

**Wiederansiedlung typischer
Pflanzengemeinschaften nährstoffarmer
Basenreicher Niedermoore im renaturierten
Quellmoor „Kunsterwiese“**

Projekt 785 — Endbericht



ILN Greifswald

Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz GmbH

9. September 2013

**Wiederansiedlung typischer Pflanzengemeinschaften
nährstoffarmer Basenreicher Niedermoore im
renaturierten Quellmoor „Kunsterwiese“**

Förderung durch	Stiftung NaturSchutzFonds Brandenburg Heinrich-Mann-Allee 18/19 14473 Potsdam	fon 0 33 1 – 971 64 700 fax 0 33 1 – 971 64 770
--------------------	---	--

www.naturschutzfonds.de

Bearbeitung	ILN Greifswald Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz GmbH Am St. Georgsfeld 12 17489 Greifswald	fon 0 38 34 – 89 19 – 0 fax 0 38 34 – 89 19 – 65
-------------	---	---

www.iln-greifswald.de

Bearbeiter	<i>Dr. Ingo Koska</i> (externer Kooperationspartner)	ingo.koska@succow-stiftung.de
	<i>Friedrich Hacker</i>	friedrich.hacker@iln-greifswald.de
	<i>Jürgen Klawitter</i> (externer Konsultationspartner Moosarten)	klawitter.juergen@berlin.de

Wiederansiedlung typischer Pflanzengemeinschaften nährstoffarmer Basenreicher Niedermoore im renaturierten Quellmoor „Kunsterwiese“

Inhaltsverzeichnis

Gl.-Nr.	Abschnitt	Seite
1	Aufgabenstellung	5
2	Wiederansiedlungskonzept	6
2.1	Zielarten (Z-Arten)	6
2.2	Bestandesbildner (B-Arten)	6
2.3	Mesotrophiezeiger (M-Arten)	6
2.4	Angesiedelte Arten	6
3	Zeitlicher Ablauf der Maßnahmen	7
4	Methoden	8
4.1	Bodenanalysen	8
4.1.1	<i>Probenentnahme</i>	8
4.1.2	<i>Probenanalyse</i>	8
4.2	Grundwasserstandsanalyse	9
4.3	Bioindikation	10
4.4	Nivellement	11
4.5	Entnahmeverfahren	12
4.5.1	<i>Entnahmegebiete</i>	12
4.5.2	<i>Sammlung von Samen einzelner Gefäßpflanzenarten</i>	13
4.5.3	<i>Entnahme einzelner Moosarten</i>	13
4.5.4	<i>Entnahme einer Querschnittsprobe von Moos- und Gefäßpflanzenarten</i>	13
4.5.5	<i>Entnahme einer Querschnittsprobe von Gefäßpflanzenarten aus Mähgut</i>	13
4.6	Ansiedlungsverfahren	14
4.6.1	<i>Aussaat einzelner Gefäßpflanzenarten</i>	14
4.6.2	<i>Übertragung einzelner Moosarten</i>	14
4.6.3	<i>Übertragung einer Querschnittsprobe von Moos- und Gefäßpflanzenarten</i>	15
4.6.4	<i>Aussaat einer Querschnittsprobe von Gefäßpflanzenarten aus Mähgut</i>	16
4.7	Ansiedlungsvarianten	17
4.8	Vegetationsmonitoring	18
4.8.1	<i>Dauerbeobachtungsflächen</i>	18
4.8.2	<i>Keimungsraten Gefäßpflanzen</i>	19
4.8.3	<i>Wachstumsraten Moose</i>	20
4.8.4	<i>Vegetationsanalyse (inkl. Erläuterung Boxplotdiagramme)</i>	20
4.8.5	<i>Biomasseanalysen</i>	21
4.8.6	<i>GIS-Modell</i>	21

Gl.-Nr.	Abschnitt	Seite
5	Ergebnisse und Diskussion	23
5.1	Versuchsflächen	23
5.1.1	<i>Zustand vor Renaturierung</i>	23
5.1.2	<i>Zustand nach Renaturierung</i>	24
5.2	Vegetation	28
5.2.1	<i>Vegetationsstruktur</i>	29
5.2.1.1	<i>Gesamtdeckung</i>	32
5.2.1.2	<i>Gehölzarten</i>	32
5.2.1.3	<i>Krautschicht</i>	37
5.2.1.4	<i>Moosschicht</i>	43
5.2.1.5	<i>Algen</i>	48
5.2.1.6	<i>Streuschicht</i>	48
5.2.1.7	<i>Wasserfläche</i>	48
5.2.1.8	<i>Offener Boden</i>	48
5.2.1.9	<i>Sauergrasartige</i>	49
5.2.1.10	<i>Süßgräser</i>	49
5.2.1.11	<i>Blattkräuter</i>	50
5.2.1.12	<i>Schwimmbblattvegetation</i>	50
5.2.1.13	<i>Submerse Vegetation</i>	51
5.2.1.14	<i>Anteil Bulte</i>	51
5.2.1.15	<i>Anteil Schlenken</i>	51
5.3	Biomassenprobenanalysen	52
5.4	Bodenprobenanalysen	57
5.5	Wasserstandsmessungen	61
5.5.1	<i>Wasserstandsverlauf am Datalogger-Pegel</i>	61
5.5.2	<i>Wasserstände auf der Versuchfläche und in den Varianten</i>	65
5.6	Bioindikation	68
5.6.1	<i>Wasserstufen und bioindikative Charakterisierung des Feuchtezustands</i>	69
5.6.2	<i>Trophiestufen und bioindikative Charakterisierung der Nährstoffversorgung</i>	70
5.6.3	<i>Wasserregime und Säure-Basen-Stufe</i>	75
5.6.4	<i>Sukzessionszustand</i>	76
5.6.5	<i>Zeigerwerte nach Ellenberg</i>	77
5.6.6	<i>Vegetationsformen</i>	82
5.6.7	<i>FFH-Lebensraumtypen</i>	82
5.7	Ansiedlungserfolg	83
5.7.1	<i>Zielarten und Bestandesbildner</i>	86
5.7.1.1	<i>Artenzahlen und Dichte</i>	86
5.7.1.2	<i>Anteile Gefäßpflanzen- und Moosarten</i>	90
5.7.1.3	<i>Stetigkeiten und Dominanzen Gefäßpflanzen Z-Arten</i>	94
5.7.1.4	<i>Stetigkeiten und Dominanzen Gefäßpflanzen B-Arten</i>	98
5.7.1.5	<i>Stetigkeiten und Dominanzen Moose Z-Arten</i>	103
5.7.1.6	<i>Stetigkeiten und Dominanzen Moose B-Arten</i>	107
5.7.2	<i>Artenzahlen angesiedelte Pflanzenarten</i>	110

Gl.-Nr.	Abschnitt	Seite
5.7.3	<i>Gesamtartenliste</i>	112
5.7.4	<i>Populationsflächen Zielarten und Bestandesbildner (GIS-Modell)</i>	116
5.7.5	<i>Keimungsraten Gefäßpflanzen</i>	121
5.7.6	<i>Wachstumsraten Moose</i>	122
5.7.7	<i>Diversitätsindizes Pflanzenarten</i>	123
6	Bewertung der Ansiedlungsverfahren	125
6.1	Bewertungsparameter	125
6.2	Verfahrensbewertung	125
6.2.1	<i>Ansiedlung von Einzelarten Gefäßpflanzen</i>	125
6.2.2	<i>Ansiedlung von Einzelarten Moose</i>	127
6.2.3	<i>Ansiedlung durch Querschnittsprobe von Moos- und Gefäßpflanzenarten</i>	128
6.2.4	<i>Ansiedlung durch Querschnittsprobe Drusch aus Mähgut</i>	129
6.3	Variantenbewertung	131
6.3.1	<i>Variante 1 Kontrolle (keine Ausbringung) (K)</i>	131
6.3.2	<i>Variante 2 Zielarten Gefäßpflanzen + Moose (Z)</i>	131
6.3.3	<i>Variante 3 Zielarten Gefäßpflanzen + Moose und Bestandesbildner Gefäßpflanzen + Moose (ZB)</i>	131
6.3.4	<i>Variante 4 Zielarten Gefäßpflanzen + Moose und Querschnittsprobe Moose + Gefäßpflanzen (Drusch) (ZQ)</i>	132
6.3.5	<i>Variante 5 Querschnittsprobe Moose (QM)</i>	132
6.3.6	<i>Variante 6 Querschnittsprobe Moose + Gefäßpflanzen (Drusch) (QMG)</i>	133
7	Entwicklungsprognose und Managementempfehlung	134
7.1	Entwicklungsprognose	134
7.2	Managementempfehlung	134
8	Zusammenfassung	135
9	Literatur- und Quellenverzeichnis	137
	Anhang	
1	CD-ROM mit GIS-Daten, Textdatei, Tabellen	
2	DVD mit Fotodokumentation	

1 Aufgabenstellung

Ziel des Kunster-Projekts war die Wiederansiedlung vom Aussterben bedrohter Pflanzenarten und naturnaher Pflanzengemeinschaften nährstoffarm-basenreicher Quell- und Durchströmungsmoore auf einer flächig ausgeführten Flachabtorfung im Tal der Kunster bei Kunsterspring. Das Forschungsvorhaben diente dabei als Pilotprojekt zur Methodenentwicklung für die Renaturierung nährstoffarm-basenreicher Quell- und Durchströmungsmoore im nordostdeutschen Tiefland in Vorbereitung des EU LIFE+ Projekts „Kalkmoore Brandenburg“. Zum Teil zeitgleich wurde das Projekt `Wiederansiedlung typischer Pflanzengemeinschaften nährstoffarmer kalkreicher Niedermoore im Quellmoor „Beesenberg“` bearbeitet, welches sich aber 2013 noch in der Umsetzungsphase befunden hat. Aus diesen beiden größten Projekten sind ebenfalls Projektberichte zu erwarten, die die Ergebnisse des Kunster-Projekts noch weiter ergänzen werden.

Der vorliegende Bericht ist wegen seines Umfangs modular aufgebaut. Die einzelnen Abschnitte können zum großen Teil auch einzeln gelesen werden. Deswegen wiederholen sich einige für das Verständnis wichtige konzeptionelle Hinweise ganz bewusst mehrfach. Die verwendeten Datensätze sind einschließlich der Fotodokumentation auf der beiliegenden CD-ROM und der DVD enthalten.

Die Bearbeitung des Kunster-Projekts geschah in Zusammenarbeit und mit freundlicher Unterstützung durch eine Reihe weiterer Institutionen und Personen, denen an dieser Stelle sehr herzlich gedankt sei. Die Pflegemahd der oberhalb der Versuchsflächen gelegenen Moorbereiche durch die Mitarbeiter der Forst trug wesentlich mit zum Gelingen des Ansiedlungsversuches bei. Weiterer Dank für die Unterstützung der Forschungsarbeiten geht an die Mitarbeiter des Tierparks Kunsterspring, an Praktikanten und alle weiteren Helfenden bei den Feldarbeiten.

2 Wiederansiedlungskonzept

Die dem Projekt ursprünglich zugrunde liegende Konzeption (inkl. Literaturverweise zur Renaturierungsökologie von Quell- und Durchströmungsmooren) ist auf der beiliegenden CD-ROM enthalten. Diese Konzeption wurde in einigen Details aufgrund aktueller Erkenntnisse abgeändert. Diese Änderungen sind im Bericht an den entsprechenden Stellen dargestellt. Nachfolgend werden nur die wichtigsten Begriffe und Konzepte des Wiederansiedlungsversuchs erläutert, die für das Verständnis der Fragestellungen grundlegend wichtig sind.

2.1 Zielarten (Z-Arten)

Es handelt sich um Zielarten des Naturschutzes im engeren Sinne, die selbst keine habitatbildende Funktion haben müssen. Diese Arten werden angesiedelt, um ihren Erhalt zu sichern. In der Regel handelt es sich hierbei um Arten der Roten Liste Kategorien 0, 1 oder 2 des Bundeslandes.

2.2 Bestandesbildner (B-Arten)

Sie dienen bei der Wiederansiedlung auf abgetorften Flächen zur Gewährleistung eines raschen Bestandesschlusses, ohne die Etablierung der Zielarten zu gefährden. Damit wird zum einen die Nährstoffbindung beschleunigt und zum anderen die Einwanderungswahrscheinlichkeit für unerwünschte, konkurrenzstarke Arten reduziert. Zum Teil sind sie auch selbst Zielarten des Naturschutzes. Diese Arten werden angesiedelt, um die Etablierung der Zielarten zu unterstützen und um die ökologischen Funktionen des Moores wieder herzustellen.

2.3 Mesotrophiezeiger (M-Arten)

Neben der Etablierung der Zielarten und Bestandesbildner sollen möglichst viele weitere lebensraumtypische Arten mesotropher Basenreicher Niedermoore mit angesiedelt werden. Als Indikatoren für die lebensraumtypischen Bedingungen und somit als relativ eindeutige Vertreter für den Ziellebensraum werden die Zeigerarten für mesotrophe Bedingungen nach dem Greifswalder Vegetationsformenkonzept als weitere Artengruppe für die Bewertung des Ansiedlungserfolgs eingesetzt. Sie werden je nach Kontext inklusive oder exklusive der Zielarten und Bestandesbildner mit demselben Zeigerwert dargestellt (Artenzahl oder Deckungssumme).

2.4 Angesiedelte Arten

Zudem ist auch von Interesse, wieviele moortypische Pflanzenarten in den Ansiedlungsvarianten nachgewiesen werden konnten, die vor Ansiedlung auf den Versuchsflächen und in der näheren Moorumgebung (ca. 50 m Umkreis) im Jahr 2009 noch nicht nachgewiesen werden konnten. Diese mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die Ansiedlungsverfahren übertragenen Arten zeigen den gesamten Artenpool an, der mit Hilfe des jeweiligen Verfahrens übertragen werden konnte. Diese Artengruppe wird als angesiedelte Arten bezeichnet und umfasst alle Arten, die nach der Ansiedlung neu nachgewiesen wurden, unabhängig von deren ggf. zusätzlichen Einordnung als Z-, B- und M-Arten.

3 Zeitlicher Ablauf der Maßnahmen

In den beiden folgenden Tabellen sind die Zeiträume der im Projekt durchgeführten Arbeiten wiedergegeben.

Tabelle 3.1. Zeiträume der durchgeführten Maßnahmen auf der Versuchsfläche und in den Entnahmegebieten.

Zeitraum	Kalendertage	Maßnahme
05.06.2009	1	Bodenprobennahme
11.07.2009	1	pH- und Leitfähigkeitsmessung
06.2009	1	Mahd auf Teilflächen
06.2011-11.2011	nicht ausgewertet	Samensammlung Entnahmegebiete
10.07.2009-08.2009	2	Mähgutgewinnung
11.07.2009	1	Installation Pegeldatenlogger
16.07.2009	1	Artenliste Versuchsfläche
16.10.2009	1	Moosentnahme Entnahmegebiete
19.10.2009	1	Ausbringen Gefäßpflanzen- und Moosarten
11.08.2010-30.09.2010	13	Vegetationsaufnahmen
09.09.2010-10.09.2010	2	Biomasseprobennahme
11.08.2010	1	Auslesen Pegeldatenlogger
01.10.2010	1	Stichtagsmessung Wasserstand
01.10.2010	1	Nivellement Versuchsfläche
15.08.2011-13.10.2011	13	Vegetationsaufnahmen
13.10.2011	1	Auslesen Pegeldatenlogger
12.07.2012-30.09.2012	18	Vegetationsaufnahmen
03.09.2012-06.09.2012	4	Biomasseprobennahme
29.09.2012	1	Stichtagsmessung Wasserstand
29.01.2013	1	Auslesen Pegeldatenlogger

Tabelle 3.2. Durchgeführte Laborarbeiten.

Jahr	Maßnahme
2009	Analyse Bodenproben
2009	Wiegen- und Mengenbestimmung der Gefäßpflanzensamen
2011	Biomasseprobenanalyse
2012	Biomasseprobenanalyse

4 Methoden

4.1 Bodenanalysen

4.1.1 Probenentnahme

Auf den Versuchsflächen wurden am 05.06.2009 insgesamt 5 Bodenproben (B01-B05) genommen (zur Lage auf den Versuchsflächen siehe Abbildung 5.21 S. 54). Davon 3 Bodenproben im Bereich der Versuchsfläche A und 2 Bodenproben auf der Versuchsfläche B. Die Bodenproben wurden als geschichtete Mischproben je einmal aus 0-5 cm und je einmal 30-35 cm Tiefe entnommen.

Bei 0-5 cm wurde je 1 Probe aus höheren Reliefbereichen (B = "Bulte") und niedrigeren Reliefbereichen (S = "Schlenke" bzw. Mittel- Tiefenbereich) entnommen (Höhenunterschied Bult- und Schlenken-Niveau meist unter 5 cm, maximal bis knapp 20 cm). Jede Probe von 500 ml wurde aus 5 Teilproben zu je 100 ml, die an 4 Ecken und Mitte eines 4 x 4 m Quadrates mit Stechzylinder entnommen wurden, zusammengefügt. Der Wasserverlust wurde im Stechzylinder durch Schlenkenwasser ausgeglichen, um Sättigung zu erreichen (zur Bestimmung des Porenvolumens).

Der pH-Wert und die Leitfähigkeit des Bodenwassers wurden vor Ort mit einem pH-Messgerät pH-330i und einem Leitfähigkeitsmessgerät cond-315i (Einheit $\mu\text{S}/\text{cm}$) der Firma WTW gemessen.

Die Analyse erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Bodenlabor des Instituts für Landschaftsökologie und Botanik der Universität Greifswald. Die Shape-Datei *bodenproben_ets89.shp* ist auf der beiliegenden CD-ROM enthalten

4.1.2 Probenanalyse

Trockenrohddichte, Poren- und Substanzvolumen: Durch Wägung von Frischgewicht (bei Wassersättigung) und Trockengewicht (104 °C) bei bekanntem Volumen.

pH-Wert in CaCl_2 : Von den gekühlt gelagerten Frischbodenproben wurden nach 4 Tagen je 10 cm^3 in 25 ml 0,01m CaCl_2 -Lösung etwas über 24 Std. gekühlt inkubiert. Messung bei ca. 20,5 °C (Messgerät: WTW pH 315i mit automatischer Driftkontrolle, zusätzlich manuelle Driftkorrektur durch Kalibrierungsmessungen).

Carbonat, C/N, Phosphor und Kalium: Die trockenen Proben wurde vermörsert, wobei Wurzeln >1 mm und Grus/Steine entfernt wurden. Repräsentative Teilproben (ca. 30-60 g) wurden für weitere Analysen abgenommen und ein Teil davon staubfein vermahlen (Kugelmühle). Carbonatbestimmung nach Scheibler. C- und N-Gesamtgehalte im C/N-Analyser (N-Bestimmung nach Dumas). Bestimmung des verwitterbaren Phosphor- und Kalium-Gehaltes (P_{verw}, K_{verw}) nach Mikrowellenaufschluss (starker oxidativer Säureaufschluss in HNO_3 und H_2O_2 , dabei werden jedoch Silikate nicht vollständig gelöst, P: photometrisch Molybdänblau-Methode, K: Flammenphotometer). Da die eingesetzten Messverfahren mit Ausnahme der Carbonat-Bestimmung nach Scheibler bei geringer Fehlerbreite generell gut reproduzierbare Werte erzielen, wurde der Großteil der Proben zur Aufwandsbegrenzung einfach gemessen. Zur Fehlerüberprüfung erfolgten stichprobenhaft Doppelbestimmungen und zur Bestimmung der methodischen Fehlergrößen (relative Standardabweichung) wurde eine Probe ausgewählt, daraus 8 Teilproben entnommen und einzeln gemessen. Die Ergebnisse zeigt Tabelle 4.1.

Tabelle 4.1. Methodische Fehlergrößen der Bodenanalysen bestimmt anhand einer 8 fachen Messung aus Teilentnahmen der Probe B02 0 B (mit mittlerem Sandgehalt).

	Mittelwert	Standardabweichung	rel. Standardabweichung (in % vom MW)
CaCO ₃ (%)	0,015	0,005	32,8
org. Substanz (%)	25,23	1,48	5,9
N _t (%)	1,26	0,10	7,9
C _t (%)	14,40	1,01	7,0
C/N (C _{org.} /N _t)	11,35	0,10	0,9
P _{verw} (%)	0,10	0,01	5,9
K _{verw} (%)	0,06	0,01	15,5

4.2 Grundwasserstandsanalyse

Zwischen Fläche A und B wurde im Juli 2009 ein Datalogger-Pegel in einem gelochten PP-Kunststoffrohr installiert (Durchmesser 4 cm mit übergestreiftem Kunststoffgewebe gegen Verschlammung). Die Pegeloberkante wurde genau auf die damalige Geländeoberfläche eingestellt. Die Messwerte der Druck-Tauchsonde (Schlumberger MiniDiver) wurden mittels einer zweiten Sonde, die den Luftdruck misst (Schlumberger BaroDiver im Zoo Kunsterspring gelagert), auf Luftdruckschwankungen kompensiert. Mit 6 stündlichen Messungen wurde aus 3 Auslesungen eine Messkurve von Juli 2009 bis Januar 2013 zusammengesetzt. Dabei wurden zu allen Ausleseterminen Handmessungen zur Kalibrierung vorgenommen, um die Druckwerte auf Wasserstände über Pegeloberkante zu beziehen. Zwischen diesen Messungen zur Kalibrierung an Anfang und Ende einer ausgelesenen Datenreihe und den berechneten Wasserständen traten geringe Differenzen (meist wenige mm, maximal rund 2 cm) auf. Für diese kommen nach Ausschluss erkennbarer Störungen geringe Ableseungenauigkeiten (Zollstockmessung) oder geringe Wasserstands-Tagesschwankungen zwischen Messzeitpunkt im Gerät und Kalibrierzeitpunkt als Ursache in Frage. Die Bezugsmesswerte wurden jeweils so angepasst, dass eine mittlere Abweichung zu den berechneten Werten an Anfang und Ende erreicht wurde.

