Renaturierungsverfahren zur Etablierung von Feuchtwiesenarten

Annette Patzelt, Franziska Mayer und Jörg Pfadenhauer

Synopsis

Restoration management and establishment of fen species

In landscapes with comprehensive disappearance of grassland, transformation of speciespoor grassland into extensively used meadows is aspired. In the formely largest fen area in southern Germany, the Donaumoos, situated about 70 km north of Munich, investigations to restore fen litter meadows have taken place.

It was examined to which extent the hay of fen litter meadows containing autochthonous seeds may be appropriate for restoration. After five years, the cover of fen species reaches 60 %, 57 species of fen litter meadows and calcareous fen vegetation could establish. It is shown, that the transport of species depends on the time of mowing, the number of species on the sites of origin and the dispersal and spreading strategies of species. Classification of generative and vegetative behaviour show typical dispersal and spreading strategies of fen litter species.

Niedermoor, Pfeifengraswiesen, Renaturierung, Etablierung, Populationsbiologie, Steuerung der Sukzession

fen, fen litter meadows, restoration, establishment, population biology, management of succession

1 Einführung

Die hohen Verlustraten von Pfeifengraswiesen und Kalk-Kleinseggenrieden in den letzten Jahrzehnten sind aus den verschiedensten Gebieten belegt und quantifiziert (z.B. GANZERT & PFADENHAUER 1988, ROSENTHAL & MÜLLER 1988). 37 % der Pflanzenarten der Feuchtwiesen und 57 % der Arten oligotropher Moore gelten in den alten Bundesländern als gefährdet oder verschollen (KORNECK & SUKOPP 1988). Noch stärker als die einzelnen Arten sind die Pflanzengesellschaften gefährdet (WALENTOWSKI et al. 1992). Mit ihrer Bedeutung als Lebensraum für gefährdete Arten stellen sie wesentliche Elemente der Niedermoorlandschaften dar, die heute vielfach nur noch in verstreuten Restflächen erhalten blieben. Viele der betroffenen Arten lassen sich auf Dauer in isolierten, immer kleiner werdenden Restpopulationen nicht erhalten (OOSTERMEIJER et al. 1994). Über Erhaltungs- und Pflegemaßnahmen hinaus sind deshalb für die langfristige Bewahrung dieser Lebensgemeinschaften Renaturierungsverfahren erforderlich (PFADENHAUER 1994). Jedoch bezüglich der Optimierung von Renaturierungsverfahren, der erreichbaren Wiederherstellungsgrade und der anzusetzenden Zeiträume herrschen noch Unklarheiten. Zudem ist über die Ausbreitung und Etablierung von Niedermoorarten zu wenig bekannt, um den Verlauf der Sukzession durch Renaturierungsmaßnahmen gezielt steuern zu können.

Untersuchungen der Diasporenbank zeigen, daß in intensiv landwirtschaftlich genutzten Moorböden nach Jahrzehnte andauernder intensiver Nutzung im Boden keine Diasporen von Arten magerer Naß- und Feuchtwiesen mehr vorhanden sind (BAKKER 1989, MAAS & SCHOPP-GUTH 1995). Das fehlende Diasporenpotential im Boden und die geringe Ausbreitungsfähigkeit von Diasporen über größere Distanzen in einer weitgehend ausgeräumten und fragmentierten Landschaft werden zum Engpaß auf dem Weg der Renaturierung. Artenreichtum kann nur durch das Einbringen von Arten in Form von Diasporen oder ganzen Pflanzen erreicht werden (BAKKER 1989, PFADENHAUER 1994, MAAS & POSCHLOD 1991).

Bisher fehlen Arbeiten zur Ansiedlung von Arten mit Hilfe einer Ansaat oder durch Auftrag von Mähgut aus artenreichen Beständen fast völlig. Aufgrund dieses Defizites wurde das Ausbringen von Mähgut von Pfeifengraswiesen auf offenen Boden als Maßnahme zur Renaturierung untersucht. Die Effizienz dieses Verfahrens, definiert als die möglichst rasche und dauerhafte Etablierung möglichst vieler Arten, war zu prüfen. An eine effiziente Maßnahme würden sich Forderungen nach einer Anwendung in der Naturschutzpraxis anschließen.

2 Untersuchungsgebiet und Methodik

Die Untersuchungen wurden im Donaumoos (Oberbayern) durchgeführt, dem größten ehemaligen Niedermoor Süddeutschlands. Seit Beginn der Kultivierung vor 200 Jahren verschwand über ein Drittel der Moorfläche. Heute nimmt das Donaumoos als Torflagerstätte eine Fläche von 110 km^2 ein und ist intensiv landwirtschaftlich genutzt, mit einem hohen

Tab. 1
Überblick über Herkunfts- und Versuchsflächen.

Table 1
Overview of original sites and investigation sites.

