgegebene offene lineare Strukturen in unserer Kulturlandschaft sind die Verkehrswege. Daher sollte die Chance ergriffen werden, die sich im Zuge von Baumaßnahmen am Rande von Verkehrswegen mit ihrer idealen Vernetzung wie von selbst eröffnet, durch gezielte Maßnahmen neue Lebensräume zu optimieren. Die Aussicht auf Verwirklichung dieser Ziele dürfte groß sein, da auch in der Bevölkerung die Akzeptanz naturnaher Vegetation an Autobahnrändern, Bahndämmen oder Kanalböschungen deutlich größer ist, als die von Kunstrasen oder gepflanzten Gebüschen, womöglich noch fremder Herkünfte. Diese Bereitschaft dürfte sich noch beträchtlich steigern, wenn man die Kosten für die Herstellung und den Unterhalt dieses unterschiedlichen „Straßenbegleitgrüns“, wie es früher hieß, vergleicht. Auf der einen Seite Humusauftrag und dauernde Folgekosten durch Düngung und Mahd, auf der anderen Seite Zulassen der natürlichen Besiedlung der an Ort und Stelle vorhandenen Sandböden oder wohl besser Impfung der Böden durch Heuauftrag von geeigneten Wuchsorten mit geringen Folgelasten (BANK et al. 2002).

Die Ausbreitung einmal vorhandener Silbergraspopulationen – und sei es, dass sie zunächst absichtlich eingebracht wurden – an Autobahnrändern durch den Fahrtwind der Kraftfahrzeuge wäre eine Sache von wenigen Jahren, wenn man davon ausgeht, dass andere anemochore Arten wie *Senecio inaequidens* und *Dittrichia graveolens* oder selbst Arten mit schwereren Samen wie die verschiedenen Melden der Gattung *Atriplex* sich auf eben diese Weise und an diesen Wuchsorten so schnell ausgebreitet haben (vgl. z. B. GATTERER & NEZADAL 2003). Man müsste nur an geeigneten Stellen mit sandigem, nährstoffarmem Untergrund eine entsprechende Gestaltung der Verkehrswegeränder vornehmen, wie es heute schon z. B. entlang der vom Nürnberger Kreuz nach Norden und Osten abgehenden Autobahnen der Fall ist. Dies ist umso Erfolg versprechender, als die Zeitdauer bis zum Erreichen eines gewünschten Entwicklungszieles bei Pionierstandorten wie denen der Silbergrasflur nur zwei bis fünf Jahre beträgt (MÜHLHOFER 2007). Silbergrasfluren vermögen sich auch über längere Zeiträume zu stabilisieren, ihr Artenbestand weist aber eine hohe Dynamik auf (HASSE & DANIËLS 2006).

Es gibt jedoch auch eine ganze Reihe isoliert vorkommender offener Sandlebensräume. Als lokale Diasporenquelle sind solche Vorkommen von großer Bedeutung und daher durch Pflegemaßnahmen (Entbuschung, Bodenöffnung etc.) in ihrem Bestand zu sichern. Wie komplex die Pflegeverhältnisse sein können, zeigten sehr anschaulich HASSE et al (2002). Für *C. canescens* sind solche Trittsteinbiotope unverzichtbar. Die Nahausbreitung ist für das Überleben des Silbergrases, das ja kaum eine Samenbank im Boden besitzt (JENTSCH 2004), so wichtig, dass es unverantwortlich wäre, keine Maßnahmen an Ort und Stelle zur Verbesserung von Sandlebensräumen durchzuführen. Auch solche Restpopulationen können im Austausch mit anderen in mehr oder weniger großer Entfernung, z. B. an Autobahnen, stehen. Für Samen spielt hier sicher die epi- und endozoochore Verbreitung eine Rolle. Von großer, experimentell aber schwer fassbarer Bedeutung sind stärkere Witterungsereignisse. Stürme und Windhosen sowie Überschwemmungen vermögen Diasporen über beachtliche Entfernungen zu transportieren.

Die Koinzidenz extremer Verbreitungsereignisse und die erfolgreiche Etablierung auf geeigneten Standorten ermöglichen unerwarteten Genaustausch. So bieten sich für eine Sicherung der Sandlebensräume die Optimierung sowohl linearer als auch punktueller Strukturen an. Der Naturschutz sollte diese Chance nutzen!

8 Literatur

AGUIAR, M. R. & O. E. SALA (1997): Seed distribution constrains the dynamics of the Patagonian steppe. – Ecology **78**: 93-100.

BAALEN, J. VAN (1982): Germination ecology and seed population dynamics of Digitalis purpurea. – Oecologia **53**: 61-67.

BAKKER, J. P. & F. BERENDSE (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. – Trends Ecol. Evol. **14**: 63-68.

BANK, P., F. BEMMERLEIN-LUX & H. J. BÖHMER (2002): Übertragung von Sandmagerrasen durch Soden, Diasporenbank oder Heuauftrag? – Ergebnisse aus neun Jahren Dauerbeobachtung. – Naturschutz & Landschaftspflege **34**(2/3): 60-66.