Aus den Messkurven wurden die Kennwerte Jahres-Median und Quartilamplitude (Differenz zwischen oberem und unterem Quartil) berechnet. Diese werden für den Vergleich mit amtlichen Pegel- und Klimadaten sowie für Näherungskalkulationen von Erwartungswerten der Wasserstandsentwicklung und für den Abgleich der Stichtagsmesswerte an den Dauerbeobachtungsflächen auf den Jahres-Median benötigt. Die Vorgehensweise für diese Kalkulationen anhand amtlicher Pegeldaten wird im Ergebnisteil beschrieben.

An jeweils einem Stichtag Ende September 2010 und Anfang Oktober 2012 wurden an allen Dauerbeobachtungsflächen jeweils an den 4 Eckpunkten der 2 * 2 m Aufnahmeflächen für die Vegetationsaufnahmen die Wasserstände zur Fluroberfläche (entspricht der Bodenoberfläche, nicht der Moosoberfläche) gemessen. Dazu wurde im Umkreis von ca. 5 cm der Wasserstand auf etwa mittlerem Relief bestimmt oder die Mitte aus 3 Einzelmessungen notiert. Da das Wasser oft vollständig oder wenigstens stellenweise über Flur lag, konnte einfach per Zollstock der Wasserstand bestimmt werden. Bei Wasserständen, die etwas tiefer unter Flur lagen, wurde zuvor ein Loch gestochen. Durch die generell hohen Wasserstände fand nach spätestens einer Stunde im Loch eine Angleichung an den Umgebungswasserstand statt und die Werte konnten gemessen werden. Während der Stichtagsmessung 2012 setzte ein Regenschauer ein, dessen Einfluss durch Vergleichsmesswerte und die Dataloggerkurve auf +1 cm Erhöhung bestimmt wurde. Dieser Wert wurde von den Messwerten nach dem Schauer abge-

zogen. Im Übrigen sind die Tagesschwankungen an den Messterminen vernachlässigbar gering geblieben (wenige Millimeter).

4.3 Bioindikation

Zur Ergänzung von direkten Messungen und Schätzwerten standörtlicher Einflussfaktoren werden bioindikative Aussagen anhand der artbezogenen Stufenzeigerwerte des Vegetationsformenkonzeptes genutzt (nach Koska et al. in Succow & Joosten (2001) für Feuchtgebiete Nordostdeutschlands). Die Zuweisungen der Standortsstufen dienen im Vegetationsformenkonzept zugleich zur typologischen Einordnung der Vegetation und des Standortzustandes somit zur Definition von Zielvegetation und Zielstandortzustand des Ansiedlungsversuchs. Da zur Definition des Zeigerwertes für die wichtigsten Faktoren auch regionale Standort-Messdaten aus Nordostdeutschland herangezogen wurden, liefern sie nachgewiesene und teils quantitativ interpretierbare Informationen. Obwohl Bioindikation nur eine indirekte Information liefert, hat sie den Vorteil das Verhalten der Arten direkt wiederzuspiegeln. Bei der Bioindikation müssen gewisse Unschärfen der Aussage hingenommen werden. Dafür ist sie leicht anwendbar und liefert vielfältige Aussagen, die auf direktem Wege nur sehr aufwändig zu gewinnen sind.

Zusätzlich werden die Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1991) als weitere, jedoch davon unabhängige Methode eingesetzt. Sie eignet sich besonders zur zusammenfassenden Interpretation der ökologisch-standörtlichen Entwicklung, liefert jedoch nur abstrahierte Aussagen zu den Qualitäten der von ihnen beschriebenen Faktoren, die aufgrund der überregional definierten Gültigkeit Unschärfen aufweisen. Die Unschärfen der Zeigerwerte durch deren überregionale Gültigkeit sollten aber für die azonale Moorvegetation nur gering ausfallen. Beide Methoden sind nur auf die Dauerbeobachtungsflächen (DBF) mit vollständiger Aufnahme anwendbar.

Die Stufenzeigerwerte (Wasserstufe, Wasserregimety, Trophiestufe, Säure-Basen-Stufe, Störungsgrad) sind in den Vegetationstabellen der DBF-Erhebung eingetragen. Für die meisten und wichtigsten Feuchtgebiets-Pflanzenarten sind aus Succow & Joosten (2001) Zeigerwerte in Form von Standortsamplituden für verschiedene Faktoren (z. B. Wasserstufe 5+ bis 4+) verfügbar. Für den Störungsgrad, der den Zusammenhang zu Sukzessionsstadien anhand von spezifischen Zeigerarten beschreibt, sind über die Angaben in Succow & Joosten (2001) hinaus einige weitere Störungszeiger, insbesondere kurzlebige Moosarten herangezogen worden.

Die Zuweisung zu einer Stufe eines Standortfaktors geschieht mit Hilfe mehrerer Zeigergruppen deren Vorkommen oder Fehlen in Kombination bestimmte Stufen anzeigt. Dabei wird meist von einer Richtung ausgehend das Vorkommen der Stufenzeiger geprüft (bei der Wasserstufe z. B. von der nassesten zur trockensten Stufe). Mit den Deckungssummen der Zeigergruppen und der deckungs- und artenzahlbezogenen Zuweisungsregeln in Succow & Joosten (2001) erfolgt eine Zuordnung: Ab 5 % Deckungssumme aller indikativen Arten für eine Stufe erfolgt in der Regel eine Zuweisung zur Stufe. Zwischen 3 und 5 % entscheiden Artenzahl und beteiligte Deckungsklassen. Sonderfälle sind negative Zuweisungen oder Überschneidungen von Zeigergruppen, die normalerweise nicht oder kaum gemeinsam vorkommen. Wenn normal zusammen auftretende Zeigergruppen fehlen, kann eine Stufe negativ gekennzeichnet werden. Dann kann die höhere Stetigkeit in der fraglichen Stufe die Zuweisung entscheiden. Im Fall ungewöhnlicher Überschneidungen von Zeigergruppen kann die größere Deckung entscheidend sein. Zur näheren Erklärung solcher Details wird an dieser Stelle auf Succow & Joosten (2001) verwiesen (z. B. Vorgehensweise bei Sonderfällen wie Überschneidungen im Fall von Vorkommen von nässeempfindlichen Arten auf Bulten etc.).

Feinere Informationen als die Stufenzuordnung liefern Deckungs- oder Artenzahlsummen von ausgewählten Zeigergruppen. Der Anteil dieser Zeigergruppen gibt Aussagen zur starken oder schwachen Ausprägung eines betrachteten Standortzustands oder zur Entwicklungstendenz (z. B. charakterisiert die Menge der „Mesotrophiezeiger“ die Ausprägung des Zielstandortzustandes).

Nutzen und Grenzen der Aussagen durch diese Bioindikations-Methode für die künstliche Ansiedlungssituation werden im Ergebnisteil diskutiert.

Die mittleren Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1991) werden in der Vegetationsdatenbank Turboveg (Hennekens & Schaminée 2001) anhand zugehöriger Referenzdatentabellen automatisch für jede Vegetations-Aufnahme nach Deckungswerten gewichtet berechnet und sind in den Vegetationstabellen angegeben.

4.4 Nivellement

Die Höhe der 4 Eckpunkte der 2 x 2 m großen Plots der Vegetationsaufnahmen (innerhalb der 3 x 5m großen DBF) wurde relativ zum Wasserspiegel der Kunster am 01.10.2010 mit einem Nivelliergerät NI 040A von Carl Zeiss Jena (mittlerer Fehler $\pm 1-10$ mm auf 1 km nach Herstellerangabe) gemessen. Diese 4 Punkte entsprechen annähernd der Höhenlage der 4 Subplots innerhalb der DBF. Zusätzlich wurde ein Fixpunkt (Erdnagel mit Betonstein) am Talrand im Mineralboden gesetzt und mit eingemessen. Die gemessenen relativen Höhen wurden in das GIS-Modell überführt und zur Berechnung von Höhenlinien genutzt.

4.5 Entnahmeverfahren

4.5.1 Entnahmegebiete

Tabelle 4.2. Pflanzenarten des Ansiedlungsprojektes und deren Entnahmegebiete (Z = Zielarten; B = Bestandesbildner, S = Samen aus Samenbankvorrat der Universität Greifswald; BB = Brandenburg; MV = Mecklenburg-Vorpommern).

Pflanzenarten			Entnahmegebiete								
Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Ansiedlungszweck	Oberfuhrmoor (BB)	Knehdemoor (BB)	Kunster (BB)	Granzowrinne (BB)	Mellmoor (BB)	Lange Wiese (BB)	Drosedower Bek (MV)	Peenewiesen-Ost / Gützkow (MV)	Binsenberg / Kl. Landgraben (MV)
<i>Carex diandra</i>	Draht-Segge	B	x	x							
<i>Carex lasiocarpa</i>	Faden-Segge	B	x	x							
<i>Carex lepidocarpa</i>	Schuppen-Segge	Z	x	x							
<i>Carex panicea</i>	Hirse-Segge	B	x	x				x			
<i>Carex rostrata</i>	Schnabel-Segge	B	x	x	x						
<i>Epipactis palustris</i>	Sumpf-Sitter	Z						x			
<i>Liparis loeselii</i>	Sumpf-Glanzkraut	Z	x						x		
<i>Parnassia palustris</i>	Sumpf-Herzblatt	Z					x	x			
<i>Swertia perennis</i>	Blauer Sumpfstern, Tarant	Z								xS	xS
<i>Aulacomnium palustre</i>	Sumpf-Streifenstermoos	B	x	x		x					
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	Bauchiges Birnmoos	B	x	x		x					
<i>Calliergon giganteum</i>	Großes Schönmoos	Z	x	x							
<i>Campylium stellatum</i>	Stern-Goldschlafmoos	B	x	x							
<i>Drepanocladus cossonii</i>	Mittleres Sichelmoos	Z	x	x							
<i>Helodium blandowii</i>	Kalksumpfmoos	Z				x					
<i>Plagiomnium elatum</i>	Sumpf-Kriechstermoos	B	x	x		x					
<i>Sphagnum teres</i>	Gelb-Torfmoos	B	x			x					
<i>Climacium dendroides</i>	Bäumchenartiges Palmenmoos	B				x					
Summe Zielarten		Z	4	3	0	1	1	2	1	1	1
Summe Bestandesbildner		B	9	8	1	5	0	1	0	0	0
Summe Höhere Pflanzen		G	6	5	1	0	1	3	1	1	1
Summe Moose		M	7	6	0	6	0	0	0	0	0

4.5.2 Sammlung von Samen einzelner Gefäßpflanzenarten

Die Samenaufsammlung erfolgte von Hand in Plastiktüten. Anschließend wurden die Samen in Papiertüten im Samenkühlschrank des Botanischen Gartens der Universität Greifswald bis zur Ausbringung gelagert. Die Berechnung der gesammelten Samenmengen erfolgte über Teilauszählung, Wiegung und Hochrechnung der Gesamtmenge mit Hilfe einer hochgenauen Laborwaage. Dabei wurde nach Augenschein auch der Anteil tauber Samen ausgezählt. Die angegebenen Samenmengen sind demgemäß potenziell keimfähig.

4.5.3 Entnahme einzelner Moosarten

Die Entnahme erfolgte von Hand wenige Tage bis Wochen vor der Ausbringung. Anschließend wurden die Moose in Kunststoffkisten offen und feucht im Freien gelagert. Die Entnahmemengen wurden in Abstimmung mit dem Bryologen J. Klawitter nach Begutachtung der Bestandsgrößen in den Entnahmegebieten festgelegt und vor Ort mit einer Laborwaage laufend kontrolliert.

4.5.4 Entnahme einer Querschnittsprobe von Moos- und Gefäßpflanzenarten

Wenige Tage bis Wochen vor der Ausbringung wurden Moospolsterstücke aus dem Knehden- und Oberpfuhlmoor von Hand in Kübelkarren (Rollcontainer) gesammelt. Anschließend wurden die Moospolsterstücke in Drahtgeflechtkisten offen und feucht im Freien gelagert. Die Entnahmeorte wurden ebenfalls mit dem Bryologen J. Klawitter abgestimmt, um Schädigungen besonders seltener Moosarten zu vermeiden.

4.5.5 Entnahme einer Querschnittsprobe von Gefäßpflanzenarten aus Mähgut

Im Juli wurden mit einer motorgetriebenen Heckenschere mit verlängertem Stiel je 100 m² im Knehden- und 100 m² im Oberpfuhlmoor gemäht. Ende August erfolgte eine zweite Mahd, bei der allerdings nur 60 m² aus dem Oberpfuhlmoor entnommen werden konnten, weil entgegen der mündlichen Absprachen die vorgesehenen Flächen bereits gemäht waren. Das Mähgut wurde nach der Mahd mitgenommen, auf einer Plane getrocknet und auf dieser Plane von Hand ausgedroschen. Der Drusch wurde vorgenommen, um Nährstoffeinträge auf die Ausbringungsflächen zu verringern, die durch Aufbringen von Mahdgut erfolgen würden.

4.6 Ansiedlungsverfahren

4.6.1 Aussaat einzelner Gefäßpflanzenarten

Die Samen wurden in zwei unterschiedlichen Dichten von Hand ausgebracht. In einer geringeren Dichte auf den Dauerbeobachtungsflächen (DBF) und in einer höheren Dichte auf den Mikroplots (vgl. Abschnitt 4.8.1) der DBF zur Bestimmung der Keimungsraten. Die Ausbringung erfolgte gemischt mit Sägespänen, um eine gleichmäßige Verteilung zu erhalten.

Tabelle 4.3. Ausgebrachte Samenzahlen der Zielarten (Varianten Z, ZB, ZQ; Samenzahl gesamt* = auf 36 DBF inkl. deren Mikroplots).

Zielarten	Samenzahl pro DBF (8 m ²)	Samenzahl pro m ² der DBF	Samenzahl pro Mikroplot (0,063 m ²)	Samenzahl gesamt*
<i>Carex lepidocarpa</i>	350	44	50	12.600
<i>Epipactis palustris</i>	560	70	80	20.160
<i>Liparis loeselii</i>	3.500	438	500	126.000
<i>Parnassia palustris</i>	350	44	50	12.600
Gesamt	4.760	595	680	171.360

Tabelle 4.4. Ausgebrachte Samenzahlen der Bestandesbildner (Varianten ZB; Samenzahl gesamt* = auf 12 DBF inkl. deren Mikroplots).

Zielarten	Samenzahl pro DBF (8 m ²)	Samenzahl pro m ² der DBF	Samenzahl pro Mikroplot (0,063 m ²)	Samenzahl gesamt*
<i>Carex diandra</i>	350	44	50	4.200
<i>Carex lasiocarpa</i>	70	9	10	840
<i>Carex panicea</i>	350	44	50	4.200
<i>Carex rostrata</i>	350	44	50	4.200
Gesamt	1.120	140	160	13.440

4.6.2 Übertragung einzelner Moosarten

Die zuvor mit einem Gartenhäcksler (Leisehäcksler mit Fräswalzenschneidsystem) zerkleinerten Moosfragmente der einzelnen Moosarten wurden in zwei unterschiedlichen Dichten von Hand ausgebracht. In einer geringeren Dichte auf den Dauerbeobachtungsflächen (DBF) und in einer höheren Dichte auf den Mikroplots (vgl. Abschnitt 4.8.1) der DBF zur Bestimmung der Etablierungsraten.

Tabelle 4.5. Ausgebrachte Moosmengen der Zielarten (Varianten Z, ZB, ZQ; Frischmasse gesamt* = auf 36 DBF inkl. deren Mikroplots).

Zielarten	Frischmasse (g) gesammelt	Frischmasse (g) pro DBF (8 m ²)	Frischmasse (g) pro m ²	Frischmasse (g) pro Mikroplot	Frischmasse (g) gesamt
<i>Calliergon giganteum</i>	990	24.4	3.05	2.7	878
<i>Drepanocladus cossonii</i>	1.780	43.8	5.48	4.9	1.577
<i>Helodium blandowii</i>	1.295	31.9	3.99	3.5	1.148
Gesamt	4.065	100	12.5	11.1	3.600

Tabelle 4.6. Ausgebrachte Moosmengen der Bestandesbildner (Variante ZB; Frischmasse gesamt* = auf 12 DBF inkl. deren Mikroplots).

Zielarten	Frischmasse (g) gesammelt	Frischmasse (g) pro DBF (8 m ²)	Frischmasse (g) pro m ²	Frischmasse (g) pro Mikroplot	Frischmasse (g) gesamt
<i>Aulacomnium palustre</i>	1.030	74,5	9,31	8,3	894
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	850	65	8,13	7,2	780
<i>Campylium stellatum</i>	1.314	95	11,88	10,6	1.140
<i>Climacium dendroides</i>	953	68,9	8,61	7,7	827
<i>Plagiomnium elatum</i>	287	20	2,5	2,2	240
<i>Sphagnum teres</i>	1.787	129,3	16,16	14,4	1.552
Gesamt	6.221	450	56,25	50	5.400

4.6.3 Übertragung einer Querschnittsprobe von Moos- und Gefäßpflanzenarten

Die zuvor mit einem Gartenhäcksler (Leisehäcksler mit Fräswalzenschneidsystem) zerkleinerten Moosfragmente der Querschnittsprobe Moose wurden in zwei unterschiedlichen Dichten von Hand ausgebracht. In einer geringeren Dichte auf den Dauerbeobachtungsflächen (DBF) und in einer höheren Dichte auf den Mikroplots (vgl. Abschnitt 4.8.1) der DBF. Die übrig gebliebene Menge wurde oberhalb der Versuchsfläche A in einem Pufferstreifen ausgestreut und in Abflussbahnen des Quellwassers als Barrieren eingebracht. Auf einem Quadratmeter Entnahmefläche finden sich etwa 17,8 kg Moose. Die entnommene Entnahmemenge von 110,3 kg entspricht einer Entnahmefläche von 6,2 m² Entnahmefläche.

Tabelle 4.7. Ausgebrachte Querschnittsprobe Moose (Varianten ZQ, QM, QMG; Drusch gesamt* = auf 18 DBF inkl. deren Mikroplots).

Querschnittsprobe	Frischmasse (kg) gesammelt	Frischmasse (g) pro DBF (8 m ²)	Frischmasse (g) pro m ²	Frischmasse (g) / Mikroplot	Frischmasse (kg) gesamt
Moose	110,3	2.500	312,5	20	60

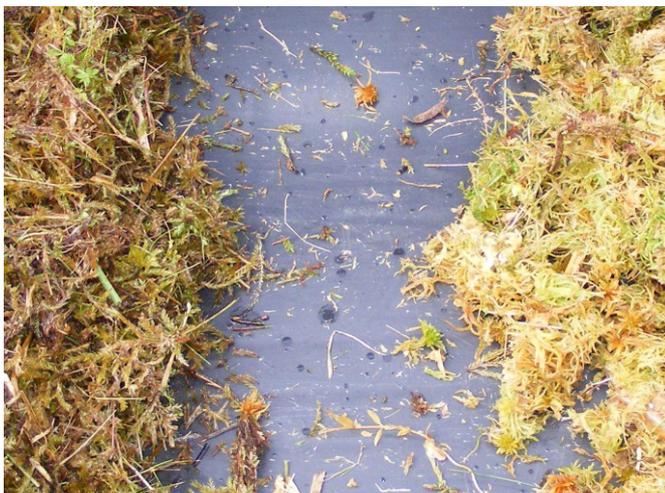


Abbildung 4.1. Zerkleinerte Moose aus der Querschnittsprobe Moose (Links = Braunmoose; Rechts = Torfmoose).

4.6.4 Aussaat einer Querschnittsprobe von Gefäßpflanzenarten aus Mähgut

Der Drusch wurde in zwei unterschiedlichen Dichten von Hand ausgebracht. In einer geringeren Dichte auf den Dauerbeobachtungsflächen (DBF) und in einer höheren Dichte auf den Mikroplots (vgl. Abschnitt 4.8.1) der DBF. Die übrig gebliebene Menge wurde oberhalb der Versuchsfläche B in einem Pufferstreifen ausgestreut.

Tabelle 4.8. Ausgebrachter Drusch aus Mähgut (Varianten ZQ, QMG; Drusch gesamt* = auf 18 DBF inkl. deren Mikroplots).

Querschnittsprobe	Drusch (kg) gesammelt	Drusch (g) pro DBF (8 m ²)	Drusch (g) pro Mikroplot (0,063 m ²)	Drusch (kg) gesamt*
Drusch	5,5	250	2	4,5

4.7 Ansiedlungsvarianten

Die folgende Tabelle enthält die Nummern, Kürzel und Beschreibung der 6 Ansiedlungsvarianten.

Tabelle 4.9. Ansiedlungsvarianten (DBF = Anzahl der DBF; VA = Anzahl der vollständigen Vegetationsaufnahmen).