	Herkunftsflächen				Versuchsflächen		
	Biotop-bezeichnung	Nutzung	Vegetation	Biomasse	Datum Mahd + Auftrag	Höhe Abtrag	Zieltyp
Fl.1	Zensi-Schütt	einschürig/Herbstm.	Pfeifengrasw., Kleinseggenr.	18 dt/ha	28.08.1991	20 cm	Pfeifengraswiese
Fl.2	Zell	einschürig/Herbstm.	verschilfte Pfeifengraswiese	62 dt/ha	28.08.1991	20 cm	Pfeifengraswiese
Fl.3	Lichtenheim	einschürig/Herbstm.	Pfeifengraswiese	45 dt/ha	28.08.1991	20 cm	Pfeifengraswiese
Fl.4	Heinrichsheim	einschürig/Herbstm.	Pfeifengraswiese	23 dt/ha	28.08.1991	20 cm	Pfeifengraswiese

Ackeranteil und artenarmen Grünlandgesellschaften. Das Donaumoos ist arm an moortypischen Arten und Lebensgemeinschaften (PFADENHAUER & al. 1991).

Auf den Untersuchungsflächen wurde vor dem Auftrag des Mähguts der vor allem P-befrachtete (Wild/Patzelt unveröff. Daten) 20 cm mächtige Oberboden abgetragen. Damit werden die folgenden Ziele erreicht:

1. Nährstoffärmere, weniger zersetzte Torfschichten werden an die Oberfläche gebracht (»Aushagerungseffekt« durch Bodenabtrag). Damit werden günstige Wachstumsbedingungen für konkurrenzschwache Pioniere, ungünstige für konkurrenzstarke Nitrophyten erreicht.
2. Die neue Oberfläche kann vom Moorwasserspiegel beeinflußt sein (»Torfstichsimulation« durch Bodenabtrag). Günstige Wachstumsbedingungen für Helophyten werden geschaffen.
3. Die Diasporenbank von zur Massenentwicklung neigenden Arten der Ruderalfluren und Flutrasen wird entfernt.

Das Mähgut stammt von vier Flächen im Donaumoos (Tab. 1), auf denen Relikte von Stromtal-Pfeifengraswiesen (Allio suaveolentis-Molinietum) vorkommen. Sie sind im letzten Jahrhundert sekundär in grundwassernahen Auskiesungen oder in ehemaligen Torfstichen entstanden. Zur Gewinnung des Mähguts wurden sie im August 1991 mit einem Balkenmäher gemäht. Das Material wurde unmittelbar danach in frischem Zustand auf den offenen Boden der Untersuchungsflächen aufgetragen. Das Auftragsverhältnis des Heus der Mahd- zur Auftragsfläche betrug 2:1, bzw. 1: 1 (Fl. 2). Die Kosten für Heumahd und Auftrag lagen bei ca. 1.– DM/m^2, für Oberbodenabtrag bei 3,50 DM/m^2.

Zur Dokumentation der Vegetationsentwicklung wurden Dauerflächen von je 4 m^2 Größe eingerichtet, auf denen die Vegetation seit 1991 jährlich nach PFADENHAUER & al. (1986) erfaßt wird. Zusätzlich wurden im Jahr 1993 einmalig auf den Herkunftsflächen des Mähgutes Vegetationsaufnahmen durchgeführt (Nomenklatur nach OBERDORFER 1990).

Um die Menge der produzierten Samen abschätzen zu können, wurden im Jahr 1995 von je zehn Individuen einer Art die Anzahl an Blüten bzw. Blütenständen ausgezählt und von je zehn Blüten bzw. Blütenständen alle Diasporen abgesammelt und ausgezählt. Das Tausendkorn-Gewicht wurde mit fünf Wiederholungen an 1000 Samen erhoben.

Die Untersuchungen zum Keimverhalten der Arten wurden in Klimakammern mit kontrollierten Temperaturen über 42 Tage ausgeführt. Für jede Art und jeden Temperaturgang wurden 5 Parallelen mit jeweils 50 Samen untersucht. Acht konstante Temperaturstufen und 4 Wechseltemperaturen waren mit einem Tag- und Nachtwechsel (16:8 Stunden) programmiert. Mit einem Teil der Samen wurde vorher eine Stratifikation durchgeführt. Zur Untersuchung der Freiland-Keimraten wurden die Samen auf steriliesiertes Niedermoor-Gartenerdegemisch in einer Freilandhalle in Freising-Weihenstephan (467 m ü. NN, submontane Höhenstufe) ausgebracht.

3 Ergebnisse

Bislang konnten sich durch die im Mähgut enthaltenen Diasporen 57 Arten der Pfeifengraswiesen etablieren, davon 14 Arten der Roten Liste der Bundesrepublik (BFN 1996) mit Raritäten wie *Allium suaveolens, Gentiana pneumonanthe* und *Viola persicifolia.* Nach fünf Jahren lag die Deckung der Vegetation bei 75 %; davon nahm der Anteil der mit Mähgut übertragenen Arten 60 % ein (Abb. 1). Die Deckung der Molinio-Arrhenatheretea-Arten beträgt seit 1993 10 %, Arten der Agrostietea stoloniferae zeigen nach einer maximalen Deckung von 20 % im Jahr 1993 eine abnehmende Tendenz. Bidentetea-Arten nehmen einen verschwindend geringen Deckungsanteil ein. Die Deckung der Begleiter wird von *Ranunculus repens* und *Juncus articulatus* dominiert.