BERG, R.Y. (1983): Plant distribution as seen from plant dispersal: General principles and basic modes of plant dispersal. – Sonderb. Naturwiss. Vereins Hamburg **7**:13-36.

BÖGER, S. (2002): Keimlingsetablierung und Ausbreitung des Silbergrases Corynephorus canescens (L.) P.Beauv. – 107 S., unveröff. Diplomarbeit, Univ. Erlangen-Nürnberg.

BÖGER, S. (2007): Ausbreitung, Etablierung und Populationsgenetik des Silbergrases (Corynephorus canescens) als Grundlage zur Konzeption eines überregionalen Biotopverbundes für Sandmagerrasen in Deutschland. – UFZ- Dissertation **14/**2007, 217 S.

DEBUSSCHE, M. & P. ISENMANN (1994): Bird-dispersed seed rain and seedling establishment in patchy Mediterranean vegetation. – Oikos **69**: 414-426.

DIBATTISTA, J. D. (2008): Patterns of genetic variation in anthropogenically impacted populations. – Conservation Genetics **9**(1): 141-156.

ELLENBERG, H. (1996): Die Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 5. Aufl., 1095 S., Stuttgart.

FENNER, M. (1985): Dispersal. – In: FENNER, M. [ed.]: Seed ecology. – Chapman & Hall Ltd., London: 38-57.

FREY, W. & I. HENSEN (1995b): Lebensstrategien bei Pflanzen: Ein Klassifizierungsvorschlag. – Bot. Jahrb. Syst. **117**: 187-209.

FRIEDRICH, S. (2006): Bedeutung funktioneller Gruppen für die Systemdynamik offener Sandlebensräume – Störung, Etablierung, Musterbildung. – Diss. Univ. Bielefeld, 216 S. + Anh.

GATTERER, K. & W. NEZADAL (2003): Flora des Regnitzgebietes. Die Farn- und Blütenpflanzen im zentralen Nordbayern. – 2 Bde. 1058 S., IHW-Verlag, Eching.

GUISAN, A., A. LEHMANN, S. FERRIER, M. AUSTIN, M., J. MC. C. OVERTON, R. ASPINALL & T. HASTIE (2006): Making better biogeographical predictions of species‘ distributions. – J. Appl. Ecol. **43**(3): 386–392.

HASSE, T. & F. J. A. DANIËLS (2006): Species response to experimentally induced habitat change in a *Corynephorus* grassland. – J. Veg. Sci. **17**(2): 135-146.

HASSE, T., F. J. A. DANIËLS & A. VOGEL (2002): Komplexkartierung der Vegetation zur Bewertung einer mosaikartig strukturierten Binnendünenlandschaft. – Natur & Landschaft **77**: 340-348.

HEIL, G.W., R. NATHAN & G. G. KATUL (2004): Determinants of long-distance seed dispersal by wind in grasslands. – Ecology **85**: 3056–3068.

HODGSON, J. G. & J. R. GRIME (1990): The role of dispersal mechanisms, regenerative strategies and seed banks in the vegetation dynamics of the British landscape. – In: BUNCE, R.G.H. & D.C. HOWARD (eds.): Species dispersal in agricultural habitats. – London, Belhaven Press, pp. 65-82.

HOWE, H. F. & J. SMALLWOOD (1982): Ecology of seed dispersal. – Annual Rev. Ecol. Syst. **13**: 201-228.

JACKEL, A.-K. & P. POSCHLOD (1994): Diaspore production and the influence of the size of diaspore traps on the quantitive result of seasonal diaspore rain in two calcareous grassland sites. – Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim **3**: 123-132.

JEDICKE, E. (1990): Biotopverbund. Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. – 254 S., Ulmer, Stuttgart.

JENTSCH, A., W. BEYSCHLAG, W. NEZADAL, T. STEINLEIN & W. WELSS (2002a): Bodenstörung – treibende Kraft für die Vegetationsdynamik in Sandlebensräumen. – Naturschutz & Landschaftsplanung **34**(2/3): 37-43.

JENTSCH, A., S. FRIEDRICH, W. BEYSCHLAG & W. NEZADAL (2002b): Significance of ant and rabbit disturbances for seedling establishment in dry acidic grasslands dominated by *Corynephorus canescens*. – Phytocoenologia **32**: 553-580.

JENTSCH, A. (2004): Disturbance driven vegetation dynamics. Concepts from biogeography to community ecology, and experimental evidence from dry acidic grasslands in central Europe. – Diss. Bot. **384**: 218 S.

JENTSCH, A., S. FRIEDRICH, T. STEINLEIN, W. BEYSCHLAG & W. NEZADAL (2008): Assessing conservation actions for substitution of missing dynamics on former military training areas in central Europe. – Restorat. Ecol.. In press.

JOHANSSON, M.E., C. NILSSON & E. NILSSON (1996): Do rivers function as corridors for plant dispersal? – J. Veg. Sci. **7**: 593-598.

KUNZMANN, D. (2000): Untersuchungen zur Diasporenbank und des Samenflugs trocken-magerer Standorte als Beitrag zur Definition biotischer Entwicklungspotentiale. – Diss. Bot. **326**: 338 S.