Nr.	Variante	DBF	VA	Ansiedlungsverfahren
1	K	12	4	Kontrolle (keine Ausbringung)
2	Z	12	4	Zielarten Gefäßpflanzen + Moose
3	ZB	12	4	Zielarten Gefäßpflanzen + Moose und Bestandesbildner Gefäßpflanzen + Moose
4	ZQ	12	4	Zielarten Gefäßpflanzen + Moose und Querschnittsprobe Moose + Gefäßpflanzen (Drusch)
5	QM	6	4	Querschnittsprobe Moose
6	QMG	6	4	Querschnittsprobe Moose + Gefäßpflanzen (Drusch)

Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die Kombinationen der Ansiedlungsverfahren in den 6 Ansiedlungsvarianten.

Tabelle 4.10. Kombinationen der Ansiedlungsverfahren in den 6 Ansiedlungsvarianten.

Ansiedlungsverfahren und jeweilige Moosmenge	Ansiedlungsvarianten 1-6					
	K	Z	ZB	ZQ	QM	QMG
keine Ausbringung	X					
Zielarten Gefäßpflanzen + Moose 12,5 g/m ²		X	X	X		
Bestandesbildner Gefäßpflanzen + Moose 56,3 g / m ²			X			
Querschnittsprobe Gefäßpflanzen (Drusch)				X		X
Querschnittsprobe Moose 312,5 g/ m ²				X	X	X

4.8 Vegetationsmonitoring

4.8.1 Dauerbeobachtungsflächen

Die für die Ansiedlungsversuche und Kontrollflächen geeigneten Teilflächen der Renaturierungsfläche wurden mit einem Garmin Hand-GPS 76 mit externer Antenne im Umriss vermessen und die GPS-Wegpunkte in das GIS-Programm ArcView 3.2 übertragen. Im GIS wurden die Flächengrößen der Abtorfungsflächen berechnet und die mögliche Anordnung der Dauerbeobachtungsflächen mit Hilfe eines im GIS erzeugten Meterrasters abgeschätzt.

Mit Hilfe der im GIS erzeugten Kartenskizze wurde auf den beiden nördlichen Abtorfungsflächen mit Maßbändern, Zollstöcken und Markierstäben das Dauerbeobachtungsflächenraster abgesteckt. Jeder Eckpunkt der Dauerbeobachtungsflächen wurde mit einem Magnet unterirdisch dauerhaft vermarktet. Die Endpunkte der Grundlinien der zwei Versuchsflächen wurden mit Hilfe der Mittelwertfunktion des GPS-Gerätes mit Submetergenauigkeit eingemessen. Die zwei Versuchsflächen wurden vor der Ausbringung der Samen und Moose mit einem Balkenmäher vom nachgewachsenen Schilfbewuchs befreit und das Mähgut mit Hilfe einer Plane von der Fläche gezogen. Mit Hilfe von Harken wurde das Mikrorelief einzelner Plots verändert, so dass in jedem Plot mindestens eine Schlenke und ein Bult vorhanden sind.

Es wurden insgesamt 60 Dauerbeobachtungsflächen (DBF) eingerichtet. Davon 30 DBF auf der Versuchsfläche A und 30 DBF auf der Versuchsfläche B. Auf 36 DBF wurden die Vegetationsstruktur und die Deckungswerte der Zielarten und Bestandesbildner nach Londo (1976) aufgenommen. Auf 24 DBF wurden vollständige Vegetationsaufnahmen mit Aufnahme der Vegetationsstruktur und aller Pflanzenarten nach Londo (1976) angefertigt. Die Anordnung der 60 DBF auf den Versuchsflächen ist Abbildung 5.3 auf S. 26 zu entnehmen. Die DBF sind zudem, einschließlich deren Subplots, lagerichtig als Shape-Dateien auf der CD-ROM enthalten. Es wurde zudem von jedem Vegetationsaufnahme-Plot (2 x 2 m) in den DBF, den 4 Subplots und den 3 Mikroplots in jedem Jahr je ein Foto gemacht (siehe Fotodokumentation auf beiliegender DVD).

Auf den 4 Subplots aller 60 DBF wurden die Zielarten und Bestandesbildner nach Absenz und Präsenz aufgenommen. Auf den 3 Mikroplots je DBF (1 x Bult; 1 x intermediäre Höhenlage; 1 x Schlenke; Kontrollvariante ohne Mikroplots) wurden Keimlinge von Gefäßpflanzenarten der Zielarten und Bestandesbildner gezählt und die Moosarten der Zielarten und Bestandesbildner separat noch einmal nach Londo (1976) in der Dominanz geschätzt. Einige besonders bemerkenswerte (sehr seltene und bedrohte) Arten wurden auch auf den 36 DBF mit vereinfachter Aufnahme erfasst.

Zur Vegetationsstruktur wurden auf allen DBF folgende Parameter erhoben: Gesamtdeckung %, Strauchschicht %, Gehölze gesamt %, Krautschicht gesamt %, Krautschicht mittlere Höhe cm, Krautschicht max. Höhe cm (nur 2012), Moose %, Moose Höhe mm, Sauergrasartige %, Süßgrasartige %, Blatt-Kräuter %, Algen %, Streu %, offenes Wasser %, offener Boden %, Schwimmblattvegetation %, Submerse Vegetation %, Krustenbildung %, Bulte %, Schlenken %.

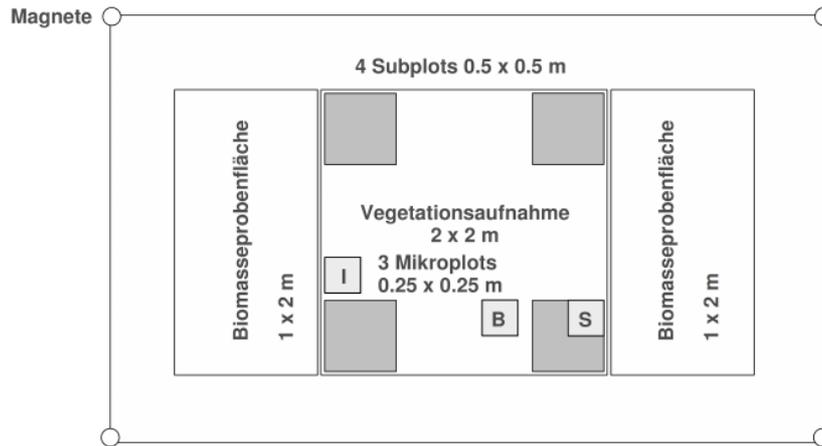


Abbildung 4.2. Nested Plot Design der Dauerbeobachtungsflächen (DBF 3 x 5 m) (Mikroplots: B = Bult; I = intermediäre Höhenlage; S = Schlenke; 1. Variante K (Kontrolle) ohne Mikroplots, alle 4 Eckpunkte mit Magneten vermarktet).

Eine vollständige DBF umfasst $5 * 3 = 15 \text{ m}^2$. Davon entfallen $2 * 2 = 4 \text{ m}^2$ auf die Vegetationsaufnahme und $2 * 2 * 1 = 4 \text{ m}^2$ auf die Entnahmeflächen der Biomasseproben. Dieser zentrale Flächenblock ist von einem 0,5 m breiten Puffer ohne Ansiedlung umgeben. Ein Subplot hat $0,25 \text{ m}^2$ Fläche (4 Subplots 1 m^2), ein Mikroplot $0,0625 \text{ m}^2$. Die gesamte Versuchsflächengröße beträgt $60 * 15 \text{ m}^2 = 900 \text{ m}^2$, die Fläche mit Vegetationserfassung beträgt $60 * 4 \text{ m}^2 = 240 \text{ m}^2$, die Fläche aller Subplots $4 * 60 * 0,25 \text{ m}^2 = 60 \text{ m}^2$. Die Fläche aller Mikroplots beträgt $3 * 48 * 0,0625 \text{ m}^2 = 9 \text{ m}^2$ (Kontrolle ohne Mikroplots).

Zur Verteilung der 60 DBF auf die ursprünglich 5 Versuchsvarianten (eine Variante wurde nachträglich zweigeteilt, s. Kapitel 5.2 Vegetation) wurden beide Teilflächen zur Differenzierung des Durchfluss-Gradienten in eine obere und eine untere Hanghälfte geteilt, so dass je 15 DBF auf den Hanghälften angeordnet wurden. In den Hanghälften wurden drei Serien von 5 DBF angeordnet, wobei die mittlere Serie jeweils für 5 DBF mit vollständiger Vegetationsaufnahme vorgesehen war (4 mal 5 DBF; wegen der nachträglichen Teilung der Variante Q in QM und QMG wurden auf weiteren 4 DBF vollständige Vegetationsaufnahmen eingesetzt, insgesamt also 24 DBF). Da die Versuchsflächen jedoch nicht dem Planschema entsprechend rechteckig geformt und geneigt waren, wurden die DBF-Serien ungefähr dem Hanggradienten gemäß von oben nach unten verteilt. In jeder Serie wurden die 5 Varianten per Zufallszahl verteilt (eine der Varianten später aufgeteilt). In einem zweiten Schritt wurden aber unmittelbare Nachbarschaften gleicher Varianten durch Austausch bis auf wenige Ausnahmen vermieden (s. Abbildung 5.3 S. 26).

4.8.2 Keimungsraten Gefäßpflanzen

Die Keimungsraten (%) der ausgebrachten Gefäßpflanzen der Zielarten und Bestandesbildner wurden aus der ausgebrachten Samenmenge und der 2012 auf den Mikroplots vorgefundenen Sprossanzahl der betreffenden Arten berechnet. Eine sichere Unterscheidung in aus Samen und in vegetativ entstandene Sprosse war nicht in jedem Fall möglich.

4.8.3 Wachstumsraten Moose

Die Wachstumsraten der ausgebrachten Moose der Zielarten und Bestandesbildner wurden aus der ausgebrachten Moosmenge und der 2012 auf den Mikroplots geschätzten Dominanzwerte nach Londo (1976) der betreffenden Arten berechnet. Als Einheit wird der zu erwartende Deckungswert in Prozent pro 1 g Mooshäcksel der betreffenden Art auf 1 m² Ansiedlungsfläche nach 3 Jahren angegeben (Umrechnung der ausgebrachten Menge von 0,0625 m² des Mikroplots auf 1 m² Ansiedlungsfläche).

4.8.4 Vegetationsanalyse

Die Vegetation spiegelt in ihrer Artenzusammensetzung und in den Dominanzwerten der einzelnen Arten die abiotischen Standortverhältnisse wieder. Veränderungen in den abiotischen Standortverhältnissen führen zeitlich versetzt zu Änderungen in der Artenzusammensetzung und in den Dominanzwerten der einzelnen Arten. Die Vegetation wurde auf den Dauerbeobachtungsflächen in den Jahren 2010 bis 2012 jährlich einmal in phänologisch vergleichbaren Zeiträumen immer in der selben Reihenfolge der DBF aufgenommen und die Daten in das Programm Turboveg mit der taxonomischen Referenzliste GermanSL, Version 1.1, eingegeben (Jansen & Dengler 2008).

Der Zusammenhang von Standort und Vegetation wurde von Ellenberg in den so genannten Ellenbergschen Zeigerwerten zusammengefasst (Ellenberg et al. 1991). Diese weisen Gefäßpflanzenarten ordinal skalierte Zeigerwerte für eine Reihe von Standortfaktoren zu. Der Zeigerwert gibt dabei das Schwergewicht des Vorkommens der Art in Bezug auf den jeweiligen Standortfaktor wieder. Hinsichtlich der Fragestellung wurden von den Ellenbergschen Zeigerzahlen die mittlere Lichtzahl und deren Median (L: 1-9; 1 = Schattenpflanze bis 9 = Lichtpflanze), die mittlere Feuchtezahl (F: 1-12; 1 = Starktrockenheitszeiger bis 12 = Unterwasserpflanze) und deren Median, die mittlere Reaktionszahl (R: 1-9; 1 = Starksäure- bis 9 = Basen-/Kalkzeiger) und deren Median und die mittlere Stickstoffzahl (N: 1-9; 1 = ausgesprochene Stickstoffarmut bis 9 = übermäßigen Stickstoffreichtum zeigend) und deren Median berechnet und ausgewertet.

Die Berechnung von arithmetischen Mittelwerten aus Ordinalzahlen ist streng mathematisch betrachtet nicht korrekt. Das Datenbank-Programm Turboveg (Hennekens & Schaminee 2001) für Vegetationsaufnahmen bietet aber die Funktion der Berechnung des Medianes und des arithmetischen Mittelwerts der Ellenbergschen Zeigerwerte, da der Mittelwert in der Praxis einen besseren Bezug zu gemessenen Standortfaktoren hat, als der Median. Die Zeigerwerte wurden bei deren Berechnung in Turboveg anhand der Dominanzwerte der Arten gewichtet berechnet. Zudem wurden in Turboveg auch gebräuchliche Diversitätsindizes berechnet.

Die weitere Auswertung des Turboveg-Datensatzes (u. a. zur Bioindikation) und die grafische Darstellung der Ergebnisse erfolgten in Tabellenprogrammen (OpenOffice Calc, MS Excel) und mit Hilfe des R Commanders (Fox 2005) innerhalb des freien Statistikpaketes R (R Core Team 2013).

Die im Ergebnisteil verwendeten **Boxplotdiagramme** enthalten folgende Informationen:

- 50% der Daten liegen zwischen der unteren und der oberen Begrenzung (innerhalb) der Box,
- die unteren 50% der Daten liegen unter dem Median (der schwarzen Linie in der Box), entsprechend liegen die oberen 50% der Daten oberhalb der Medianlinie,

- die unteren 25% der Daten liegen zwischen der unteren Begrenzung der Box und dem unteren Ende des unteren Whiskers (Antenne). Entsprechend die oberen 25% der Daten zwischen der oberen Begrenzung der Box und dem oberen Ende des oberen Whiskers,
- die Länge der Whiskers ist auf das 1,5-Fache des Interquartilsabstands (Interquartilsabstand bezeichnet die Differenz zwischen dem oberen und dem unteren Quartil, also die Länge der Box) beschränkt, Werte die diesen Abstand überschreiten, werden als isolierte Ausreißer mit einem geschlossenen Kreissymbol dargestellt.

4.8.5 Biomasseanalysen

Es wurden Biomasseproben auf 20 DBF mit vollständiger Vegetationsaufnahme in den Jahren 2010 und 2012 genommen. Die Entnahme erfolgte mit Hilfe von Akkuscheren so dicht wie möglich über der Mooschicht. Es wurden die zentralen Teilflächen der beiden 2 mal 1 m großen Biomasseprobeflächen streifenartig versetzt beprobt (2 mal 8 Streifen je 50 mal 20 cm). Ein Streifensatz (4 mal 0,1 m² auf beiden Teilflächen = 0,8 m²) wurde 2010 beprobt und der zweite Streifensatz 2012. Die Proben wurden zunächst luftgetrocknet und vor der Analyse im Trockenschrank bei 80 Grad Celsius nachgetrocknet.

Die Kaliumbestimmung und Phosphorbestimmung erfolgte mittels Flammen-Atomabsorptionsspektrometrie (FAAS) nach Mikrowellenaufschluss mit Salpetersäure (HNO₃) + Wasserstoffperoxyd (H₂O₂). Die Bestimmung des C/N-Verhältnisses erfolgte aus in der Kugelmühle gemahlene und in Zinnschiffchen eingewogene Proben im C/N-Analyser (N-Bestimmung nach Dumas). Die Analysen erfolgten im Bodenlabor des Instituts für Botanik und Landschaftsökologie der Universität Greifswald.

4.8.6 GIS-Modell

Die Berechnung der Populationsflächen erfolgte anhand der Präsenz-/Absenzdaten der Artnachweise auf den DBF und auf den je 4 Subplots der DBF. Dazu wurden die Mittelpunkte der DBF und die Mittelpunkte deren Subplots lagerichtig im GIS-Programm ArcView 3.2 als Punktpolygone mit 0,2 m Durchmesser dargestellt. Über die DBF wurde u. a. mit Hilfe der Extension Repeating shapes (Jenness 2005) ein quadratisches Polygonflächenraster mit 0,25 m Kantenlänge gelegt. In diesem Raster sind sowohl die Subplots mit 0,5 * 0,5 m Kantenlänge, als auch gleich große Flächen von 0,5 * 0,5 m Kantenlänge über dem Mittelpunkt der DBF lagerichtig darstellbar. Die Flächen über den Mittelpunkten der DBF werden als eine Art "virtuelle Subplots" behandelt. Diese Flächen werden nur dann zur Berechnung der Populationsflächen genutzt, wenn die betreffende Art in keinem Subplot der DBF vertreten ist, aber dennoch in der DBF außerhalb der Subplots vorkommt.

Subplotkreispolygone mit Artnachweisen werden jährlich als Abfrage in ArcView mit den Rasterflächen verschnitten. Die ausgewählten Rasterflächen wurden mit 0,51 m Pufferfläche zu zusammenhängenden Polygonen verschmolzen und dann in Singelpartshapes aufgelöst und anschließend deren Fläche in Quadratmetern berechnet. Einzelnachweise der Arten erzeugen damit 1,5 * 1,5 m² große Rasterflächen, die an den Langseiten der DBF (Gesamtgröße 5 * 3 m) verschmelzen, sofern die Art auch in dem nächstgelegenen Subplot auf der benachbarten DBF vorkommt. Im Bereich der Biomasseentnahmeflächen bleiben im GIS-Modell dabei Streifen frei, die in der Berechnung nicht einbezogen sind und aus denen auch keine Informationen über das Vorhandensein der Arten vorliegen, da die eigentliche DBF der Vegetationsaufnahme und mit deren eingeschlossenen Subplots nur 2 * 2 m groß ist.

Je nach den räumlichen Entfernungen zwischen einer gleich großen Anzahl besetzter Subplots können sich in diesem Modell unterschiedlich große Populationsflächen ergeben. Somit sagt die anhand der Rasterflächen berechnete Populationsfläche mehr über die Ausbreitung der Art auf den Versuchsflächen aus, als allein die Anzahl der Artnachweise auf den Subplots. Zudem können räumliche Verlagerungen zwischen den Jahren dargestellt werden. Damit sind Aussagen über die räumlich-zeitliche Stabilität der Umrissflächen der Arten auch auf den unterschiedlichen Versuchsflächen möglich. Zudem können in zukünftigen vertiefenden Analysen im Rahmen einer weitergehenden wissenschaftlichen Auswertung Zusammenhänge von Standortdaten und Vorkommen der Arten bildlich dargestellt werden.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Versuchsflächen

5.1.1 Zustand vor Renaturierung

Auf der Kunsterwiese war das funktionsfähige Grabennetz vor der Grabenverfüllung relativ dicht. Die Grabenabstände betragen zwischen 15-35 m. Nach den Angaben in Landgraf (2008) war die Entwässerungsintensität insgesamt eher gering. Die Flurabstände des Moorwasserstandes betragen vor der Wiedervernässung im Mittel ca. 5 bis 20 cm unter Flur. Lediglich an der Quellkuppe wurden auch 30 cm unter Flur erreicht. Im Westteil war die Entwässerung am geringsten, im Zentralteil um die Quellkuppe herum am höchsten. Die Vegetation im Bereich der Versuchsfläche war vor der Flachabtorfung und Wiedervernässung eine an Brennnessel reiche Schilf- oder -Sumpfschilf-Staudenflur (Landgraf mündlich). Der mittlere Grabenabfluss betrug am 02.10.2008 unter 0,5 l/s. Eine Ausnahme stellte der Graben 1 dar (vgl. zur Nummerierung der Gräben die jpg-Datei *Anlage_1_Grabenverfüllung_und_Moorzonierung.jpg*), der mit ca. 1,5 l/s einen künstlichen Quellanschnitt am Talrand entwässert. Die Gräben 1 und 2 hatten vor der Verfüllung ein relativ flaches Profil. Demgegenüber schnitten die Gräben 3 bis 5 tiefer in den Moorboden ein. Besonders stark wirksam war der Graben 4, der über 1 m tief in die Quellkuppe einschnitt. Im Böschungsbereich der Gräben 3 bis 5 traten zusätzliche Sackungen auf, so dass ein Doppeltrapezprofil entstand. Die Ausführung der Grabenverfüllungen und der flächigen Flachabtorfung erfolgte im November und Dezember 2008. Ein Protokoll zur Bauausführungsplanung und ein weiteres Dokument mit ergänzenden Hinweisen zur Renaturierungsplanung sowie 2 Karten mit den Ergebnissen der Voruntersuchungen des Planungsbüros Krasemann sind auf der beiliegenden CD-ROM, zusammen mit Fotos von Lukas Landgraf aus der Bauphase, enthalten.

Abbildung 5.1. Grabenverfüllung im Herbst 2008 (Foto: L. Landgraf).



5.1.2 Zustand nach Renaturierung

Die für die Ansiedlung genutzten Abtorfungsflächen A und B befinden sich auf dem südlich der Kunster gelegenen, nordexponierten Talhang der Kunsterwiese und umfassen 2 von insgesamt 3 Flachabtorfungsflächen. Die oberhalb der Versuchsfläche A gelegene dritte Abtorfungsfläche war bereits im Sommer 2009 wieder zu sehr mit Schilf bewachsen, um sie noch sinnvoll in den Ansiedlungsversuch einbeziehen zu können. Die Fläche A (Sandfläche) hat schwach bis mittel humosen Mittelsand als anstehendes Hauptsubstrat über Torf aus einer früheren Sanddeckkultur. Am östlichen Rand der Fläche A findet sich eine stärker ausgeprägte Abflussbahn, die parallel zum früheren Graben 3 verläuft. In diesem Bereich ist auch der stärkste Quellwasserzstrom zu beobachten. Im Bereich dieser Abflussbahn wurde der Grundwasserdatenlogger wenige (ca. 2) Meter nordöstlich der Dauerbeobachtungsfläche A21 installiert. Die im Bereich der zentralen Quellkuppe (östlich der Fläche A) gelegene Fläche B hat sandigen Torf und teils auch anmoorigen Sand als anstehendes Substrat.