Die Vegetationsaufnahmen der ersten vier Jahre (Tab. 2) weisen den erheblichen Anteil an seltenen und gefährdeten Arten unter den mit Mähgut über-

Tab. 2
Vegetationsentwicklung auf Dauerflächen.

Table 2
vegetation succession on permanent plots.

Fläche		1				2				3				4			
Herkunfts-Biotop		Zensi-Schütt				Zell				Lichtenheim				Heinrichsheim			
Jahr		92	93	94	95	92	93	94	95	92	93	94	95	92	93	94	95
Deckung Krautschicht (%)		50	75	75	75	60	80	80	70	50	80	80	80	65	80	70	60
Höhe (cm)		15	15	50	50	10	40	60	60	10	40	40	50	10	30	30	40
Artenzahl insg.		28	35	36	35	25	33	36	34	27	26	34	35	26	35	34	34
Mit Mähgut übertragene Arten	RL-BRD																
Molinia caerulea		1a	2a	2b	3	+	2a	2b	3	.	+	1a	1b	+	2a	2b	2b
Lythrum salicaria		.	1a	1a	1a	.	.	+	+	1a	2a	2a	1b	1b	1b	1b	1b
Thalictrum flavum		.	.	+	.	1a	1a	1a	1b	1b	2a	2a	2b	+	1a	1a	1b
Galium palustre		.	.	.	+	+	+	+	+	1a	1b	2a	2a	+	+	1a	1a
Succisa pratensis		1a	2a	2a	2a	.	1b	1b	1b	.	.	.	.	+	1b	1b	2a
Deschampsia cespitosa		.	.	.	.	.	1b	2b	+	+	1a	1b	1b	+	1a	1a	+
Mentha aquatica		.	.	.	+	+	.	.	1a	.	+	2a	1b	2a	2b	2b	2a
Galium uliginosum		+	1a	1b	+	.	+	1a	1b	.	.	.	.	.	.	1a	1a
Inula salicina		.	.	.	.	.	.	+	.	+	1a	1b	2a	+	1a	1a	1b
Carex panicea		.	1b	2a	2a	.	.	1a	1a	.	.	.	.	.	+	1b	1b
Galium verum		1a	1b	1b	1b	.	.	.	.	.	.	1a	+	.	.	.	+
Lotus corniculatus		1a	1a	1a	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+
Selinum carvifolia		.	.	.	.	1a	1b	2a	1a	.	.	.	.	.	+	+	+
Valeriana officinalis		.	.	.	.	.	1a	1a	1b	+	+	1a	1b	.	.	.	.
Allium suaveolens	3	+	+	2a	2a	.	.	1a	1a	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium boreale		.	1a	1a	1b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1a	1b
Lysimachia vulgaris		.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	+	+	.	+	.	.
Viola persicifolia	2	.	.	1a	+	.	.	.	.	1a	1b	2a	2b	.	.	.	.
Gentiana pneumonanthe	3	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	+	.	1a	1b	1b
Cardamine pratensis		.	.	.	+	.	+	1a	+	.	.	.	+	.	.	.	.
Potentilla erecta		+	1a	1b	1b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium mollugo		+	+	+	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bromus erectus		+	+	1a	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Serratula tinctoria	3	.	.	.	.	1a	2a	2a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.
Filipendula ulmaria		.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	1a	1b
Sanguisorba officinalis		.	1a	1a	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hypericum tetrapterum		.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	1a	.	.	.	.
Carex tomentosa	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	1b	.	.	.	+
Centaurium erythraea		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	1b
Centaurea jacea		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	1a	1a
Carex lepidocarpa	3	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Genista tinctoria		.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Primula farinosa	3	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gentianella germanica	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Silaum silaus		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Gehölze, mit Mähgut übertr.																	
Salix fragilis x alba		.	.	.	+	+	1b	2a	2a	.	.	.	.	.	+	1a	1a
Salix nigricans		.	.	.	.	.	.	+	1a	.	.	.	.	.	+	1a	1a
Salix aurita		.	.	.	.	.	+	1b	1a	.	.	.	.	.	.	.	.
Flut- und Trittrasen																	
Agrostis stolonifera		2b	2b	2a	1a	2b	3	2a	1b	1b	2b	2a	1b	2b	2b	1b	1a
Plantago intermedia		1a	+	+	.	1a	+	+	.	.	+	+	.	1a	+	.	+
Carex hirta		.	.	.	.	.	1a	2a	2a	1a	.	1b	1a	.	+	1b	1a
Alopecurus geniculatus		.	.	.	.	.	.	.	.	1a	.	.	.	1b	1a	.	.
Juncus bufonius		+	.	.	.	+	.	.	.	1a	.	.	.	.	.	.	.
Zweizahngesellschaften																	
Polygonum lapath./pers.		1a	+	+	.	+	+	.	.	1b	+	.	.	+	.	.	.
Rorippa palustris		1a	+	.	.	+	.	+	.	1a	.	.	.	1a	.	.	.
Polygonum hydropiper		.	.	.	.	.	.	1a	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Grünlandgesellschaften																	
Trifolium repens		+	+	+	+	2b	1b	1a	+	1b	1b	1a	+	.	+	+	.
Poa pratensis		.	+	1b	1a	+	2a	1a	1a	.	1b	2a	+	+	.	1a	1a
Cerastium holosteoides		.	+	+	+	.	1a	+	+	+	1a	+	+	.	+	+	+
Lychnis flos-cuculi		.	+	1a	1a	.	1a	1a	1a	1a	.	1a	1b	1a	1a	1b	1b
Holcus lanatus		.	.	+	1a	.	+	1b	1a	1a	2a	2a	1b	.	+	1a	+
Ajuga reptans		1a	1a	1b	1a	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.
Achillea millefolium		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	+	+
Rumex acetosa		.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1b	.	.	.
Bellis perennis		.	.	.	.	.	+	1a	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Begleiter																	
Juncus articulatus		1b	1a	1a	1a	1b	2a	1a	1a	1b	1b	1b	+	2a	1b	1b	1a
Cirsium arvense		+	+	+	+	1a	1b	1a	+	1a	1b	1b	+	1a	1a	1a	+
Ranunculus repens		2a	+	1a	+	.	1b	1b	+	2b	2a	1a	+	1b	1b	+	+
Symphytum officinale		1a	+	+	.	1b	1b	1a	+	1a	1a	1a	+	1b	1a	1a	.
Taraxacum officinale		1b	+	1a	.	1b	1b	1b	.	1a	2a	1a	+	1a	1b	+	+