LACEY, E. P. (1982): Timing of seed dispersal in Daucus carota. – Oikos **39**: 83-91.

LUFTENSTEINER, H. W. (1982): Untersuchungen zur Verbreitungsbiographie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich. – Bibl. Bot. **135**: 68 S.

MÜHLHOFER, G. (2007): Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. – Arbeitshilfen zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen, 29 S., BayLfU, Augsburg.

NAVES, J., T. WIEGAND, E. REVILLA & M. DELIBES (2003): Endangered species balancing between natural and human constrains: the case of brown bears (Ursus arctos) in northern Spain. – Conservation Biol. **17**: 1276-1289.

OKUBE, A. & S. A. LEVIN (1989): A theoretical framework for data analysis of wind dispersal of seeds and pollen. – Ecology **70**: 329-338.

OPDAM, P. (1990): Dispersal in fragmented populations: The key to survival. – In: BUNCE, R.G.H. & D.C. HOWARD (eds.): Species dispersal in agricultural habitats. – London: Belhaven Press, 3-17.

PIJL, L. VAN DER (1982): Principles of dispersal in higher plants. – Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, 161 S.

POSCHLOD, P. (1990): Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berückschtigung standortskundlicher und populationsbiologischer Faktoren. – Diss. Bot. 152: 330 S.

POSCHLOD, P. (1996): Das Metapopulationskonzept – eine Betrachtung aus pflanzenökologischer Sicht. – Z. Ökol. Naturschutz **5**: 161-185.

POSCHLOD, P., S. BONN & U. BAUER (1996): Ökologie und Management periodisch abgelassener und trocken fallender kleinerer Stehgewässer im oberschwäbischen und schwäbischen Voralpengebiet – Vegetationskundlicher Teil. – Veröff. Proj. Angew. Ökol. **17**: 287-501.

POTORNY, S. & M. F. WILLSON (1993): Seed dispersal curves: behavior of the tail of the distribution. – Evol. Ecol. **7**: 25-44.

PRIMACK, R. B. & S. L. MIAO (1992): Dispersal can limit local plant distribution. – Conservation Biology 6(4): 513-519.

SAUTTER, R. (1994): Untersuchungen zur Diasporen- und Samenökologie in bedrohten Pflanzengesellschaften sandiger Böden. – Diss. Bot. **226**: 155 S.

SCHADT, S., E. REVILLA, T. WIEGAND, F. KNAUER, P. KACZENSKY, U. BREITENMOSER, L. BUFKA, J. CERVENY, P. KOUBEK, T. HUBER, C. STANISA & L. TREPL (2002): Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. – J. Appl. Ecol. **39**: 189-203.

SKARPAAS, O., R. AUHL & K. SHEA (2006): Environmental variability and the initiation of dispersal: turbulence strongly increases seed release. – Proc. Roy. Soc., B **273**: 751–756.

SOONS, M. B., R. NATHAN & G. G. KATUL (2004): Human effects on long-distance wind dispersal and colonization by grassland plants. – Ecology **85**(11): 3069-3079.

STRYKSTRA, R.J., R. M. BEKKER & J. P. BAKKER (1998): Assessment of dispersule availability: its practical use in restoration management. – Acta Bot. Neerl. **47**: 57-70.

TACKENBERG, O. (2003): Modeling long distance dispersal of plant diaspores by wind. – Ecol. Monogr. **73**: 173-189.

TRAKHTENBROT, A., R. NATHAN, G. PERRY & D. M. RICHARDSON (2005): The importance of long-distance dispersal in biodiversity conservation. – Diversity & Distrib. **11**(2): 173–181.

VERKAAR, H. J. P. A. (1990): Corridors as a tool for plant species conservation? – In: Bunce, R. G. H. & D. C. Howard (eds.): Species dispersal in agricultural habitats. – London, New York: Belhaven Press.

WERNER, P. A. (1975): A seed trap for determining patterns of seed distribution in terrestrial plants. – Can. J. Bot. 53: 810-813.

WILLSON, M. F. (1993): Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. – Vegetatio **107/108**: 261-280.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Stefan Böger
Prof. Dr. Werner Nezadal
Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg
Department Biologie
Lehrstuhl für Molekulare Pflanzenphysiologie
Arbeitsgruppe Geobotanik
Staudtstr. 5
91058 Erlangen, Germany

Prof. Dr. Anke Jentsch
Helmholtz Zentrum für Umweltforschung UFZ
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
und Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth, Germany

Dr. Walter Welß
Botanischer Garten
der Universität Erlangen-Nürnberg
Loschgestr. 3
91054 Erlangen, Germany

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Abhandlungen aus dem Westfälischen Provinzial-Museum für Naturkunde

Jahr/Year: 2008

Band/Volume: 70_3-4_2008

Autor(en)/Author(s): Böger Stefan, Nezedal Werner, Jentsch Anke, Weiß Walter

Artikel/Article: Vernetzung oder gesteuerte Dynamisierung von Lebensräumen? – Populationsbiologische Erkenntnisse zum Erhalt von Silbergrasfluren 23-36