Der Höhengradient verläuft von Südost abfallend nach Nordwest mit ca. 1-3 % Neigung durch die beiden Versuchsflächen (Abbildung 5.3 S. 26) in Richtung Kunster. Der Höhenunterschied beträgt 1,20 m auf 55 m Länge zwischen der höchst gelegenen Dauerbeobachtungsfläche B28 (Höhenlinie 168 cm über Kunster-Wasserstand zum Zeitpunkt des Nivellements am 01.10.2010) bis zur am tiefsten gelegenen Dauerbeobachtungsfläche A1 (Höhenlinie 48 cm über Kunster-Wasserstand zum Zeitpunkt des Nivellements am 01.10.2010).

Entsprechend kommt ein Teil des Zulaufwassers im unteren Teil der A-Fläche aus der B-Fläche. Die oberhalb der A-Fläche gelegene, nicht zur Ansiedlung genutzte, dritte Flachabtorfungsfläche filtert aufgrund des entfernten nährstoffreicheren Oberbodens einen Teil des Zulaufwassers der A-Fläche. Aufgrund der unterschiedlichen Entfernungen zu der nicht abgetorften nährstoffreicheren Umgebung und wegen der unterschiedlich nährstoffhaltigen Substrate (Sand ist nährstoffärmer) ergibt sich innerhalb und zwischen den Versuchsflächen A und B ein von Südost nach Nordwest verlaufender Gradient mit abnehmender Nährstoffverfügbarkeit. Vergleiche dazu die Abbildung 5.21 auf S. 54 mit den Ergebnissen der Auswertung der Biomasseprobenanalysen und der Bioindikation.

Um auf den Dauerbeobachtungsflächen (DBF) möglichst vergleichbare Bedingungen zu haben, wurden auf DBF ohne Schlenkenanteil mit einer Harke kleine Schlenken angelegt.

Abbildung 5.2. Übersichtsfotos der Versuchsflächen vor Ansiedlung im Sommer 2010. Links A-Fläche (Sandfläche); rechts B-Fläche (Torffläche).



Abbildung 5.3. Lage der DBF mit den 6 Ansiedlungsvarianten (1 = K; 2 = Z; 3 = ZB; 4 = ZQ; 5 = QM; 6 = QMG) auf den Versuchsfeldern A (links) und B (rechts) (graue DBF-Flächen = vollständige Vegetationsaufnahme; helle DBF-Flächen = vereinfachte Vegetationsaufnahme; Abtorfungsflächen pink, Höhenlinien aus Nivellement im GIS berechnet rot, Höhenbezug (cm): 0 = Wasserstand der Kunster am Tag des Nivellements am 01.10.2010).

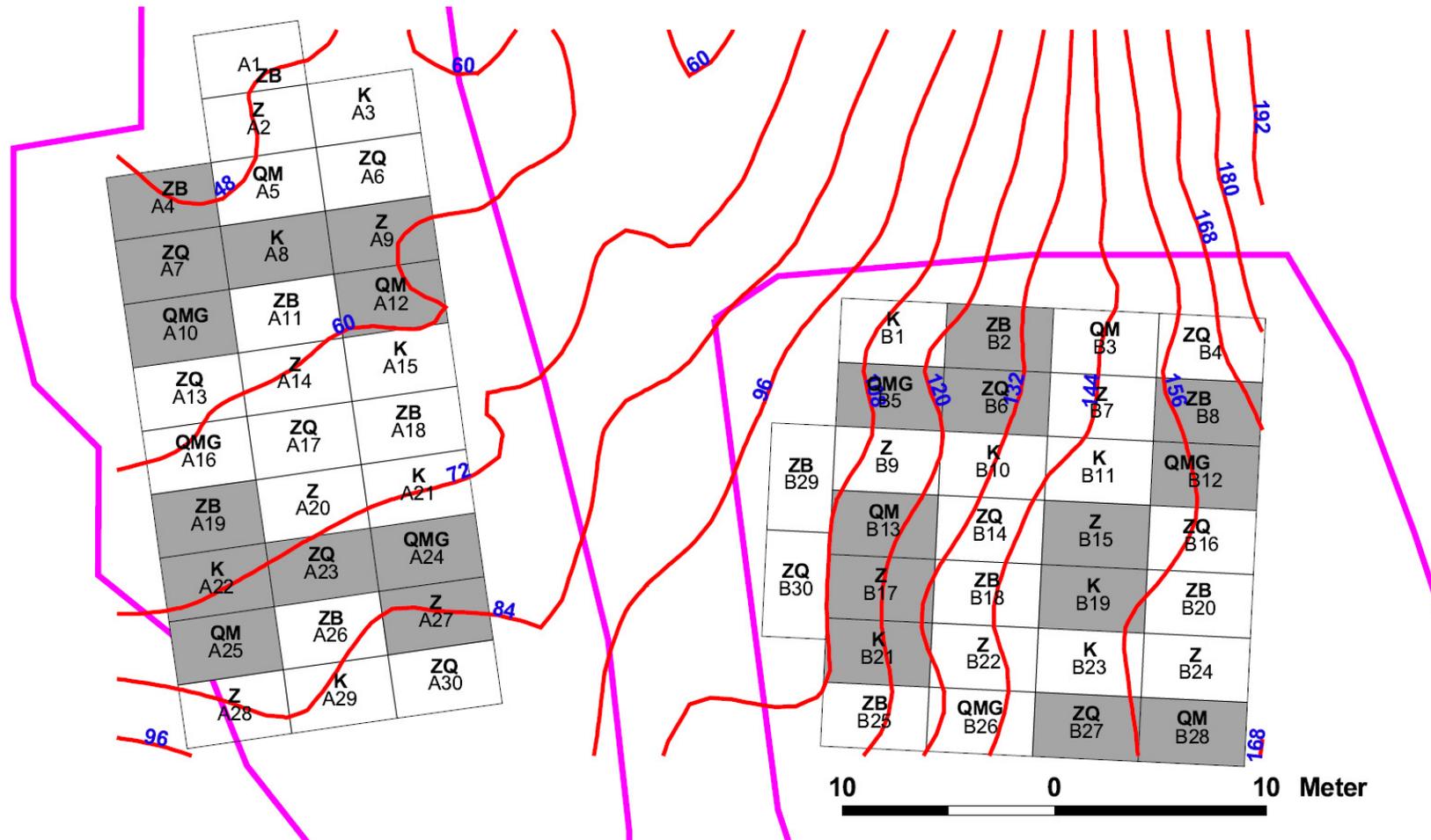
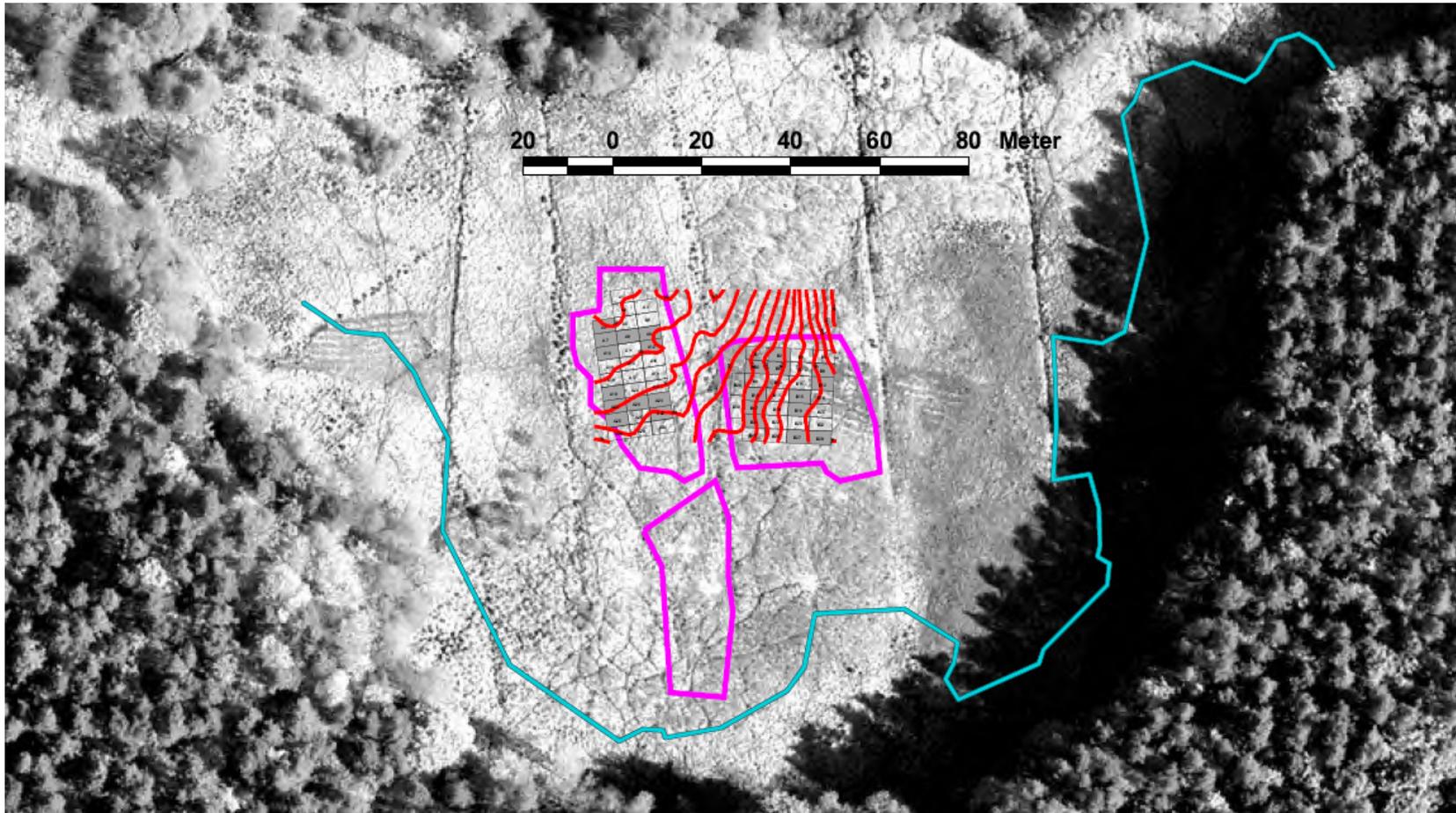


Abbildung 5.4. DOP-Luftbild (DOP vor Flachabtorfung und Grabenverfüllung) der Kunsterwiese mit den Versuchsflächen (Quellhorizont blau, Abtorfungsflächen pink, Höhenlinien aus Nivellement im GIS berechnet rot).



5.2 Vegetation

Die Entwicklung der Vegetation auf den Versuchsflächen wurde anhand des Datensatzes der Vegetationsaufnahmen auf insgesamt 60 Dauerbeobachtungsflächen (DBF) analysiert und bewertet. Auf 36 DBF wurden die Vegetationsstruktur und die Deckungswerte der Zielarten und Bestandesbildner (Skala nach Londo 1976) aufgenommen. Auf 24 DBF wurden vollständige Vegetationsaufnahmen mit Aufnahme der Vegetationsstruktur und aller Pflanzenarten angefertigt. Auf diesen werden im Variantenvergleich zusätzlich die Entwicklung der Artenzusammensetzung und die Ansiedlung von lebensraumtypischen Arten untersucht. Der Datensatz wurde dazu in folgenden Gruppierungen vergleichend ausgewertet:

- Ansiedlungsvarianten 1-6 (6 Gruppen)
- Ansiedlungsvarianten 1-6 getrennt für die (A-) Sand- und (B-) Torffläche (12 Gruppen)
- Ansiedlungsvariantengruppen I = Kontrolle (K), II = Z/B-Arten (Z+ZB), III = Querschnittsprobe (Artenstetigkeiten: QM+QMG; Vegetationsstruktur: ZQ+QM+QMG) (3 Gruppen)
- Vergleich der 2 Ansiedlungsflächen A = Sandfläche (30 DBF) und B = Torffläche (30 DBF) (2 Gruppen)

Diese Gruppierungen wurden zum Teil nach allen 3 Untersuchungsjahren 2010, 2011, 2012 separat ausgewertet, um wesentliche Entwicklungstrends darzustellen. Für einen Teil der Fragestellungen des Ansiedlungsversuches ist die Berücksichtigung dieser Trends besonders wichtig, da sich die (A) Sand- und die (B) Torffläche hinsichtlich der Nährstoffverfügbarkeit erheblich unterscheiden und es im Vergleich daher insbesondere ab 2011 zum Teil gegenläufige Trends gibt, die auf diesen Standortunterschieden basieren und nicht den Varianten der Ansiedlungsverfahren zuzuordnen sind. Für einen Teil der Auswertungen wurde hingegen nur das letzte Untersuchungsjahr 2012 betrachtet. Ein großer Teil der Fragestellungen des Ansiedlungsversuches lässt sich anhand dieses Bezugsjahres am besten beantworten. Die 3 Untersuchungsjahre, die in der Projektlaufzeit zur Verfügung standen, sind eine zu kurze Zeit, um eine sichere langfristige Entwicklungsprognose abgeben zu können. Dennoch sind einige Trends bereits jetzt erkennbar, sie werden nachfolgend in den betreffenden Abschnitten näher beschrieben. Diese Trends zeigen, dass sich die Pflanzengesellschaften nach Abtorfung und Wiederansiedlung auch 2012 noch in einem frühen und dynamischen Entwicklungsstadium (Pionierstadium) befinden.

Das sich die beiden Versuchsflächen A (Sandfläche) und B (Torffläche) hinsichtlich der Nährstoffverfügbarkeit erheblich unterscheiden, hat mehrere Ursachen. Es liegt zum einen an den verschiedenen Substraten, zum anderen an der unterschiedlichen Länge der Filterstrecke des Zustromwassers. Die Sandfläche hat zum einen das nährstoffärmere Substrat, zum anderen durchläuft das Zustromwasser einen längeren Weg durch die Moorvegetation, so dass auch die vorgelagerte Filterwirkung die Nährstoffverfügbarkeit auf der A-Fläche zusätzlich reduziert. Die Fließrichtung des Quellwassers verläuft zum Teil aus der Fläche B in Richtung der Fläche A. Zusätzlich ist oberhalb der Fläche A noch eine Abtorfungsfläche gelegen, die aufgrund des dichten Schilfbewuchses nicht in den Ansiedlungsversuch einbezogen wurde. Hier durchströmt das Quellwasser also eine wesentlich längere nährstoffarme Filterstrecke, als oberhalb der Fläche B. Ein kleiner Teil des Wasserzustroms zu Fläche A kommt aus Fläche B, siehe Abbildungen 5.3 S. 26; 5.4 S. 27.

Da die Verteilung der Dauerbeobachtungsflächen mit je 30 DBF pro Versuchsfläche gleich ist, ergeben diese Unterschiede für den Ansiedlungsvariantenvergleich keine wesentliche Einschränkung, da standörtliche Variationen im Freilandversuch ohnehin nicht auszuschließen

ßen sind. Hinsichtlich des Ansiedlungserfolgs und der zukünftigen Entwicklungsprognose sind zwischen A- und B-Fläche deutliche Unterschiede zu erwarten.

Die Diskussion der Ergebnisse wird in den folgenden Kapiteln zunächst anhand unterschiedlicher Parameter getrennt vorgenommen. Querbezüge zwischen den Kapiteln weisen auf einander ergänzende Ergebnisse hin und stellen diese in den Gesamtkontext der Versuchsanordnung. Im Abschnitt 6 Bewertung der Ansiedlungsverfahren werden diese Einzelergebnisse zu übersichtlichen Bewertungen auf das Wesentliche reduziert zusammengefasst dargestellt.

5.2.1 Vegetationsstruktur

Die Vegetationsstruktur vermittelt einen vereinfachten Überblick zur Vegetationsentwicklung und zum Ansiedlungserfolg. Sie ist zudem wichtiges Kennzeichen für die Mikrohabitate der Gefäßpflanzen und Moosarten des Ansiedlungsversuchs. Anhand ihrer Ausprägung sind zudem Rückschlüsse auf ökosystemare Funktionen möglich, wobei die Filterwirkung für Nährstoffe und die Torfbildung im Blickpunkt des Renaturierungsprojekts stehen.

Als Parameter zur Beschreibung der Vegetationsstruktur wurden die prozentualen Deckungswerte der einzelnen Vegetationsschichten (Schätzwerte) und Mächtigkeitswerte der Vegetationsschichten (Messwerte) verwendet.

Bei der Bewertung der Ergebnisse sind die unterschiedlichen Startbedingungen zu Beginn des Ansiedlungsversuchs gedanklich immer mit zu berücksichtigen. Bei der Ansiedlung im Herbst 2009 wurden unterschiedliche Moos- und Gefäßpflanzenartenkombinationen in erheblichen unterschiedlichen Mengen ausgebracht. Bei höheren Ausbringungsmengen kann sich die Vegetation schneller entwickeln und schließen. Dies führt zwischen den Varianten zu unterschiedlichen Entwicklungsgeschwindigkeiten in Richtung auf eine naturnahe Vegetationsstruktur und Artengemeinschaft. Nach 3 Jahren haben die Ansiedlungsvarianten daher gleichsam unterschiedliche Wegstrecken in Richtung naturnaher Pflanzengemeinschaften zurückgelegt. Insofern ist bei der Bewertung des Ansiedlungserfolgs immer zwischen dem momentanen Zustand nach 3 Jahren und nach der Zukunftsprognose zu unterscheiden. Unterschiede, die nach 3 Jahren noch deutlich sind, können sich in wenigen Jahren angeglichen haben. Aber auch der zur Ausbildung der lebensraumtypischen Vegetationsstruktur benötigte Zeitraum kann für den Erfolg einer Wiederansiedlung von seltenen Zielarten entscheidend sein, da Keimung und Etablierung der Gefäßpflanzen und Moose vom Vorhandensein geeigneter Keimungsnischen abhängig sind.

In der ersten kurzfristigen Entwicklungsphase der Vegetationsstruktur nach der Abtorfung verändern sich die Deckungsanteile der Vegetationsschichten noch rasch. Dieser Prozess ist noch nicht abgeschlossen. Moos-, Kraut-, Streuschicht und Gehölze nehmen weiterhin zu, während Algen, offenes Wasser und offener Boden durch dieses Wachstum zurückgedrängt werden. Besonders stark war das Wachstum der Moose bis 2011, danach lief es etwas verlangsamt weiter (vgl. Tabelle 5.2 S. 31). Die Krautschicht und die Gehölze zeigen noch keine Abnahme des Deckungszuwachses. Haben die Deckungsanteile der Vegetationsschichten lebensraumtypische Größenordnungen erreicht, bleiben die Verhältnisse u. U. über längere Zeit relativ konstant. In der weiteren längerfristigen Entwicklungsphase hängt es vom Standortzustand sowie von der Dichteentwicklung von Schilf und Gehölzarten ab, ob die Sukzession zum offenen, lockerwüchsigen Braunmoosseggenried, zum dichten Schilfröhricht, zum Grauweidengebüsch und schließlich zum Moorwald abläuft.

Im Ansiedlungsversuch sind nach 3 Untersuchungsjahren nur zur ersten kurzfristigen Entwicklungsphase sichere Aussagen möglich. Welchen Einfluss die aus den verschiedenen Ansiedlungsvarianten resultierenden Unterschiede in der Vegetationsstruktur und Artenverteilung

lung aus der Anfangsphase auf die langfristige Entwicklung der Vegetation haben werden, kann zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht genau abgeschätzt werden.

Der Zusammenhang von Standort und Vegetation ist für naturnahe Quell- und Durchströmungsmoore des Nordostdeutschen Tieflandes gut untersucht, es fehlen aber noch Langzeitbeobachtungen aus renaturierten Quell- und Durchströmungsmooren, die genauere Einblicke in Regenerationsprozesse und ihre Ursachen vermitteln könnten.

Während Gefäßpflanzen vorwiegend über Samen in vergleichsweise geringer Menge eingebracht wurden, sind Moose in gehäckselter Form als lebende Sprosse in größeren Mengen ausgebracht worden. Hinzu kommt bei den Moosen eine unbekannte Menge Sporen und natürlicher vegetativer Ausbreitungseinheiten, wie Brutblätter. Insofern ist die Entwicklung der Moosschicht am stärksten von der jeweiligen Ansiedlungsvariante abhängig. In der nachfolgenden Tabelle sind die ausgebrachten Moosmengen je Quadratmeter in den unterschiedlichen Ansiedlungsvarianten dargestellt, um die Unterschiede in der Vegetationsstruktur besser einordnen zu können.

Tabelle 5.1. Moosmengen je Quadratmeter der Ansiedlungsvarianten (VA = vollständige Vegetationsaufnahmen; Gruppe = Ansiedlungsvariantengruppen; Moosmenge = gehäckselte Moose aus Einzelartensammlung oder Querschnittsprobe).

Nr.	Variante	Gruppe	DBF	VA	Ansiedlungsverfahren	Moosmenge g / m ²
1	K	I	12	4	Kontrolle (keine Ausbringung)	0
2	Z	II	12	4	Zielarten Gefäßpflanzen + Moose	12,5
3	ZB	II	12	4	Zielarten Gefäßpflanzen + Moose und Bestandesbildner Gefäßpflanzen + Moose	68,8
4	ZQ	(III)	12	4	Zielarten Gefäßpflanzen + Moose und Querschnittsprobe Moose + Gefäßpflanzen (Drusch)	325
5	QM	III	6	4	Querschnittsprobe Moose	312,5
6	QMG	III	6	4	Querschnittsprobe Moose + Gefäßpflanzen (Drusch)	312,5

Tabelle 5.2. Variantenvergleich Mittelwerte der Vegetationsstrukturparameter (Jahr: 2012; n = 60 DBF).