Tabelle leicht gekürzt/Tab. shortened

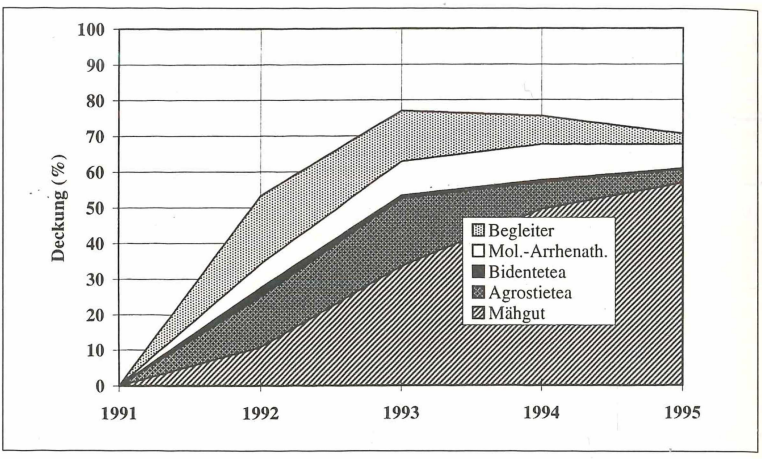

Abb. 1
Spektrum der Artengruppen auf den Dauerflächen Fl. 1– Fl. 4 in den Jahren 1991–1995.

Fig. 1
spectrum of groups of species on permanent plots from 1991–1995.

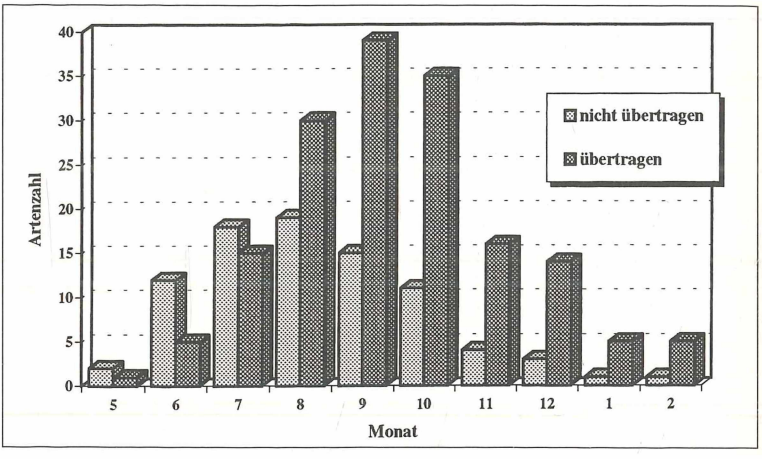

Abb. 2
Samenreifezeitpunkt der Arten der Herkunftsflächen.