Parameter	1 (K)	2 (Z)	3 (ZB)	4 (ZQ)	5 (QM)	6 (QMG)
Anzahl DBF	12	12	12	12	6	6
Gesamtdeckung (%)	73	87	85	90	92	92
Deckung Gehölze (%)	2	2	1	1	1	1
Maximale Höhe Gehölze (cm)	62	46	40	49	40	36
Deckung Krautschicht (%)	52	48	48	48	55	38
Mittlere Höhe Krautschicht (cm)	51	42	37	41	27	24
Maximale Höhe Krautschicht (cm)	81	75	71	73	72	63
Deckung Moosschicht (%)	28	64	77	84	80	88
Mittlere Höhe Moosschicht (mm)	43	58	62	63	65	65
Deckung Algen (%)	7	4	3	2	2	1
Höhe Streuschicht (cm)	6	5	5	5	3	4
Deckung Streuschicht (%)	15	15	13	15	16	11
Deckung offene Wasserfläche (%)	37	19	13	8	7	5
Deckung offener Boden (%)	20	8	5	3	3	3
Deckung Sauergrasartige (%)	31	33	30	29	32	27
Deckung Süßgräser (%)	10	11	13	14	13	13
Deckung Blattkräuter (%)	20	18	20	24	30	19
Deckung Schwimmblattvegetation (%)	2	1	1	1	1	0
Deckung submerse Vegetation (%)	1	1	1	0	0	0
Anteil Bulte (%)	21	27	38	50	47	38
Anteil Schlenken (%)	79	73	63	50	53	62

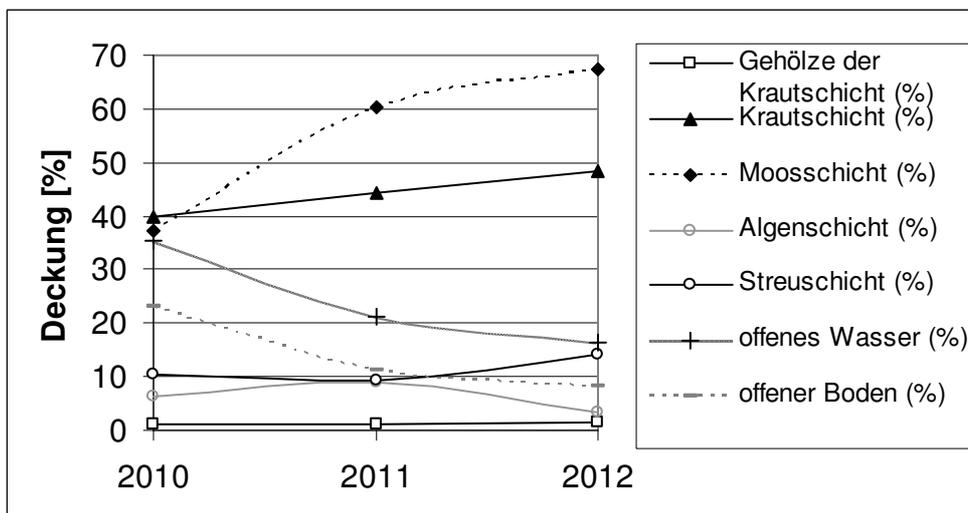


Abbildung 5.5. Entwicklung der Vegetationsstruktur 2010 bis 2012 im Durchschnitt aller DBF (n = 60).

5.2.1.1 Gesamtdeckung

Die Unterschiede in der Gesamtdeckung sind vorwiegend durch die Mooschicht bedingt. Die Unterschiede der übrigen Vegetationsschichten sind zu gering, um sich wesentlich auf die Gesamtdeckung auszuwirken. Wesentliche Unterschiede bestehen nur zwischen der Kontrollvariante (1: 73%) und allen Ansiedlungsvarianten (2-6: 85 bis 92%).

Der Unterschied zwischen Kontrollvariante und Ansiedlungsvarianten ist nicht nur ein quantitativer, sondern auch ein qualitativer Unterschied, da die Mooschicht der Kontrollvariante bis 2012 noch größere Anteile kleinwüchsiger Pionierarten aufweist und stärker deckende Moosarten erst langsam einwandern. Zudem wurden Arten aus den Ansiedlungsvarianten in die Kontrollvariante eingespült und von Tieren und Menschen zwischen den DBF verschleppt. Ohne diesen Arteneintrag wären die Unterschiede zwischen Kontrollvariante und Ansiedlungsvarianten noch deutlich stärker ausgefallen.

Zwischen den Ansiedlungsvarianten sind die Unterschiede eher auf graduellem Niveau. 90% mittlere Deckung werden aber 2012 nur in den Varianten 4-6 mit >300g Moose je m² erreicht. Je mehr Mooshäcksel ausgebracht wurde, je höher ist der Deckungsanteil der Mooschicht. Die Nährstoffbindung in der Mooschicht reduziert die Verfügbarkeit der Nährstoffe für Gefäßpflanzen. Daher sind Deckung der Krautschicht und Höhe der Krautschicht negativ mit der Deckung und Höhe der Mooschicht korreliert. Gleiches trifft für die Höhe und den Deckungsanteil der Gehölzarten zu. Dies kann anscheinend als Ausdruck unterschiedlicher Ressourcenverteilung (Nährstoffkonkurrenz) zwischen den Vegetationsschichten interpretiert werden. Remke (2009) fand nach Düngungsversuchen mit ¹⁵N markiertem Ammonium und Nitrat in Dünenvegetation auf nährstoffarmen Standorten 90-98% des eingesetzten ¹⁵N in den Flechten und Moosen und nur 0,6-1,5% in der Krautschicht wieder. Auch wenn es sich dabei um eine andere Formation handelte, so wird Nährstoffkonkurrenz in nährstoffarmen Mooren zwischen den Vegetationsschichten vermutlich ähnlich auftreten, wenn auch auf deutlich niedrigerem Niveau. Dies unterstreicht die Schlüsselfunktion der Mooschicht bei der Ausbildung der Habitatstruktur. Die Unterschiede in der Gesamtdeckung zwischen den Ansiedlungsvarianten sind im Jahr 2012 zunächst vor allem noch als Funktion der Zeit und der unterschiedlichen eingebrachten Artenkombinationen und Diasporenmengen zu sehen. Eine Angleichung ist innerhalb von wenigen (1-3) Jahren zu erwarten.

5.2.1.2 Gehölzarten

Die Gehölzarten blieben bis 2012 hinsichtlich der Wuchshöhe noch innerhalb der Krautschicht. Die maximale Wuchshöhe der Gehölzarten auf den DBF wurde nur 2012 gemessen und betrug im Mittel 41 cm (Maximum 99 cm). Waren in der Vegetationsaufnahme des Vorjahres Gehölzarten notiert, wurde im Folgejahr besonders intensiv nach diesen nachgesucht, so dass die Stetigkeiten eine recht hohe Erfassungsgenauigkeit widerspiegeln.

Innerhalb des Untersuchungszeitraums konnte nur die kurzfristige Etablierung der Gehölzarten untersucht werden. Angesichts der augenblicklichen Wasserstandssituation ist das Aufkommen von Weidengebüschen und Bruchwald zu erwarten. Da ein weiterer Anstieg des Wasserstandes durch den Rückstauereffekt der Mooschicht anzunehmen ist, kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass die Gehölzentwicklung langfristig wieder gebremst wird. Daher wären Wiederholungsuntersuchungen in längeren Zeitabständen sinnvoll.

Die Deckung der Gehölze wurde als Summenparameter für alle 60 DBF erfasst. Die Gehölzarten selbst, sind nur in den 24 DBF mit vollständigen Vegetationsaufnahmen dokumentiert. Auf den Versuchsflächen sind Grau-Weide (*Salix cineria*) und Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) die für die langfristige Vegetationsentwicklung relevanten Gehölzarten. Ausgewer-

tet wurden Höhe, Deckungswert und Stetigkeit auf den DBF. Zudem wurde aus Höhe * Deckung ein Gehölzindex berechnet, der beide Wachstumsparameter vereint. Diese sind nachfolgend in Tabellen und Boxplotdiagrammen zusammengefasst dargestellt und bewertet.

Tabelle 5.3. Gehölzartennachweis auf DBF (2012; n = 60).

Mittelwert - Deckung (%)			
Variantengruppe	2010	2011	2012
I (K; n = 12)	0,92	1,5	2
II (Z+ZB; n = 24)	1,13	1,21	1,67
III (ZQ+QM+QMG; n = 24)	1,04	0,96	1,13
Summe	1,05	1,17	1,52
Stetigkeit – Nachweis (%)			
Variantengruppe	2010	2011	2012
I (K; n = 12)	83	83	83
II (Z+ZB; n = 24)	100	88	96
III (ZQ+QM+QMG; n = 24)	92	88	92
Mittelwert - Deckung (%)			
Varianten	2010	2011	2012
1 (K; n = 12)	0,92	1,5	2
2 (Z; n = 12)	1,25	1,33	2,17
3 (ZB; n = 12)	1	1,08	1,17
4 (ZQ; n = 12)	1	1	1,25
5 (QM; n = 6)	1	0,83	1
6 (QMG; n = 6)	1,17	1	1
Summe	1,05	1,17	1,52

Im 1. Jahr nach der Renaturierung hängt das Aufkommen von Gehölzarten in erster Linie von der Diasporenverfügbarkeit ab. Keimungsnischen sind fast überall in allen Variantengruppen zu gleichen Anteilen vorhanden. Lediglich tiefere Schlenken sind zur Keimung ungeeignet. Mit dem ausgebrachten Mooshäcksel wurden anscheinend auch Samen von Gehölzarten eingebracht. Dies könnte die höhere Anzahl an DBF mit Gehölzartennachweis in den Variantengruppen II (100%) und III (92%) gegenüber der Kontrollvariante = Variantengruppe I (83%) erklären.

Im 2. Jahr nach der Renaturierung nimmt die Häufigkeit der DBF mit Gehölzartennachweis in den Variantengruppen II und III um rund 10% ab, in der Kontrollvariante (Variantengruppe I) bleibt die Frequenz hingegen konstant. In der Variantengruppen II kommt es auch zu einer Abnahme der Deckungssumme der Gehölze (über alle DBF der Variantengruppe aufsummiert). Für den zeitweiligen Rückgang kommen 4 Erklärungen in Frage: Der Rückgang geht auf den Stetigkeitsrückgang von *Pinus sylvestris* zwischen 2010 und 2011 zurück (Stetigkeiten 2010 67%; 2011 33%; 2011 33%; Deckungswerte immer < 1%). Zum anderen ist der Fraßdruck durch Reh- und Damwild auf der Versuchsfläche hoch. Fast alle Gehölze in der Krautschicht weisen Verbisschäden auf. Dies kann insbesondere im Winterhalbjahr zu Verlusten führen. Zum anderen können zumindest Keimlinge noch durch andere Arten auskonkurriert werden. Schließlich könnten auch Erfassungsunschärfen eine Rolle spielen, denn die zunehmend dichte Vegetation könnte 2011 das Auffindung von Keimlingen erschwert haben, indes etablierte Gehölzpflanzen 2012 bereits groß genug wurden, um nicht übersehen zu werden.

Im 3. Jahr nach der Renaturierung nimmt die Stetigkeit der Gehölzarten auf den DBF in den Variantengruppen II und III wieder rund um die Hälfte des vorjährigen Rückgangs zu, in der Kontrollvariante bleibt die Stetigkeit weiterhin konstant. Im 3. Jahr (2012) übersteigen die Deckungssummen der Gehölze in allen 3 Variantengruppen den Ausgangswert des 1. Jahres (2010). Die Unterschiede der Dominanzzunahme sind dabei zwischen den Variantengruppen und Varianten beträchtlich. In der I Variantengruppe (Variante K) hat sich der Ausgangswert mehr als verdoppelt (Faktor 2,2). In der II Variantengruppe (Varianten Z+ZB) hat die Dominanz um den Faktor 1,5 zugenommen. In der III Variantengruppe (Varianten ZQ+QM+QMG) ist lediglich eine Zunahme um den Faktor 1,1 zu verzeichnen. Der Vergleich der 6 Varianten zeigt den größten Sprung in der Zunahme zwischen der Variante Z (Faktor 1,7) und der Variante ZB (Faktor 1,2). In den Abbildungen 5.6 u. 5.7 sind der Gehölzindex und die mittlere Höhe in den Varianten dargestellt. Vergleicht man die Varianten zwischen den beiden Ansiedlungsflächen (A, B), so fällt auf, dass der Gehölzindex auf der nährstoffreicheren Torffläche (B) immer größer ausfällt, als auf der A-Fläche. Hinsichtlich der Wuchsgeschwindigkeit (Höhe und Deckung) liegt entweder eine Nährstofflimitation vor und/oder die Gehölze auf der Sandfläche (A) werden stärker vom Wild verbissen. Da im Vergleich der Wuchshöhe für beide Versuchsflächen (A+B) zusammen aber auch eine deutliche Höhenabnahme in der Reihenfolge $K > Z > ZB > Q$ (ZQ+QM+QMG) auftritt, erscheint aber eine Nährstofflimitation als sicher, zumal ein vergleichbarer Effekt auch in der Krautschicht auftritt (siehe folgender Abschnitt).

Die Nährstofflimitation bewirkt aber nur ein langsames Wachstum der Gehölze. Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit der Abhängigkeit von Höhe und Deckung der Gehölzschicht in naturnahen Mooren von der Nährstoffverfügbarkeit. Die Gehölzschicht ist immer dort am niedrigsten und am lichtesten, wo die geringste Nährstoffverfügbarkeit besteht. Prognosen über zukünftige Wuchshöhe und Deckungsgrad einer aufwachsenden Gehölzschicht lassen sich aus dem kurzen Untersuchungszeitraum aber noch nicht ableiten.

Nachfolgend werden die Ergebnisse zur Entwicklung der beiden für die Versuchsfläche relevanten Gehölzarten Grau-Weide (*Salix cineria*) und Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) anhand der mittleren Deckungswerte auf den DBF mit Vegetationsaufnahmen (N = 24) der Variantengruppen dargestellt. Auf eine Darstellung der Frequenzänderung auf den DBF mit Vegetationsaufnahmen wurde verzichtet, da diese zu stark vom Trend der Gehölznachweise in allen DBF zusammen (N = 60) betrachtet abweicht, um noch als repräsentativ für die Versuchsfläche angesehen zu werden.

Tabelle 5.4. Mittelwerte der Deckung (%) der Gehölzarten Grau-Weide (*Salix cineria*) und Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) auf den DBF (Deckungssumme/Anzahl DBF; 2012; n = 24).

Alnus glutinosa			
Variante	2010	2011	2012
I (K; n = 4)	0,05	0,03	0,03
II (Z+ZB; n = 8)	0	0,03	0,01
III (ZQ+QM+QMG; n = 12)	0,02	0,03	0,03
Summe	0,02	0,03	0,02
Salix cinerea			
Variante	2010	2011	2012
I (K; n = 4)	0,03	0,1	0,15
II (Z+ZB; n = 8)	0,06	0,1	0,14
III (ZQ+QM+QMG; n = 12)	0,09	0,1	0,08
Summe	0,07	0,1	0,11

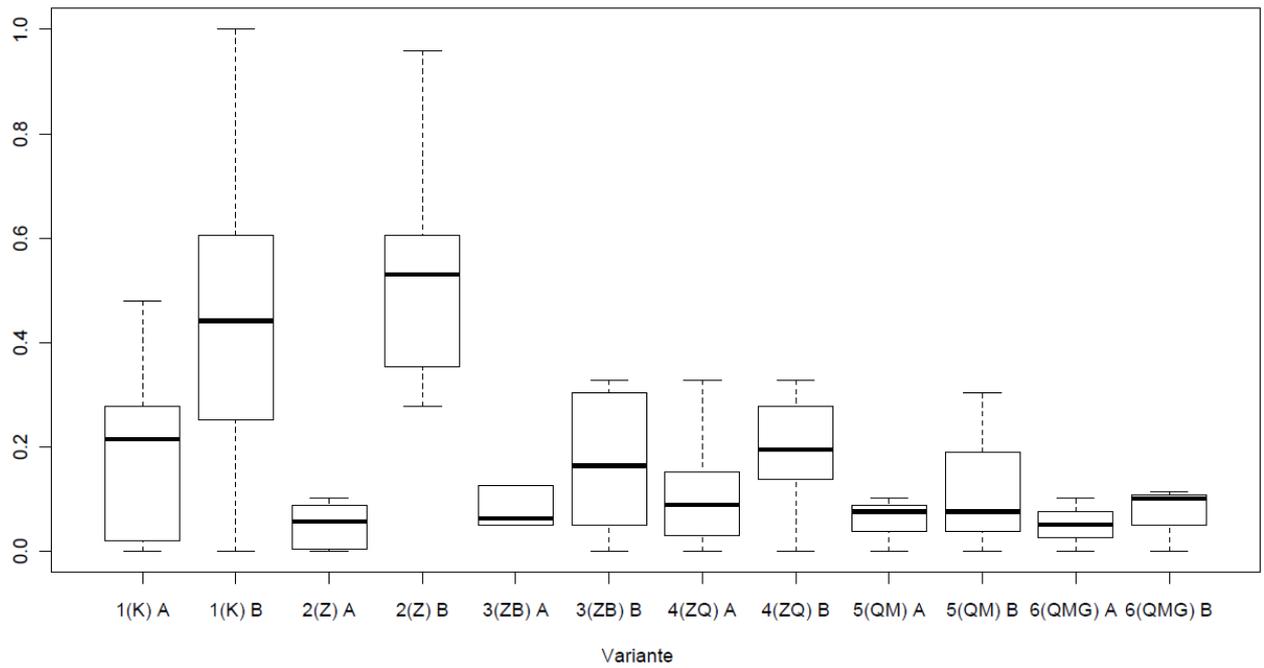


Abbildung 5.6. Gehölzindex Variantenvergleich A-Fläche und B-Fläche getrennt (Gehölzindex = Deckung Gehölze * Höhe Gehölze, normiert auf Maximum in A+B; 2012; DBF n = 60).

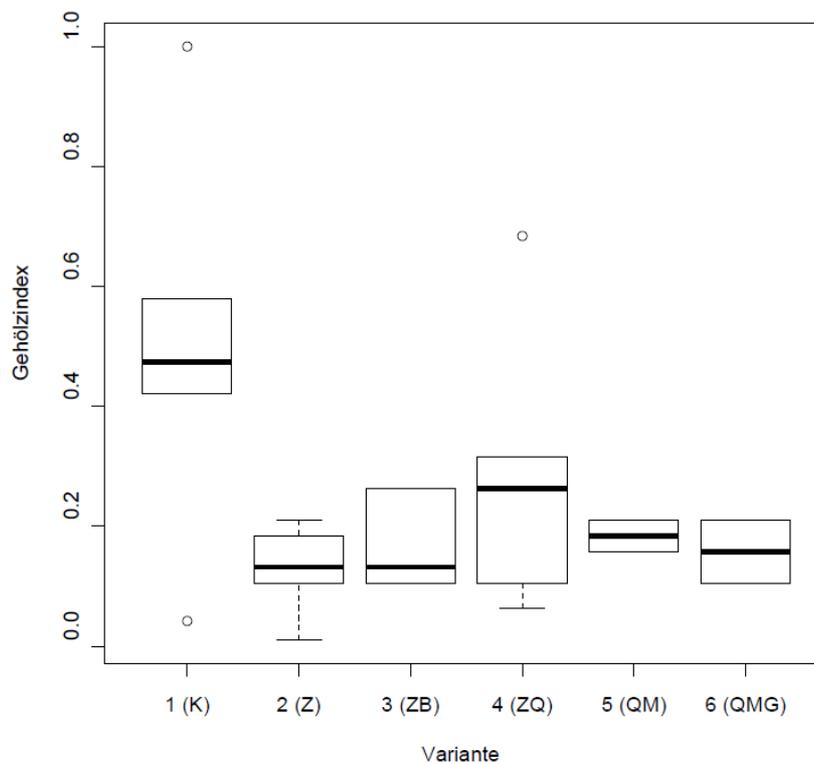


Abbildung 5.7. Gehölzindex Variantenvergleich nur A-Fläche (Gehölzindex = Deckung Gehölze * Höhe Gehölze, normiert auf Maximum in A; 2012; DBF n = 60).

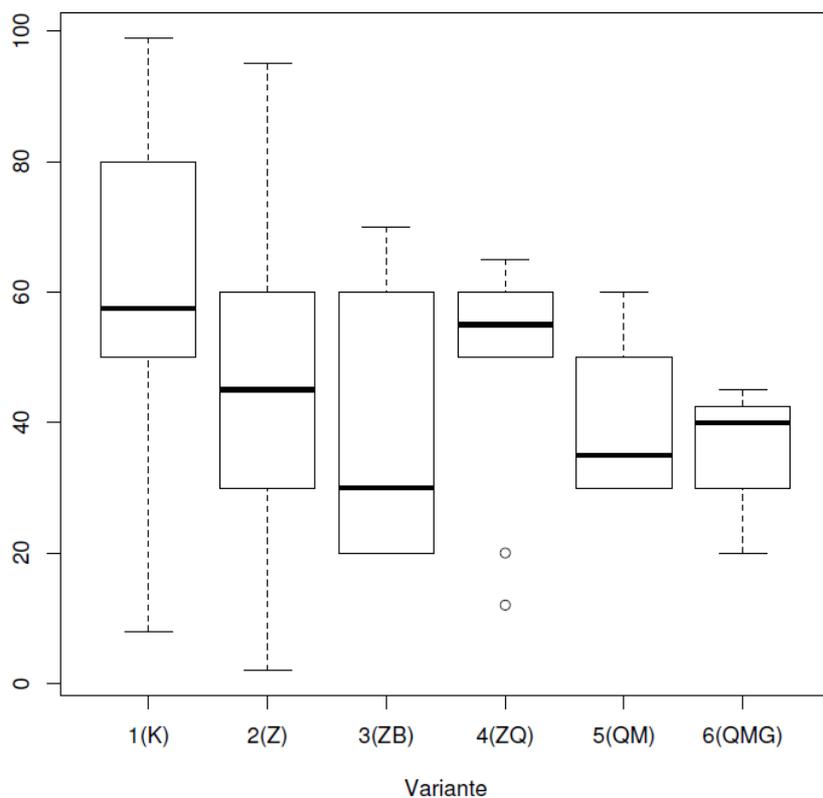


Abbildung 5.8. Mittlere Gehölzhöhen (cm) Variantenvergleich A-Fläche und B-Fläche zusammen (2012; DBF n = 60).

Der Vergleich der mittleren Deckungswerte auf den DBF zeigt, dass in den ersten 3 Jahren nur die Grau-Weide um den Faktor 1,6 zunimmt. Die Schwarz-Erle mit dem Faktor 1,0 hingegen anscheinend konstant bleibt. Die Grau-Weide hat nach 3 Jahren eine um den Faktor 5,5 größere mittlere Deckung erreicht als die Schwarz-Erle.

Die Zunahme der Grau-Weide in den 3 Variantengruppen ist negativ proportional zur ausgebrachten Moosmenge. In der Variantengruppe I (Kontrolle, Variante K) beträgt der Zunahmefaktor 5,0; in der Variantengruppe II 2,3 und in der Variantengruppe III 0,9 (leichte Abnahme). Die Abbildung 5.8 lässt vermuten, dass zwischen einer Moosmenge von 12,5 g und 68,8 g pro Quadratmeter eine wichtige Grenze liegen könnte, ab deren Überschreitung die Nährstofflimitation durch die Mooschicht bereits im 2. Jahr nach Ansiedlung für Gefäßpflanzenarten wirksam wird. Ob diese im 3. Jahr festgestellten Unterschiede langfristig zu unterschiedlich ausgeprägten Gehölzschichten führen werden, kann nur durch eine Langzeitbeobachtung geklärt werden.

Vom Sukzessionsverlauf her wäre demnach zunächst das Aufkommen von Grauweidengebüschen zu erwarten, etwas später die Bewaldung mit der Schwarz-Erle, was dem typischen Sukzessionsverlauf in waldfähigen Niedermooren entspricht.

5.2.1.3 Krautschicht

Die Krautschicht wurde als Deckung Krautschicht (%) insgesamt und zusätzlich getrennt nach den Wuchsformengruppen Sauergrasartige (inkl. Schachtelhalme), Süßgräser und Blattkräuter geschätzt. Die Deckungsanteile der Wuchsformengruppen sind teilweise für die Beschreibung der Schichtung der Vegetation, für die Bewertung ökosystemarer Funktionen (Anteil torfbildende Arten) und für die Interpretation der Biomasseanalyseergebnisse hilfreich.

Zudem wurde die mittlere Höhe der Krautschicht nach den unterschiedlich hohen Faziesanteilen gewichtet gemessen. Dieser Wert steht für die Höhe, wo in der Vegetationsschichtung der größte Teil der photosynthetisch aktiven Pflanzenteile endet.

Im letzten Jahr (2012) wurde die mittlere Höhe der Krautschicht ohne Berücksichtigung des Schilfes (selten auch anderer, vergleichbarer Röhrichtarten) gemessen, da dieses häufig eine zusätzliche Höschicht mit relativ geringer Deckung ausbildet. Die großwüchsigen Röhrichtarten wurde 2012 als Parameter Maximale Höhe Krautschicht daher separat gemessen, wenn sie eine zusätzliche Höschicht bildeten. Durch diese Schichtentrennung kann die Trophiestufe verlässlicher mit dem Parameter mittlere Höhe der Krautschicht abgeschätzt werden. Auch kann aus den beiden Parametern Deckung Krautschicht und mittlerer Höhe der Krautschicht so ein präziserer abgeleiteter Parameter für die Vegetationsdichte als Maß für den relativen Lichtgenuss am Boden berechnet werden.

Der Mittelwert von 47% Deckung der Krautschicht für alle 2-6 Ansiedlungsvarianten und auf beiden Versuchsflächen (Sandfläche A und Torffläche B) zusammen betrachtet, ist um 5% geringer als in der Kontrollvariante 1 (52%). Dieser verringerte Deckungswert in den Ansiedlungsvarianten könnte durch die Nährstoffkonkurrenz der in den Ansiedlungsvarianten mächtigeren Mooschicht verursacht sein. Zwischen den einzelnen Ansiedlungsvarianten 2-6 gibt es hingegen, zumindest bei der gemeinsamen Betrachtung von A- und B-Fläche, keine erkennbar gerichteten Unterschiede im mittleren Deckungswert, die sich mit den unterschiedlich großen ausgebrachten Gefäßpflanzen- und Moosmengen erklären lassen. Daher könnte es sich auch lediglich um den Ausdruck einer unterschiedlichen Verteilung einzelner Dominanzarten (insbesondere des Schilfs) zwischen den Varianten handeln, die ihre Ursache mit in der unterschiedlichen Abtorfungstiefe (Rhizomschädigung) haben oder um standörtliche Verteilungsunterschiede.

Multipliziert man aber Deckung und Höhe der Krautschicht als Schätzwert für die Vegetationsdichte und für den relativen Lichtgenuss am Boden zu einem „Beschattungsindex“, so nehmen die Maxima und Minima des Beschattungsindex in der Reihenfolge der Variantengruppe I > II > III ab. Beim Median ergibt sich die Reihenfolge Variantengruppe I > III > II, wobei die Unterschiede zwischen II und III eher von Standortunterschieden zwischen den Varianten in der Fläche B überlagert zu sein scheinen.

Beim Vergleich der Varianten 1-3 für die A- und B-Fläche zusammen ergibt sich beim Median des Beschattungsindex die Reihenfolge K > Z > ZB, was ebenfalls auf Nährstofflimitation in der Krautschicht durch die Mooschicht hindeutet. Betrachtet man nur die nährstoffärmere Sandfläche (A) in Abbildung 5.11, ist die Abnahme des Beschattungsindex zwischen den Varianten mit der ausgebrachten Moosmenge durchgehend negativ korreliert. Lediglich zwischen den Varianten mit der Querschnittsprobe ist die Differenzierung nicht mehr mit der Menge korreliert, was angesichts des geringen relativen Unterschieds zwischen ZQ (325 g/m²) und QM u. QMG (je 312,5 g/m²) aber nicht überrascht. Die Nährstoffkonkurrenz zwischen Moos- und Krautschicht wird mit abnehmender Nährstoffverfügbarkeit anscheinend stärker wirksam. Diese Wechselwirkung von Nährstoffkonkurrenz und Nährstoffverfügbarkeit ist nach den charakteristischen Unterschieden in Höhe und Deckung der Krautschicht im Vergleich von eutrophen zu mesotrophen Mooren auch zu erwarten.

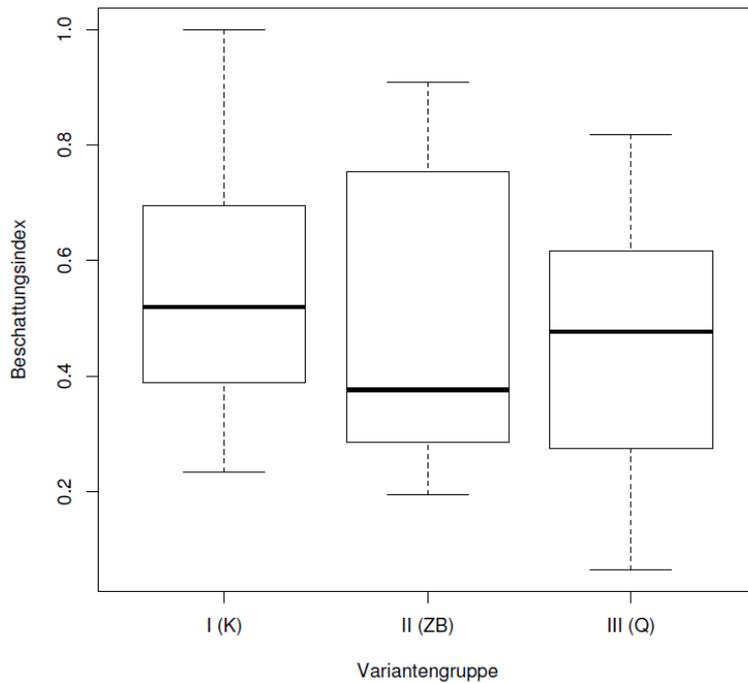


Abbildung 5.9. Beschattungsindex Variantengruppenvergleich A-Fläche und B-Fläche (Beschattungsindex = Deckung Krautschicht * Höhe Krautschicht, normiert auf Maximum; 2012; DBF n = 60).

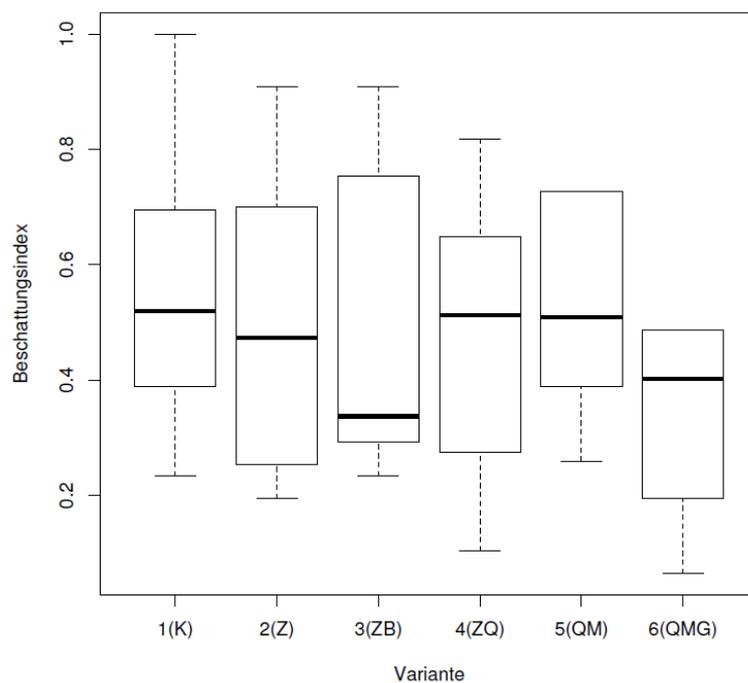


Abbildung 5.10. Beschattungsindex Variantenvergleich A-Fläche und B-Fläche (Beschattungsindex = Deckung Krautschicht * Höhe Krautschicht, normiert auf Maximum; 2012; DBF n = 60).

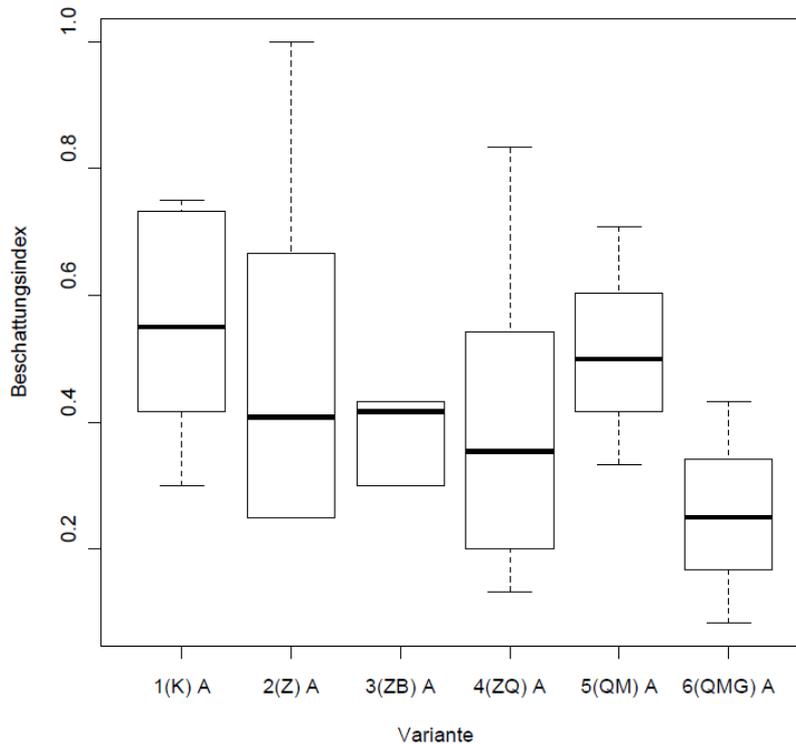


Abbildung 5.11. Beschattungsindex Variantenvergleich nur A-Fläche (Beschattungsindex = Deckung Krautschicht * Höhe Krautschicht, normiert auf Maximum; 2012; DBF n = 30).

Beim direkten Vergleich gleicher Varianten miteinander (Variante K auf Fläche A mit Variante K auf Fläche B; ...) zwischen den beiden Versuchsflächen A (Sandfläche) und B (Torffläche), wird die unterschiedliche Nährstoffverfügbarkeit auf den beiden Versuchsflächen auch anhand der Deckungswerte der Krautschicht sehr deutlich sichtbar. Alle Varianten der Versuchsfläche B haben um etwa 20% höhere Deckungswerte in der Krautschicht, als auf der Versuchsfläche A, siehe dazu das folgende Diagramm.

Die geäußerte Hypothese, dass Nährstoffkonkurrenz zwischen Moos- und Krautschicht Unterschiede zwischen den Varianten in der Krautschicht bewirkt, wird insbesondere gestützt, wenn nur die Unterschiede in der mittleren Vegetationshöhe der Krautschicht und in der mittleren Deckung der Moosschicht zwischen den Ansiedlungsvarianten auf der Versuchsfläche A betrachtet werden. Hier nimmt die Vegetationshöhe sehr deutlich mit zunehmender Deckung der Moosschicht ab, vgl. die folgenden Diagramme 5.14 und 5.15 sowie die Diskussion.

Demnach ist nur dann eine deutlich differenzierte Reduktion der Vegetationshöhe durch eine unterschiedlich mächtige Moosschicht zu erwarten, wenn Nährstoffe bereits knapp sind. Damit kommt der Entwicklungsgeschwindigkeit der Moosschicht in mesotrophen Mooren in der Anfangsphase höchstwahrscheinlich eine Schlüsselrolle zu.

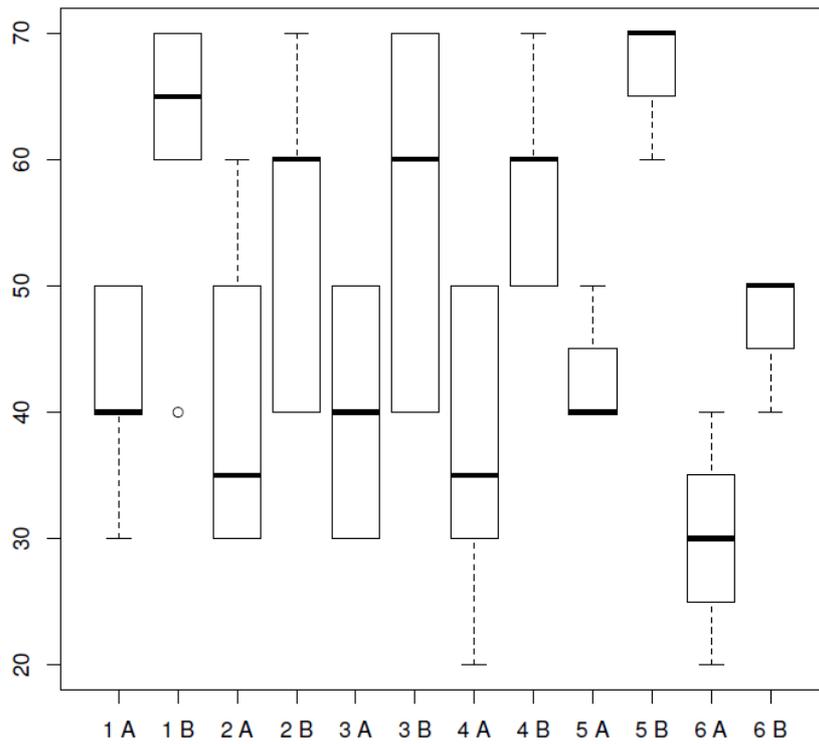


Abbildung 5.12. Deckungswerte (%) Krautschicht der Varianten 1-6 nach A- und B-Fläche getrennt (1 = K; 2 = Z; 3 = ZB; 4 = ZQ; 5 = QM; 6 = QMG; 2012; DBF n = 60).



Abbildung 5.13. Verteilung von *Juncus articulatus* und *Juncus effusus* auf der A-Fläche vor der Ansiedlung im Herbst 2009.

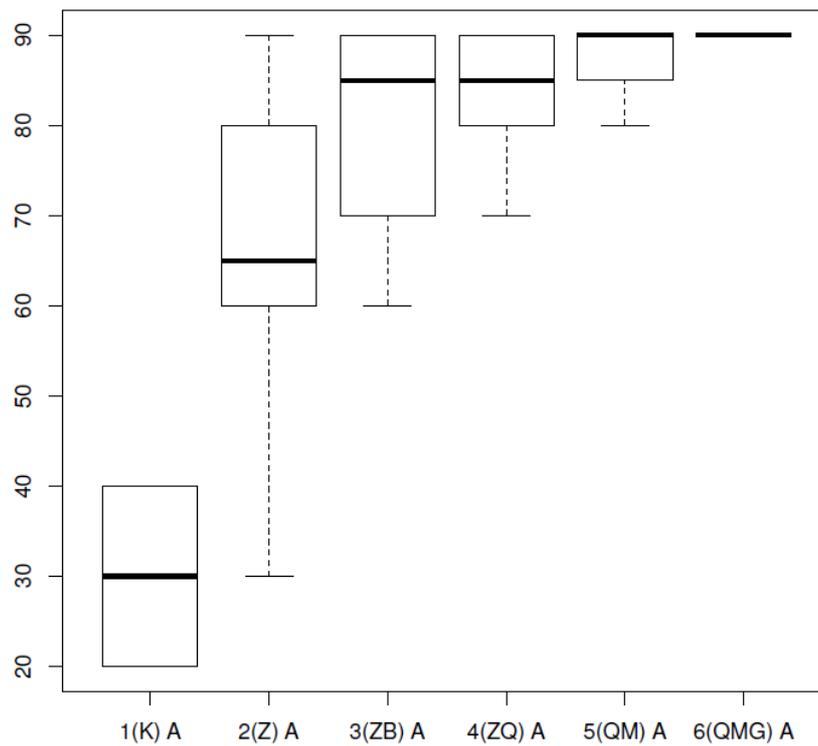


Abbildung 5.14. Deckung (%) der Mooschicht der Varianten 1-6 für die nährstoffärmere Sandfläche (A) (2012; DBF n = 30).

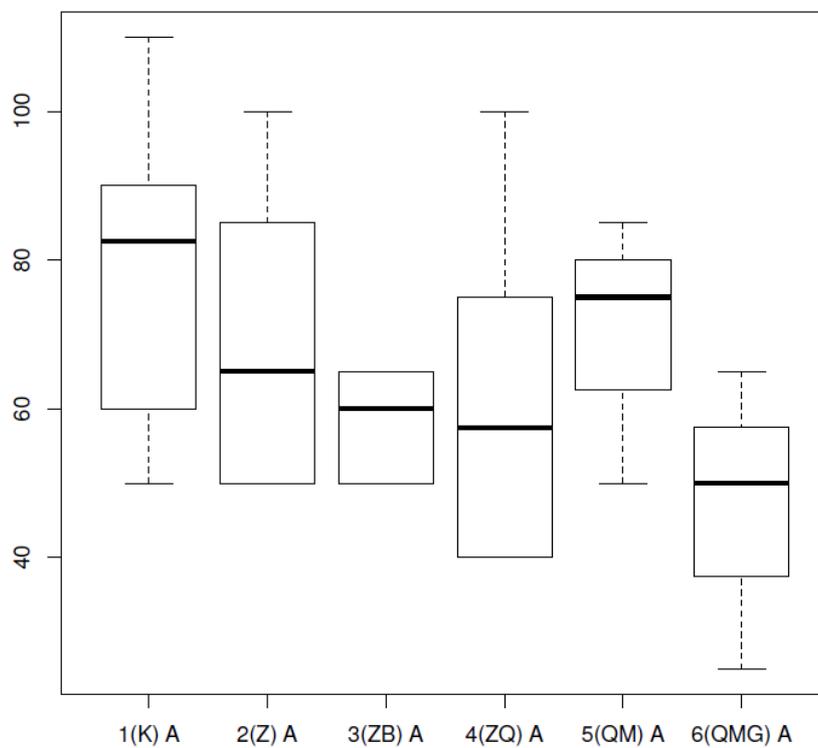


Abbildung 5.15. Mittlere Höhe (cm) der Krautschicht der Varianten 1-6 für die nährstoffärmere Sandfläche (A) (2012; DBF n = 30).