Fig. 2
time of seed-bearing of species of the original sites.

tragenen Arten nach. Die strukturgebende Rolle von *Molinia caerulea* und *Succisa pratensis* ist von besonderer Bedeutung: schon im 2. Jahr decken sie >10 %. Der Anteil der übertragenen Arten liegt bei ca. 70 %, bezogen auf die Artenzahl der Herkunftsflächen. Je mehr Arten die Herkunftsfläche aufweist, desto mehr Arten werden übertragen. Von den Herkunftsflächen nicht übertragene Arten sind z. B. *Anthoxanthum odoratum,* einige *Carex*-Species (*C. acutiformis, C. disticha, C. elata, C. flacca, C. hostiana, C. gracilis, C. nigra*), *Colchicum autumnale, Festuca rubra, Lathyrus palustris.*

Für den Erfolg der Übertragung ist der Mahdtermin von entscheidender Bedeutung. Das Maximum der zum Zeitpunkt der Samenreife erfaßbaren Arten liegt bei den übertragenen Arten im September, bei den nicht übertragenen dagegen im Juli/August (Abb. 2, Daten aus MÜLLER-SCHNEIDER 1986). Nicht übertragene Arten sind zum Zeitpunkt der Mahd Ende August bereits ausgefallen und können deshalb nicht erfaßt werden.

In Tab. 3 sind Merkmale generativer und vegetativer Ausbreitung von bezeichnenden Arten der Herkunftsflächen aufgeführt. Der größte Teil der übertragenen Arten breitet sich generativ aus. Bei diesen Arten spielen für die Etablierung neben der eingetragenen Samenmenge auch die Keimungsbiologie und Ausbreitungsstratgie eine entscheidende Rolle. Arten, die sich vorwiegend vegetativ, aber auch generativ ausbreiten *(Inula salicina, Carex tomentosa*) konnten nur vereinzelt übertragen werden, jedoch findet nach erfolgreicher Übertragung eine rasche vegetative Ausbreitung statt. Bei sich ausschließlich vegetativ ausbreitenden Arten ist die Erfassung durch Mähgut problematisch.

Tab. 3 macht deutlich, daß unter den übertragenen Arten ein deutlich größerer Anteil mit aklonaler Ausbreitungsstrategie vertreten ist, als unter den nicht übertragenen. *Succisa pratensis, Galium verum* und *Gentiana pneumonanthe* produzieren unter den aklonalen Arten eine herausragend hohe Diasporenzahl. Die nicht übertragenen Arten weisen zum

Tab. 3
Merkmale generativer und vegetativer Ausbreitung ausgewählter Niedermoorarten.

Table 3
generative and vegetative spreading and dispersal mechanisms of selected fen species.

	A	B	C	D	E	F	G
Arten	Lebensform Wuchsform	Ausbr.-strategie	Diasporenbank	Tausendk.-gew.(g)	Samenproduktion	% Keimfähigkeit	Ausbr.präferenz
1. Übertragene Arten							
Allium suaveolens	G caesp h	Phalanx-Konserv.	?	0,17	1000	47	G
Carex lepidocarpa	H caesp	Phalanx-Konserv.	pers	1,00	1300	13	G
Carex tomentosa	H, G rept rhiz b	Guerilla-Expans.	?	-	-	-	G/V
Filipendula ulmaria	H rept rhiz l	Phalanx-Dom.	pers	0,39	5470	22	G/V
Galium boreale	H scand	aklonal	?	0,64	200	22	G/v
Galium palustre	H rept l	Guerilla-Explor.	pers	-	-	-	G/V
Galium uliginosum	H scand l	Zwischenform	pers	-	-	-	G/V
Galium verum	H scand	aklonal	pers	0,44	14500	40	G
Genista tinctoria	H scap	aklonal	?	-	100	10	G
Gentiana pneumonanthe	H sem	aklonal	trans	0,05	11800	15	G
Inula salicina	H rept rhiz b	Phalanx-Dom.	?	0,13	1000	38	G/V
Lotus corniculatus	H rept l h	Zwischenform	pers	-	130	43	G
Lychnis flos-cuculi	H sem	aklonal	pers	0,15	3600	64	G
Lysimachia vulgaris	H scap rhiz l	Guerilla-Explor.	?	0,25	-	26	G/V
Lythrum salicaria	H caesp	aklonal	pers	0,05	1100	42	G/v
Molinia caerulea	H caesp	Phalanx-Dom.	trans/pers	0,10	5500	25	G
Potentilla erecta	H rept n	Phalanx-Konserv.	trans/pers	-	-	-	G/v
Primula farinosa	H ros	aklonal	pers	0,03	460	18	G
Selinum carvifolium	H scap h	aklonal	?	1,10	-	31	G
Serratula tinctoria	G, H sem	aklonal	?	0,97	1250	11	G
Succisa pratensis	H sem h	aklonal	trans/pers	0,73	19300	32	G
Thalictrum flavum	H scap rhiz b	Phalanx-Dom.	?	0,68	1010	15	G/v
Viola persicifolia	H caesp	aklonal	pers	0,40	500	5	G
2. Nicht übertragene Arten							
Anthoxanthum odoratum	H caesp	aklonal	trans	-	-	-	G
Carex acutiformis	G, A rhiz l h	Guerilla-Expans.	pers	-	-	-	V
Carex elata	H, A caesp h	Phalanx-Kons.	pers	-	-	-	G
Carex fusca	G rhiz n	Guerilla-Expans.	pers	-	-	0	V
Carex gracilis	G rhiz l	Guerilla-Expans.	pers	-	-	-	V
Carex hostiana	H rept stol b	Guerilla-Expans.	pers	-	-	0	V
Colchicum autumnale	G ros	aklonal	?	-	-	-	G
Lathyrus palustris	H rept rhiz l h	Zwischenform	?	-	-	-	G/V
Phalaris arundinacea	G rhiz l	Phalanx-Dom.	?	-	-	-	V

Spalte A: Einteilung nach Ellenberg & Müller-Dombois (1967), weit. Untergliederung n. Schiefer (1981)
Spalte B: Phalanx-Konservativ-, Phalanx-Dominanz-, Zwischenform-, Guerilla-Expansions-, Guerilla-Expansionsstrategien, Definitionen nach Stöcklin (1992)
Spalte C: Diasporenbanktyp. trans = transistent, pers = persistent (nach Maas 1989, Moore 1983, Schopp-Guth 1993, Thompson & Grime 1979)
Spalte D: Tausend-Korn-Gewicht; Mittelwert aus 5 x 1000 Samen
Spalte E: Samenproduktion; Angaben in Mittelwerten pro Individuum
Spalte F: Keimfähigkeit; Mittelwert aus 3500 Samen
Spalte G: Präferenz für vegetative (V) oder generative (G) Ausbreitung, nach Grime et al. 1988, Hegi 1964-1979
- = keine Untersuchungen durchgeführt

großen Teil Guerilla-Expansionsstrategien auf und bauen eine persistente Diasporenbank auf.

Um den reproduktiven Aufwand einer Art zu bestimmen, wurde das Tausendkorngewicht ermittelt. Die meisten Arten zeigen ein niedriges bis mittleres Tausendkorngewicht (0,15 g bis 1,5 g) in Kombination mit einer mäßig hohen Produktion von Samen (1000 bis 6000 Samen/Individuum). *Gentiana pneumonanthe* produziert sehr kleine Samen in einer hohen Menge, *Succisa pratensis* und *Galium verum* mit einer ebenfalls sehr hohen Samenproduktion nehmen mittlere Samengewichte ein. Arten mit einer geringen Samenproduktion (<1000) liegen im Bereich mittlerer Samengewichte, lediglich *Primula farinosa* produziert sehr kleine und leichte Samen. Die bundesweit gefährdete *Viola persicifolia* (RL 2) weist mit 500 Samen/Pflanze nicht nur eine sehr niedrige Samenproduktion auf, sondern mit nur 5 % auch die niedrigste aller untersuchten Keimraten. Dies könnte die Seltenheit und Gefährdung der Art erklären, bei der Diasporenproduktion und Keimrate zum artspezifischen Engpaß auf dem Wege der Etablierung werden. Trotzdem konnte *Viola persicifolia* mit Mähgut übertragen werden und sich erfolgreich etablieren.

4 Diskussion

Die Wiederansiedlung und dauerhafte Etablierung von Pflanzenarten im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen setzt eine genaue Kenntnis der Reaktion der betreffenden Arten und ihrer Populationen auf Standort-, Nutzungs- und Umwelteinflüsse voraus. Um die kausalen Ursachen der Sukzession zu erklären, sind Untersuchungen populationsbiologischer Parameter notwendig (BERNHARDT 1993, GRIME 1979, GRIME et al. 1988, HARPER 1977). Dazu gehören Reproduktionsverhalten, Diasporenproduktion, Keimungsbiologie, Ausbreitung der Diasporen, Etablierung und Ausbreitung einer Pflanze am Standort sowie Durchsetzungsfähigkeit gegenüber Konkurrenten.

Die Untersuchungen zeigen, daß die Effizienz der Maßnahme von der Qualität der neu geschaffenen Fläche bestimmt wird. Eine wichtige Voraussetzung ist die (Wieder)herstellung geeigneter abiotischer Standort-Eigenschaften. Pfeifengraswiesen können sich erst einstellen, wenn die Nährstoffvorräte im Boden nur noch eine Phytomasse-Produktion von 35–40 dt TS/ha und Jahr zulassen (KAPFER 1988). Durch Oberbodenabtrag sind entsprechende Bedingungen geschaffen worden. Zudem werden in den ersten Jahren konkurrierende Arten ausgeschaltet, so daß auch erst nach zwei bis drei Jahren keimende Arten (z. B. *Carex*-Species, Orchideen) Etablierungsmöglichkeiten vorfinden. Bei Einbringen von Samen in einen durch Vertikutieren nur reversibel gestörten Bestand dagegen finden potentiell weniger Arten Keimungs- und Etablierungsnischen. So zeigen BIEWER & POSCHLOD (1995), daß die besten Etablierungschancen für raschwüchsige Sofortkeimer bestehen, da die durch Vertikutieren offenen Flächen sich schnell wieder schließen.

Das Samengewicht hat einen entscheidenden Einfluß auf die Lebensdauer der Samen und auf die Etablierungschancen des Keimlings. Größere stoffliche Vorräte ermöglichen den Keimlingen höhere Wachstumsraten, eine schnellere Entwicklung eines Wurzel- und Sproßsystems und damit größere Konkurrenzfähigkeit im Bestand (FENNER 1978). Arten späterer Sukzessionsstadien besitzen häufig große Samen, während Pionierarten leichte Samen aufweisen (SPIESS 1989). Folglich dürften bei lückiger Vegetationsstruktur, wie in den ersten Jahren nach Oberbodenabtrag, auch kleinere Samen gute Keimungs- und Etablierungschancen finden.