Ein erheblicher Anteil der Gefäßpflanzenarten mit den größten artbezogenen Deckungsanteilen in der Krautschicht stammt aus der Diasporenbank im Boden (2012: *Juncus articulatus* 12%, *Juncus effusus* 9%, *Carex paniculata* 6%) und aus im Boden verbliebenen Rhizomteilen (2012: Schilf 13%, *Carex acutiformis* 7%). Die je nach Abtorfungstiefe unterschiedliche Verteilung der Rhizomteile und die ungleichmäßige Verteilung von *Juncus effusus* bestimmt damit erheblich die Gesamtdeckung der Krautschicht mit. Variationen des Deckungsanteils von *Juncus articulatus*, *Juncus effusus*, *Carex paniculata* und *Carex acutiformis* überlagern derzeit noch die geringen Deckungsanteile der Kleinseggenarten der Zielarten und Bestandesbilder aus den Ansiedlungsvarianten in den Parametern Deckung Krautschicht und Deckung Sauergrasartige.

Die Höhe der Krautschicht differenziert deutlich stärker gerichtet zwischen den Varianten. Die größte mittlere Höhe (51 cm) kennzeichnet die Kontrollvariante. Die Ansiedlungsvarianten Z (42 cm) u. ZB (37 cm) haben zusammengefasst einen Mittelwert von 40 cm. Der Mittelwert der Ansiedlungsvarianten mit der Querschnittsprobe Q (Mittelwert aus ZQ, QM u. QMG) beträgt nur 31 cm. In der Reihenfolge der Mittelwerte der Höhe der Krautschicht ergibt sich die folgende Abstufung: $K > Z > ZB > \text{Mittelwert Q}$. Diese Abstufung ist negativ mit der Menge der ausgebrachten Moosmenge korreliert (Maximum in Q), was ebenfalls für eine Nährstoffkonkurrenz zwischen Mooschicht und Krautschicht spricht.

Aussagen, wie lange die ungleiche Nährstoffverteilung zwischen Kraut- und Mooschicht in den unterschiedlichen Varianten in den Folgejahren nach der Angleichung der Mächtigkeit der Mooschicht anhalten wird, sind nicht möglich. Sicher gesagt werden kann nur, dass eine Mahd in den ersten Jahren nach der Renaturierung hinsichtlich der Nährstoffverteilung einen Teil der gespeicherten Nährstoffe den Arten der Krautschicht wieder entziehen kann. Diese Option könnte in Moorrenaturierungen immer dann eingesetzt werden, wenn es nicht möglich ist eine ausreichend große Moosmenge auszubringen, die den Bestandesschluss innerhalb der ersten 3 Jahre sicherstellt, aber trotzdem eine dauerhaft lichte Krautschicht gewünscht ist, um die Etablierung von Zielarten zu ermöglichen. Diese Situation könnte im Fall sehr großer Renaturierungsflächen und bei gleichzeitigem Mangel an ausreichend belastbaren Entnahmegebieten eintreten. Bisher ist der Deckungsgrad der Krautschicht aber in allen Varianten klein genug, um lichtbedürftigen Zielarten genug Habitate zu bieten.

Die Ausbildung der Krautschicht ist offensichtlich zumindest in den ersten 3 Jahren von der ausgebrachten Moosmenge mit abhängig. Nach der Entwicklungsgeschwindigkeit der Mooschicht zu schließen, ist im 4. Jahr nach der Ansiedlung eine Angleichung der Deckungsanteile der Mooschicht zwischen den Ansiedlungsvarianten (ohne Variante 1 = K) zu erwarten, da dann in allen Varianten (2-6) die Moose den maximal zur Verfügung stehenden besiedelbaren Anteil der Mooroberfläche okkupiert haben werden. Auch für die mittlere Höhe der Mooschicht ist diese Angleichung im 4. Jahr zu erwarten, mehr dazu im folgenden Abschnitt zur Mooschicht.

5.2.1.4 Moosschicht

Die lebensraumtypischen Braunmoos- und Torfmoosarten wachsen aus den ausgebrachten Sprossfragmenten der gehäckselten Querschnittsprobe und aus der Einzelartenaufsammlung sowie aus Sporen und natürlichen vegetative Ausbreitungseinheiten (Brutblätter u. a.) auf. Die Zahl der übertragenen austriebsfähigen Ausbreitungseinheiten ist offensichtlich in Größenordnungen höher, als bei den Gefäßpflanzen. Das zeigt sich am deutlich stärkeren Wachstum der Moosschicht (Abbildung 5.17) und der erheblichen Deckungssteigerung gegenüber der Kontrollvariante (Tabelle 5.2 S. 31). Das Wachstum der Moosarten verläuft bis 2011 ungebremst. Danach tritt Raum- und Lichtlimitation, und für einige Arten, lokal wahrscheinlich auch Nährstofflimitation auf. Die anfänglichen starken Unterschiede im Deckungsgrad der Moosschicht in Abhängigkeit von der initial ausgebrachten Menge an Verbreitungseinheiten in den Varianten reduzieren sich schnell aufgrund des exponentiellen Wachstums und der Zunahme der Ausbreitung über Sporen, sobald aus den Sprossfragmente wieder reproduktionsfähige Moospflanzen ausgewachsen sind. Die Spanne der ausgebrachten Menge gehäckselter Moose pro Quadratmeter in den Ansiedlungsvarianten beträgt zwischen 12,5 g und 325 g. Dies entspricht einem Verhältnis von 1 : 5 (ZB zu ZQ) bis 1 : 26 (Z zu ZQ). Trotz dieser erheblichen Unterschiede in den Ausbringungsmengen, sind im 3. Jahr nur noch relativ geringfügige Unterschiede vorhanden und im 4. Jahr ist vermutlich eine vollständige Angleichung bei den beiden Parametern Deckung und Höhe der Moosschicht zu erwarten.

Die 2010 ausgebrachte Mischung der gehäckselten einzeln gesammelten Moosarten war zuvor gründlich gemischt worden. Theoretisch sollten alle variantenspezifisch enthaltenen Moosarten gleichmäßig auf den Versuchsflächen verteilt worden sein. In Abhängigkeit von der Nährstoffverfügbarkeit bildete sich aus dem gleichen initialen Artenspektrum innerhalb von 3 Jahren unterschiedliche Artenzusammensetzungen und Mengenteile heraus. In den nährstoffärmeren Bereichen wurde *Drepanocladus cossonii* (Krummmoos) zu dominanten Art, auf den nährstoffreicheren Bereichen wurde *Calliergonella cuspidata* (Spießmoos) zur dominanten Art.



Abbildung 5.16. Schlenkensituation auf der B-Fläche im Sommer 2010.

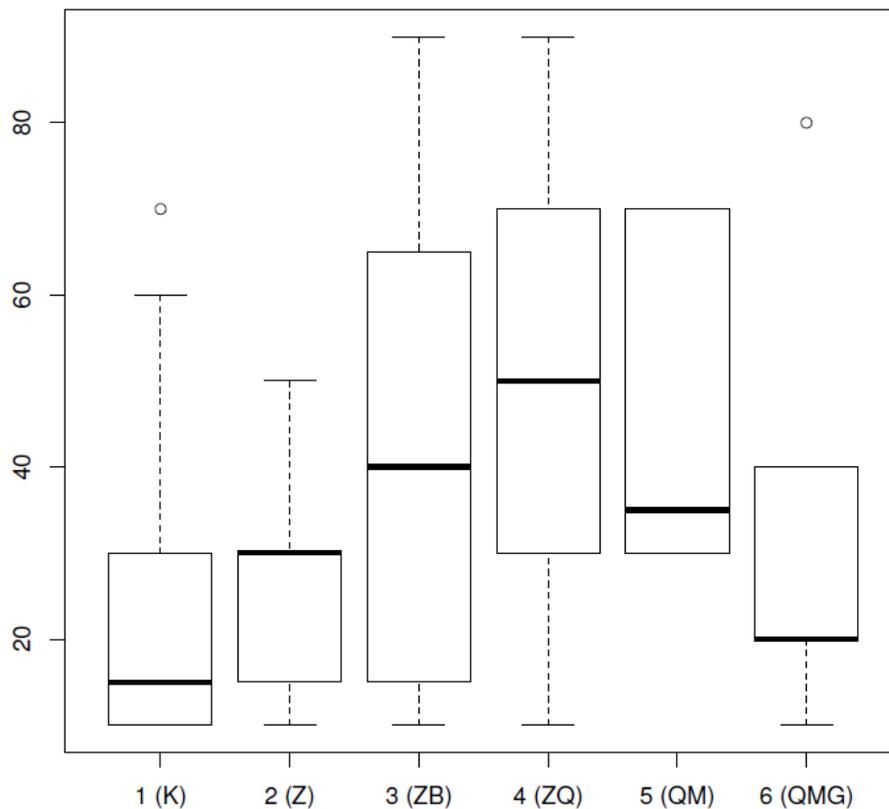


Abbildung 5.17. Anteil Bulte (%) in der DBF der Varianten 1-6 (Anteil Schlenken = 100% - Bultanteil) (2010; DBF n = 60).

Da sich die Lebensgemeinschaft der Moosarten nach der Höhenlage im Mikrorelief in Bult- und Schlenkenarten differenziert, muss auch geprüft werden, ob unterschiedliche Bult- und Schlenkenanteile in den Varianten zu Unterschieden aufgrund unterschiedlicher Ausgangsbedingungen geführt haben können. Der Vergleich der Bult- und Schlenkenanteile im 1 Jahr nach Ansiedlung (2010) wird mit Hilfe des folgenden Boxplot-Diagramms dargestellt.

Der Bultanteil ist in den Varianten 3-5 (ZB, ZQ, QM) höher, als in den Varianten 1, 2 und 6 (K, Z, QMG). Theoretisch sollte ein höherer Bultanteil zu einer höheren Deckung in der Krautschicht und zu einer größeren mittleren Vegetationshöhe führen. Dafür würden zum einen die bessere mikrobiellen Umsetzungsrate im nicht überstauten Boden und zum anderen die besseren Etablierungsbedingungen für Gefäßpflanzenarten außerhalb von Schlenken sprechen. Dementsprechend wären für die Varianten ZB, ZQ, QM standortbedingt theoretisch eigentlich höhere Deckungswerte und eine größere Vegetationshöhe in der Krautschicht zu erwarten, als für die übrigen Varianten.

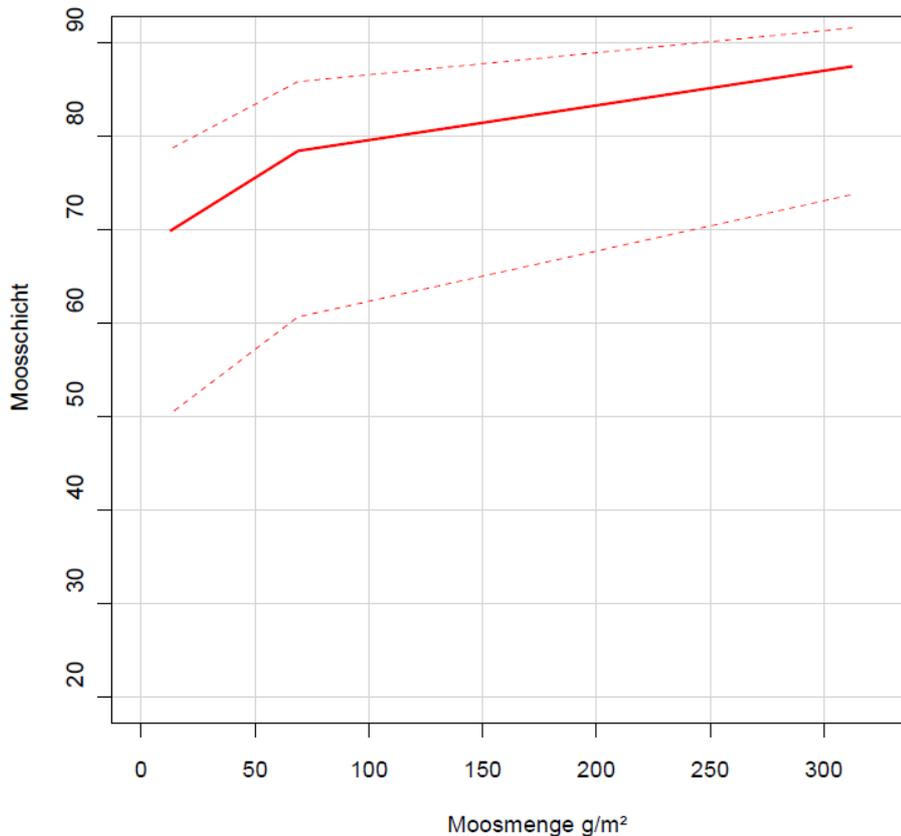


Abbildung 5.18. Deckung Mooschicht (%) (gestrichelte Linien = Streubereich) auf den DBF der Varianten 1-6 in Abhängigkeit von der ausgebrachten Moosmenge je Quadratmeter nach 3 Jahren (2012; DBF n = 60).

Im 3. Jahr nach der Ansiedlung hatten die Variante Z (12,5 g Moose * m²) 64%, die Variante ZB (68,8 g Moose * m²) 77% und die Variantengruppe Q (QM+QMG) (316,7 g Moose * m²) im Mittel 84% (Spanne zwischen ZQ; QM; QMG 80-88%) Deckung (vgl. Tabelle 5.2 S. 31). Bei der mittleren Höhe der Mooschicht ist die Rangfolge der Abstufung gleich, wenn auch mit geringeren Unterschieden: Variante Z 58 mm, Variante ZB 62 mm und Variantengruppe Q im Mittel 64 mm (Spanne 63-65 mm). Die Kontrollvariante (ohne Ausbringung) liegt bei 28% Deckung im Mittelwert (Maximum 40% und Minimum 20%) und einer mittleren Höhe von 43 mm. Diese Deckungswerte der Mooschicht wären ohne Einspülungen aus den in Einstromrichtung oberhalb gelegenen Ansiedlungsvarianten und ohne die Verschleppung durch die Bearbeiter und durch Wild noch erheblich geringer. Zudem sind die dominanten Moosarten in der Kontrollgruppe nicht die lebensraumtypischen Braunmoosarten. Diese als Z- und B-Arten eingestuft Arten haben in den Ansiedlungsvarianten einen um den Faktor 4 bis 10 höheren Deckungsanteil als in der Kontrollgruppe. Augenscheinlich geht deren Auftreten in der Variante K praktisch ausschließlich auf Einträge aus den Ansiedlungsvarianten zurück, da diese fast nur entlang der Einstrombahnen des Quellwassers auf den DBF der Variante K (insbesondere die Schlenkenarten *Drepanocladus cossonii* und *Calliergon giganteum*) auftreten.

Die Unterschiede in der Vegetationsstruktur zwischen den Ansiedlungsvarianten lassen sich, insbesondere für die Mooschicht, nicht allein anhand der Mittelwerte beschreiben. Fast ebenso aussagekräftig ist die Betrachtung der Modalwerte (häufigster auftretender Schätzwert), der prozentuale Anteil der DBF die den Modalwert aufweisen und die Verteilungsdarstellung

der Deckungswerte mit Hilfe von Boxplot-Diagrammen, mit denen Aussagen über Flächenanteile der DBF mit unterschiedlichen Deckungswertspannen innerhalb der Versuchsfläche möglich sind (vgl. folgende Tabelle und Abbildungen).

Bei der Interpretation der Deckungswerte der Variantengruppe I (Kontrolle) ist zu berücksichtigen, dass diese, wie bereits gesagt, in erster Linie auf nicht standorttypische Moosarten und auf die Einschleppung der standorttypischen Arten aus den Varianten mit Ansiedlung zurückgehen. Ohne die Einschleppung der Moosarten aus den benachbarten DBF wäre der Deckungswert der Moosschicht noch erheblich geringer.

Tabelle 5.5. Modalwerte der Moosschicht (%) auf DBF und relativer Anteil der DBF mit Modalwert ausgewählter Variantengruppierungen (2012; DBF n = 48).

Variante	K	Z+ZB	QM+QMG
Anzahl DBF	12	24	12
Modalwert Deckung Moosschicht	20	80	90
Anteil DBF mit dem Modalwert in %	42	29	67

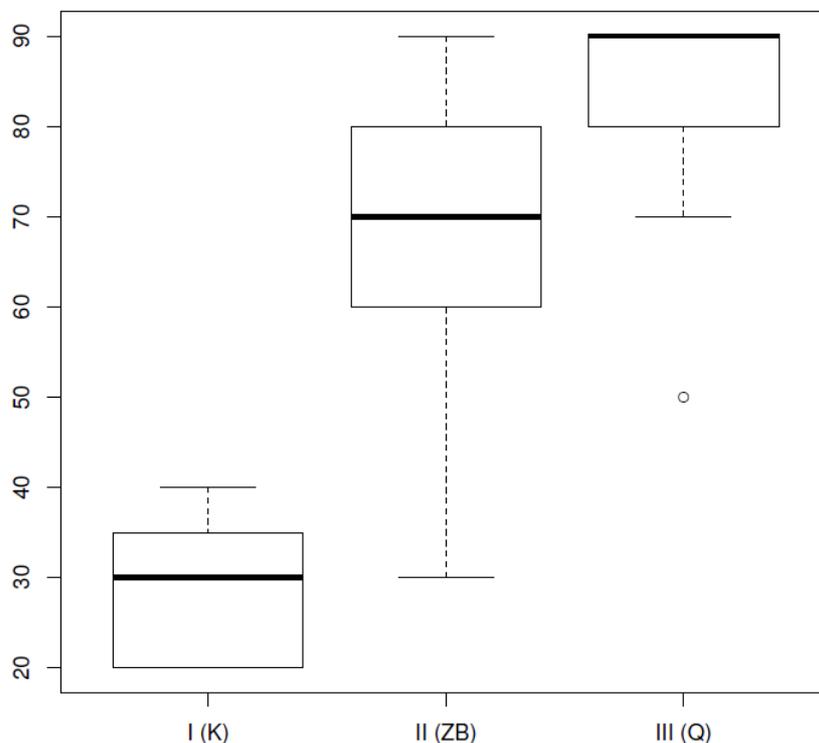


Abbildung 5.19. Vergleich der Moosschicht (%) in den Variantengruppen I-III auf den DBF (2012; DBF n = 60).

Bei der Ansiedlungsvariantengruppe II (Z/B) liegt der Modalwert bei 80% Deckung und 29% der DBF weisen diesen Deckungswert auf. Der Median liegt bei 70% Deckung, d. h. über 50% der DBF der Ansiedlungsvariantengruppe II haben Deckungswerte >70% in der Moosschicht und 75% der DBF haben Deckungswerte zwischen 60-90% (Abbildung 5.19). Lediglich auf 25% der DBF liegen die Deckungsanteile der Moosschicht unter 60%. Die Ursache für diesen Anteil DBF mit geringen Deckungswerten dürften weniger in der Menge der ausgebrachten Moose zu suchen sein, als in Standortunterschieden auf Mikrohabitatebene. Im

Vergleich der Varianten 1-6 fällt nämlich ebenfalls auf, dass auch in der Variante ZQ, die eigentlich die größte Moosmenge (325 g/m²) initial erhalten hat, auch 25% der DBF erheblich niedrigere Deckungswerte (80-70%) als der Großteil der übrigen DBF der Variante ZQ aufweisen. In den beiden übrigen Varianten mit Querschnittsprobe (5 QM u. 6 QMG, beide 312,5 g/m²) liegen die Deckungswerte alle zwischen 80-90%.

Bei der Ansiedlungsvariantengruppe III (Q) liegt der Modalwert bei 90% Deckung und 67% der DBF weisen den Modalwert auf. Bei der Kontrollvariante liegt der Modalwert bei nur 20% Deckung und 42% der DBF weisen den Modalwert auf, der hier zugleich dem Minimum entspricht. Die DBF in der Variantengruppe III (Q) haben demnach auf zweidrittel der Fläche eine Moosdeckung von 90% und damit eine optimale Ausprägung der Mooschicht nahe am oder bereits im erreichbaren Maximum des Lebensraumtyps. Die Variantengruppe III hat damit die gleichförmigste Mooschicht und weist ganz überwiegend optimale Habitatbedingungen hinsichtlich der Mooschicht auf. In der Variantengruppe II beträgt der Modalwert 80% und damit ebenfalls ein dicht am natürlichen Maximum liegender Wert und 29% der DBF weisen diesen Deckungswert auf. Entsprechend ist der quantitative Unterschied der Mooschicht zwischen den beiden Variantengruppen II und III nur sehr gering.

In der Variantengruppe I hingegen ist der häufigste auftretende Wert der minimale Deckungswert von 20% und tritt in 42% der DBF auf. Lediglich 25% der DBF innerhalb der Variantengruppe I erreichen den innerhalb der Variantengruppe I maximalen Deckungswert von 40%. Diese starke Variabilität auf niedrigem Deckungsniveau wirkt sich auf die Mikrohabitatstruktur für die lebensraumtypischen Pflanzenarten und auf die Wasserrückhaltekapazität aus. Die Wirkung auf die Mikrohabitatstruktur kann dabei artspezifisch positiv oder negativ ausfallen. Die reduzierte Wasserrückhaltekapazität der Mooschicht in der Kontrollvariante wirkt sich stark negativ auf das Mooswachstum und die Filterkapazität (Nährstoffrückhaltung) aus. Die Kontrollvariante ist demnach für eine schnelle bis mittelfristige Wiederherstellung von nährstoffarmen Niedermooren keine Option.