Die Menge an produzierten Samen ist als Maßstab für den Reproduktionserfolg zu bewerten. Jedoch ist die Höhe der Samenproduktion nur schwer abschätzbar, da die Differenzen der Blütenstandparameter auch innerhalb eines Jahres bzw. eines Standortes erheblich sein können (SCHOPP-GUTH 1993). Da der reproduktive Aufwand innerhalb von genetisch festgelegten Grenzen umweltabhängig ist (SPIESS 1989), deutet ein über dem Durchschnitt liegender Aufwand für die Samenproduktion folglich häufig auf eine höhere Vitalität hin. OTTE (1996) konnte zeigen, daß unter den Arten mit einer geringen Samenproduktion (< 1000 Samen/Individuum) stark im Rückgang begriffene Arten sind. Eine niedrige Samenproduktion kann für eine Art die Chancen herabsetzen, am Standort zu bleiben.

Existenz und Dichte der Keimlingspopulationen hängen auch von der Häufigkeit von Schutzstellen (safe-sites) ab. SCHÜTZ (1988) zeigte, daß die Sterblichkeit von Keimlingen und Jungpflanzen auf nicht abgedeckten Flächen deutlich höher lagen als auf abgedeckten Flächen. Eine Überdeckung (auch durch abgestorbene Individuen) kann für eine erfolgreiche Etablierung von Keimlingen unentbehrlich sein (URBANSKA 1992). Methodisch ist folglich das Übernehmen der gesamten Pflanzen von Wichtigkeit, da so einerseits Verluste und Beschädigungen von Diasporen möglichst gering gehalten werden und andererseits das Heu als Schutzstelle für Keimlinge und Jungpflanzen dient.

Welche Arten in den ersten Jahren der Sukzession zur Dominanz gelangen, kommt v.a. darauf an, ob sie im Ausgangsbestand vorhanden sind oder nicht. Die Bedeutung dieser »Initial floristic composition« (EGLER 1954) für den Ablauf einer Sekundär-Sukzession ist ein allgemein gültiges Prinzip. Die erfolgreichsten Arten weisen vielfach eine hohe Samenproduktion auf (*Galium verum, Gentiana pneumonanthe, Succisa pratensis*) oder gehören zu Phalanx-

Dominanzstrategen (STÖCKLIN 1992) mit hoher klonaler Integration und der Befähigung, schnell individuenreiche und dichte Bestände aufzubauen (*Molinia caerulea, Inula salicina*). Ein weiterer Weg der Einnischung ist die Niedrigwüchsigkeit aklonaler Rosettenpflanzen, wie *Primula farinosa, Viola persicifolia, Gentiana pneumonanthe.* So konnte MAAS (1988) zeigen, daß Arten wie *Primula farinosa* und *Carex panicea* in Pfeifengraswiesen sich nur etablieren konnten, wenn *Molinia caerulea* durch Sommermahd lückigen Wuchs aufwies. Folglich sind Lücken im Bestand entscheidend für den Etablierungserfolg. Maßnahmen, die konkurrenzstarke Arten schwächen und Bestandeslücken schaffen, erscheinen deshalb für Renaturierungsverfahren besonders wirkungsvoll.

Danksagung

Das Bundesumweltministerium ermöglichte diese Untersuchungen durch die Finanzierung des E+E-Forschungsprojektes »Renaturierung Donaumoos«, wofür an dieser Stelle besonders gedankt sei.

Literatur

BAKKER J.P. 1989: Nature management by grazing and cutting. – Geobotany 14, 400 S.

BERNHARDT K.-G. 1993: Untersuchungen zur Besiedlung und Dynamik der Vegetation von Sand- und Schlickpionierstandorten. – Diss. Bot. 202.

BIEWER H. & POSCHOLD P. 1995: Wiedervernässung und Wiederherstellung artenreicher Feuchtwiesen im Naturschutzgebiet »Südliches Federseeried« (vegetationskundlicher Teil) – Standortbeschreibung und Maßnahmen zur Ansiedlung von Arten. – Veröff. PAÖ, 12, 251–269.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996: Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationsk. 28, 744 S.

EGLER F.E. 1954: Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in old field vegetation development. – Vegetatio 4, 412–417.

ELLENBERG H. & MÜLLER-DOMBOIS D. 1967: A key to Raunkiaer plant life forms with revised subdivisions. – Ber. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stift. Rübel, 37, 56–73.

FENNER M. 1978: A comparison of the abilities of colonizers and closed-turf species to establish from seeds in artificial swards. – J. Ecol. 66, 953–964.

GANZERT C. & PFADENHAUER J. 1988: Vegetation und Nutzung des Grünlandes am Dümmer. – Naturschutz und Landschaftpflege in Niedersachsen 16, 64 S.

GRIME J.P. 1979: Plant strategies and vegetation processes. – 222 S., Chichester, Nex York, Brisbane.

GRIME J.P., HODGSON J.G., HUNT P. 1988: Comparative plant ecology: a functional approach to common British species. – 742 S., London.

HARPER J.L. 1977: Population biology of plants. – London, Academic Press, 892 S.

HEGI G. 1964–1979: Illustrierte Flora von Mitteleuropa, 2. Aufl. (Bd. 1–7), München.

KAPFER A. 1988: Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. – Diss.Bot. 120, 144 S.

KORNECK D. & SUKOPP H. 1988: Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten und Biotopschutz. – Schr.Reihe.Vegetationskde. 19, 210 S.

MAAS D. 1988: Keimung und Etablierung von Streuwiesenpflanzen nach experimenteller Ansaat. – Natur und Landschaft 63(10), 411–415.

MAAS D. & POSCHLOD P. 1991: Restoration of exploited peat areas in raised bogs: technical management and vegetation development. – In: RAVERA, O.: Terrestrial and Aquatic Ecosystems – Pertubation and Recovery, 379–386. New York.

MAAS D. & SCHOPP-GUTH A. 1995: Seed bank in fen areas and their potential use in restoration ecology. – In: WHEELER B.D., SHAW, S.C., FOIT W.J., ROBERTSON, A.: Restoration of Temperate Wetlands, S. 189–206, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.

MOORE P.D. 1983: Seeds of thought for plant conservationists. – Nature 303, 572.

MÜLLER-SCHNEIDER P. 1986: Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stift. Rübel, Zürich, 85, 263 S.

OBERDORFER E. 1990: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 6. Aufl. Stuttgart.

OOSTERMEIJER J.G.B., VAN'T VEER R., DEN NIJS J.C.M. 1994: Population structure of the rare, long-lived perennial *Gentiana pneumonanthe* in relation to vegetation and management in the Netherlands. – J. of Appl.Ecol. 31, 428–438.

OTTE A. 1996: Populationsbiologische Parameter zur Kennzeichnung von Ackerwildkräutern. – Z. Pfl. Krankh. Pfl.Schutz, Sonderh. XV, 45–60.

PFADENHAUER J. 1994: Renaturierung von Niedermooren – Ziele, Probleme, Lösungsansätze. – In: BÖCKER R. & KOHLER A. Feuchtgebiete – Gefährdung, Schutz, Renaturierung, S. 57–73.

PFADENHAUER J., POSCHLOD P., BUCHWALD R. 1986: Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern – Teil 1: Methodik und Anlage der Aufnahme. Ber. ANL 10, 41–60.

PFADENHAUER J., KRÜGER G.-M, MUHR E. 1991: Ökologisches Gutachten Donaumoos – Konzept

zur künftigen Landschaftsentwicklung. – Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 109, 71 S.
ROSENTHAL G. & MÜLLER J. 1988: Wandel der Grünlandvegetation im mittleren Ostetal – Ein Vergleich 1952–1987. – Tuexenia 8: 79–99.
SCHIEFER J. 1981: Bracheversuche in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 22: 235 S.
SCHOPP-GUTH A. 1993: Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftung auf populationsbiologische Merkmale von Streuwiesenpflanzen und das Samenpotential im Boden. – Diss. Bot. 204, 165 S.
SCHÜTZ M. 1988: Genetisch-ökologische Untersuchungen an alpinen Pflanzen auf verschiedenen Gesteinsunterlagen: Keimungs- und Aussaatversuche. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stift. Rübel, Zürich, 99.
SPIESS R. 1989: Überlebens- und Reproduktionsstrategien höherer Pflanzen – Ergebnisse einer Literaturanalyse Teil 2. – Arch. Nat.schutz Landsch.forsch., Berlin 29, 191–205.
STÖCKLIN J. 1992: Umwelt, Morphologie und Wachstumsmuster klonaler Pflanzen – eine Übersicht. – Bot. Helv. 102, 3–21.
THOMPSON K. & GRIME J.P. 1979: Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. – J. Ecol. 67, 893–921.
URBANSKA K.M. 1992: Populationsbiologie der Pflanzen. – UTB 1631, 373 S.
WALENTOWSKI H., RAAB B., ZAHLMEISTER W.A. 1992: Vorläufige Liste der in Bayern nachgewiesenen oder zu erwartenden Pflanzengesellschaften. IV. Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften, Vegetation oberhalb der alpinen Waldgrenze und alpigene Schwemmlingsfluren. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 63, Beiheft 7, 1–170. München.

Adresse

Dipl.-Biol. Annette Patzelt
Dipl.-Ing.agr. Franziska Mayer
Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer
TU München
Lehrstuhl für Vegetationsökologie
85350 Freising-Weihenstephan

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie

Jahr/Year: 1996

Band/Volume: 27_1996

Autor(en)/Author(s): Patzelt Annette, Mayer Franziska, Pfadenhauer Jörg

Artikel/Article: Renaturierungsverfahren zur Etablierung von Feuchtwiesenarten 165-172