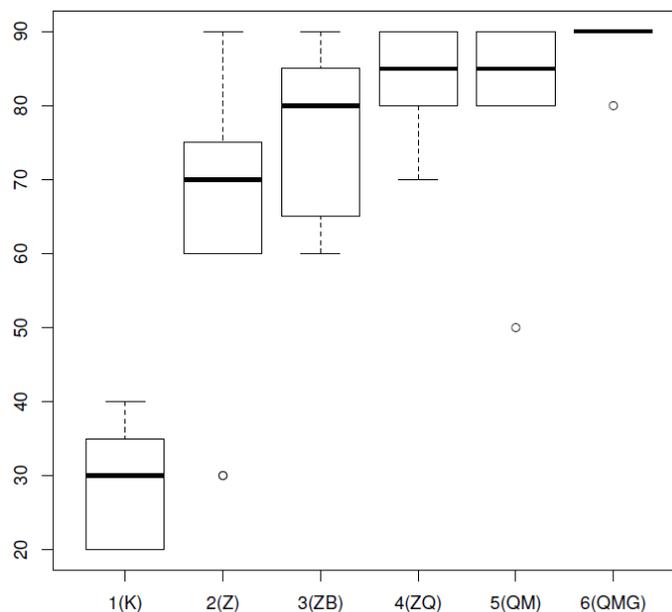


Abbildung 5.20. Vergleich der Mooschicht (%) in den Varianten 1-6 auf den DBF (2012; DBF n = 60).

5.2.1.5 Algen

In der Lebensformengruppe Algen sind fädige Grünalgen und Armleuchteralgen zusammengefasst. Die Armleuchteralgen wurden innerhalb der DBF mit vollständigen Vegetationsaufnahmen bestimmt (*Chara vulgaris* und *Chara globularis*). Innerhalb der ersten kurzfristigen Entwicklungsphase nach der Renaturierung können fädige Grünalgen das Wachstum von Schlenkenarten (submerse Gefäßpflanzen und Moose) in nährstoffreicheren Schlenken beeinträchtigen. Im Mittelwert erreichen Algen nur in der Kontrollvariante Deckungswerte > 4%. Der mittlere Deckungswert ist negativ mit dem Deckungswert der Moosschicht korreliert. Dies geht zum einen auf die mit ansteigendem Anteil der Moosschicht abnehmende besiedelbare Schlenkenfläche zurück. Zum anderen könnte auch die geringere Nährstoffverfügbarkeit bei einer stark ausgeprägten Moosschicht ebenfalls eine Rolle spielen. Um letzteres belegen zu können, wären aber Messungen der Nährstoffkonzentration in dem Schlenkenwasser erforderlich gewesen. Letztlich kommt diesem Parameter keine ursächliche Rolle für den Erfolg einer Renaturierung zu. Die Grünalgenbildung in den Schlenken könnte aber möglicherweise bereits im 1. Jahr nach Abtorfung als einfacher Schätzparameter zur visuellen Abgrenzung des nährstoffreicheren Randbereichs am Oberhang von nährstoffärmerem Zentralbereich mit benutzt werden. Darauf hin deutet die Beobachtung, dass Schlenken in nährstoffärmeren Bereichen der A-Fläche meist klar und mit Armleuchteralgen bewachsen sind, während Schlenken in nährstoffreicheren Bereichen der A- und B-Fläche hingegen häufig von fädigen Grünalgen dominiert sind.

5.2.1.6 Streuschicht

Innerhalb der ersten kurzfristigen Entwicklungsphase nach der Renaturierung waren die Unterschiede in der Deckung und der Höhe der Streuschicht zwischen den 6 Varianten relativ gering (Deckung Spanne 4%; Höhe Spanne 3 cm). Beide Parameter hängen in erster Linie von dem Deckungsgrad der Krautschicht und fast noch mehr von den Dominanzarten in der Krautschicht ab. Bis ins 3. Jahr nach Renaturierung kommt der Streuschicht keine limitierende Funktion bei der Keimung und Etablierung der Zielarten zu (2010 Mittelwert 10%; 2012 Mittelwert 14%). In Abhängigkeit davon, welche Dominanzarten sich auf den Versuchsflächen durchsetzen, kann sich dies aber mittel bis langfristig ändern.

5.2.1.7 Wasserfläche

Der Anteil der offenen Wasserfläche hängt von der Ausdehnung und von der Höhe der Moosschicht ab. Er nimmt vom 1.-3. Jahr nach der Renaturierung ab (2010 Mittelwert 36%; 2012 Mittelwert 16%). Auf der Versuchsfläche sind überwiegend nur sehr flache Schlenken ausgebildet (ca. 5-10 cm). Diese wurden innerhalb der 3 Jahre zum Teil bereits mit Moosen aufgefüllt. Innerhalb weniger Jahre ist mit dem nahezu vollständigen Verschwinden offener Wasserfläche auf der Versuchsfläche zu rechnen.

5.2.1.8 Offener Boden

Der Anteil des offenen Bodens hängt ebenfalls in erster Linie von der Ausdehnung der Moosschicht ab. Außerdem spielt die Streuschicht eine zunehmende Rolle. Er nimmt vom 1.-3. Jahr nach der Renaturierung ab (2010 Mittelwert 23%; 2012 Mittelwert 8%). Innerhalb weniger Jahre ist zukünftig mit dem nahezu vollständigen Verschwinden des offenen Bodens auf der Versuchsfläche zu rechnen. Kleine Anteile bleiben nur in den Schlenken längere Zeit

bestehen. In den ersten 3 Jahren ist in allen Ansiedlungsvarianten ausreichend offener Boden vorhanden, um lichtbedürftigen Arten genug Keimungsnischen zu bieten. Daher ist eine weitergehende Auswertung des Parameters für die Fragestellungen des Ansiedlungsversuches nicht erforderlich.

5.2.1.9 Sauergrasartige

In der Wuchsformengruppen Sauergrasartige wurden Sauergräser der Gattungen *Carex*, *Eleocharis* und *Juncus* sowie die Gattung *Equisetum* (Schachtelhalme) zusammengefasst. Der Deckungsanteil dieser Wuchsformengruppe kann für eine Bewertung ökosystemarer Funktionen (Anteil torfbildende Arten) und für eine vertiefende Interpretation der Biomasseanalyseergebnisse für eine weitergehende zukünftige wissenschaftlich Auswertung des Kunster Datensatzes hilfreich sein.

Ein erheblicher Artenanteil dieser Wuchsformengruppen, der den größten artbezogenen Deckungsanteilen in der Krautschicht hat, entstammt dabei dem Diasporenvorrat des Bodens. Dies trifft vor allem für Samen von *Juncus articulatus*, *Juncus effusus* und *Carex paniculata* zu. Im Boden verbliebene Rhizomteile bestimmten die räumliche Verteilung von *Carex acutiformis* auf der Versuchsfläche mit. Die je nach Abtorfungstiefe unterschiedliche Verteilung der Rhizomteile und die stark ungleichmäßige Verteilung von *Juncus effusus* bestimmt damit erheblich die Gesamtdeckung dieser Wuchsformengruppe. Die beiden Arten *Juncus articulatus* und *Juncus effusus* haben einen hohen Deckungsanteil (2012: *Juncus articulatus* 12%; *Juncus effusus* 9%) in der Krautschicht. Variationen ihres Deckungsanteils überlagern daher derzeit noch die geringmächtigen Kleinseggenarten der Zielarten und Bestandesbilder aus den Ansiedlungsvarianten innerhalb der Deckungssumme der Sauergrasartigen (vgl. vorhergehenden Abschnitt zur Krautschicht).

Carex paniculata und *Carex acutiformis* sind die einzigen weiteren Sauergrasartigen, die 2012 mittlere Deckungswerte > 3% haben und deutlich von Jahr zu Jahr in den Dominanzwerten zugenommen haben. *Carex paniculata*: Deckungswerte 2010 2%; 2011 4%; 2012 6%; Stetigkeiten 2010 71%; 2011 71%; 2012 83%. *Carex acutiformis*: Deckungswerte 2010 3%; 2011 6%; 2012 7%; Stetigkeiten 2010 92%; 2011 88%; 2012 92%.

5.2.1.10 Süßgräser

Die Spannweite des Deckungsanteils der Süßgräser ist im Vergleich der 6 Varianten mit 10%-14% im 3. Jahr nach Renaturierung recht gering. Schilf nimmt dabei fast den gesamten Anteil innerhalb dieser Wuchsformengruppe (2012 13% in der Krautschicht) ein. Der Deckungsanteil des Schilfs nahm von 2010-2012 von 10% auf 13% zu. Die Stetigkeit des Schilfs blieb hingegen konstant (2010 79%; 2011 u. 2012 75%). Je nach Abtorfungstiefe war die Dichte der verbliebenen Schilfrhizome im 1. Jahr nach Abtorfung auf der Fläche sehr unterschiedlich und reichte von vollständig fehlend bis kaum beeinträchtigt (Maximum = 40% Deckung Schilf 2010). Im Lauf der Zeit war zu beobachten, dass ein erheblicher Anteil der stärker geschädigter Rhizome verzögert wieder austrieb. Zudem wachsen die Rhizomausläufer von den Rändern der Schilfflächen in die offen gebliebenen Zentralbereiche der Abtorfungsflächen wieder ein. Dies führte aber aufgrund der Größe der DBF von 5 x 3 m in den ersten 3 Untersuchungsjahren noch nicht zu einem Anstieg der Frequenz von Schilf, da in dieser Zeit eine DBF in der Regel nicht von den Rhizomausläufern durchwachsen wird. Da die Abtorfungsflächen insgesamt aber recht (zu) schmal sind (Versuchsfläche A: 16-24 m; Versuchsfläche B: 24-32 m), wird Schilf in wenigen Jahren die Abtorfungsflächen wieder vollständig besiedelt haben. Zudem ist ein Nährstofftransport über die Rhizomausläufer aus den nicht

abgetorften und damit nährstoffreicheren Umgebungsflächen auf die Abtorfungsflächen möglich. Die Entwicklung des Schilfs bestimmt damit wesentlich die zukünftige Vegetationsstruktur.

Als weitere Süßgrasarten mit mittleren Deckungswerten $> 1\%$ in den Varianten kommen noch *Agrostis stolonifera* und *Calamagrostis epigejos* vor. *Agrostis stolonifera* breitete sich in den Schlenkenbereichen als Flutrasen aus (Deckungswerte 2010 1%; 2011 3%; 2012 1%; Stetigkeiten 2010 46%; 2011 67%; 2012 63%). Überwiegend als Reliktarart aus dem Zustand vor der Abtorfung ist das Vorkommen von *Calamagrostis epigejos* zu betrachten. Die Pflanzen machen einen deutlich mindervitalen Eindruck, behaupten sich bisher aber noch (Deckungswerte 2010 1%; 2011 2%; 2012 2%; Stetigkeiten 2010 63%; 2011 88%; 2012 79%).

Die übrigen Süßgräser kommen nur in mittleren Deckungswerten $< 1\%$ vor. *Holcus lanatus* und *Festuca rubra* lagen in allen Jahren im Mittel konstant bei $< 1\%$. *Holcus lanatus* nimmt in der Frequenz noch zu, Stetigkeiten 2010 21%; 2011 29%; 2012 33%. *Festuca rubra* scheint in der Frequenz bei seinem Maximum angekommen zu sein, Stetigkeiten 2010 17%; 2011 58%; 2012 58%.

5.2.1.11 Blattkräuter

Der Mittelwert der Wuchsformengruppe Blattkräuter (zweikeimblättrige Gefäßpflanzen) hat im Vergleich der Varianten 1-6 eine relative geringe Amplitude zwischen 20-30%. Nach Varianten: K 20%; Z 18%; ZB 20%; ZQ 24%; QM 30%; QMG 19%; die Variantengruppe III (mit Querschnittsprobe Q) zusammen im Mittel 24%. Hier scheint eine positive Korrelation mit der ausgebrachten Moosmenge zu bestehen, in der auch Samen der Blattkräuter mit eingebracht worden sind. Zwischen den Varianten QM und QMG kann auch der in QM deutlich höhere Bultanteil mit verantwortlich für die höheren Deckungswerte der Blattkräuter sein. Ebenso ist durch den höheren Bultanteil eine höhere Nährstoffverfügbarkeit in QM im Vergleich zu QMG zu erwarten.

Die beiden Blattkrautarten mit den höchsten Deckungsanteilen sind *Lotus pedunculatus* (Deckungswerte 2010 5%; 2011 6%; 2012 9%; Stetigkeiten 2010 100%; 2011 96%; 2012 100%) und *Mentha aquatica* (Deckungswerte 2010 1%; 2011 2%; 2012 4%; Stetigkeiten 2010 54%; 2011 71%; 2012 75%). Einen deutlichen Rückgang im mittleren Deckungswert zeigt *Epilobium parviflorum* (Deckungswerte 2010 4%; 2011 3%; 2012 2%; Stetigkeiten 2010 54%; 2011 88%; 2012 81%). *Hypericum tetrapterum* scheint sich nach 3 Jahren lebensraumtypischen Werten angenähert zu haben (Deckungswerte 2010 1%; 2011 2%; 2012 2%; Stetigkeiten 2010 17%; 2011 29%; 2012 29%). *Scrophularia umbrosa* zeigte keine Veränderung im Deckungswert und in der Stetigkeit. Ihr Vorkommen grenzt bereits im 1. Jahr nach Flachabtorfung recht gut die nährstoffreicheren von den nährstoffärmeren DBF ab.

5.2.1.12 Schwimmblattvegetation

Lemna minor kommt sporadisch in den Schlenken vor. Sie erreichte 2012 im Mittel einen Deckungsanteil $< 1\%$ in den Ansiedlungsvarianten 2-6. In der Kontrollvariante 1, wo die Mooschicht die Schlenken noch nicht so stark ausfüllte, kommt sie auf 2% Deckungsanteil im Mittelwert. Der Parameter erwies sich für die Fragestellungen des Ansiedlungsversuchs als bedeutungslos.

5.2.1.13 Submerse Vegetation

Der Anteil der offenen Wasserfläche hängt von der Ausdehnung und von der Höhe der Mooschicht ab. Er nimmt vom 1.-3. Jahr nach der Renaturierung ab. Damit nimmt auch der Lebensraum für submerse Vegetation ab. Innerhalb weniger Jahre ist mit dem nahezu vollständigen Verschwinden geeigneter Mikrohabitate für submers lebende Arten auf der Versuchsfäche zu rechnen. Es wurden *Utricularia minor* und *Lemna trisulca* nachgewiesen. Da submers lebende Arten sich mit dem fließenden Wasser besonders gut über die Versuchsfäche ausbreiten, ist keine eindeutige Zuordnung dieser Arten zu den Ansiedlungsvarianten möglich.

5.2.1.14 Anteil Bulte

Da sich die Lebensgemeinschaft der Moosarten nach der Höhenlage im Mikrorelief in Bult- und Schlenkenarten differenziert, wurde auch geprüft, ob unterschiedliche Bult- und Schlenkenanteile in den Varianten zu Unterschieden aufgrund unterschiedlicher Ausgangsbedingungen geführt haben können. Der Vergleich der Bult- und Schlenkenanteile wurde mit Hilfe eines Boxplot-Diagramms für 2010 dargestellt, siehe dazu den vorherigen Abschnitt zur Mooschicht. Der Bultanteil ist in den Varianten 3-5 (ZB, ZQ, QM) höher, als in den Varianten 1, 2 und 6 (K, Z, QMG). Durch den im Vergleich zur Variante QMG in der Variante QM deutlich höheren Bultanteil ist auch eine höhere Nährstoffverfügbarkeit in QM im Vergleich zu QMG zu erwarten.

5.2.1.15 Anteil Schlenken

Der Schlenkenanteil beeinflusst analog zum Bultanteil die erreichbaren Deckungsanteile der Moos- und Gefäßpflanzenarten. Ein Teil der Zielarten (*Parnassia palustris*, *Epipactis palustris*, *Liparis loeselii*) ist nicht in der Lage innerhalb von Schlenken zu keimen. Dies trifft auch auf die meisten Seggen-Arten der Zielarten und Bestandesbildner zu. Eine differenzierte Einstufung der Arten nach dem bevorzugten Mikrohabitatstyp hinsichtlich der Höhenlage findet sich bei der Auswertung der Mikroplotdaten in den Abschnitten 5.7.5 u. 5.7.6. Da auch Gehölzarten nicht in tieferen Schlenken keimen, hat der Schlenkenanteil in den ersten Jahren auch einen erheblichen Einfluss auf die Dichte der Keimlinge der Gehölzarten.

5.3 Biomassenprobenanalysen

Ausgewertet und dargestellt werden die Hauptnährstoffe (inklusive Kohlenstoff) anhand der Parameter C/N-Wert, Phosphorgehalt und Kaliumgehalt. Der C/N-Wert gibt an, wieviel Stickstoff in der Biomasse im Verhältnis zu Kohlenstoff enthalten ist. Bei geringer Stickstoffverfügbarkeit (Nährstoffarmut) nimmt der C/N-Wert zu. Gräser vermögen aufgrund ihrer Bauart mit einer weniger stickstoff- und kaliumhaltigen Substanz auszukommen als Blattkräuter. Daher ist der gemessene C/N-Wert und Kaliumgehalt auch von den Anteilen der Wuchsformengruppen und von einzelnen Dominanzarten mit beeinflusst. Diese Fragen bleiben aber einer möglichen zukünftigen vertiefenden wissenschaftlichen Auswertung vorbehalten. Der Phosphorgehalt ist für die Nährstoffversorgung in kalkhaltigen Mooren ein wichtiger Parameter, da das Pflanzenwachstum oft durch Phosphor und auch durch Stickstoff, aber kaum durch Kalium limitiert ist (Succow & Joosten 2001).

Beim Vergleich der nährstoffärmeren A- und der nährstoffreicheren B-Fläche finden sich die Unterschiede zwischen den Vegetationshöhen und -dichten im Abschnitt Vegetationsstruktur, die Ergebnisse des Vergleichs der mittleren Zeigerwerte für Stickstoff zwischen der nährstoffärmeren A- und der nährstoffreicheren B-Fläche sowie die des Vergleichs der Trophieparameter der Bioindikation (s. Abschnitt Bioindikation) bestätigt. Der C/N-Wert der Biomasse ist 2012 auf der Fläche A um den Faktor 1,26 weiter (es ist weniger Stickstoff enthalten), als auf der B-Fläche. Der Phosphorgehalt auf der Fläche A beträgt 2012 nur 77% des Werts der B-Fläche. Der Kaliumgehalt auf der Fläche A beträgt 2012 nur 44% des Werts der B-Fläche. Alle Parameter weisen also auf eine geringere Nährstoffversorgung der Fläche A. Die räumliche Darstellung der P-Werte (Abbildung 5.21 für 2010) verdeutlicht diesen Unterschied und zeigt zugleich, dass die Verteilung einem Gradienten folgt der wahrscheinlich aus Durchfluss und Filterung des Wassers im Hangverlauf des Moores resultiert.

Die Unterschiede zwischen den Varianten sind beim Vergleich der A- und der B-Fläche im Trend gleich (die B-Fläche ist immer nährstoffreicher), differieren aber im Ausmaß. Hinsichtlich des Phosphorgehalts der Biomasse ergibt sich für 2012 die folgende Abstufung nach fallenden Gehalten: QM, Z, K, ZQ, ZB, QMG. Die Unterschiede zwischen Z, K und ZQ sind relativ gering. Für C/N ergibt sich folgende Abstufung von N-reicher zu -ärmer (zunehmender C/N-Wert): K, ZB, QM, ZQ, Z, QMG. Die Unterschiede sind gering zwischen K, ZB, QM und ZQ. Für Kalium lautet die Abstufung nach fallenden Gehalten: QM, QMG, Z, K, ZQ, ZB. Relativ groß ist nur der Unterschied zwischen QM und den übrigen Varianten. Insgesamt zeigt sich vor allem zwischen QM und QMG ein großer Unterschied in der Summe der Nährstoffparameter, während die übrigen Varianten dazwischen liegen und keine sehr großen Unterschiede untereinander aufweisen. QM ist offenbar im Durchschnitt auf deutlich nährstoffreichere und QMG auf deutlich nährstoffärmere Standorte verteilt als die übrigen Varianten. Das ist in diesem Ausmaß wahrscheinlich auch die Folge der reduzierten Stichprobe dieser beiden Varianten.

Beim Vergleich derselben Varianten miteinander zwischen nährstoffärmerer A- und nährstoffreicherer B-Fläche ergeben sich für den Phosphorgehalt der Biomasse die folgenden Differenzwerte von A zu B: K (A-B = -0,68); Z (A-B = -0,43); ZQ (A-B = -0,27); ZB (A-B = -0,18); QM (A-B = -0,02); QMG (A-B = -0,01). Es fällt dabei auf, dass die Reihenfolge der Unterschiede weitgehend dem Deckungsanteil der Moosschicht (bzw. der ausgebrachten Moosmenge) entspricht. Diese Beobachtung stützt stark die Hypothese, dass die Moosschicht die Nährstoffverfügbarkeit auf der Fläche erheblich reduziert.

Im Vergleich der Jahre 2010 und 2012 insgesamt eine Nährstoffverarmung festzustellen. Siehe dazu die Differenztafel 5.8. Mit Ausnahme der Variante QM (die bereits bei anderen

Auswertungen schon in den Verdacht fiel nährstoffreicher zu sein) haben alle Varianten 2012 ein weiteres C/N-Verhältnis als 2010 (Mittelwert der Zunahme 4,76). Im Fall der A-Fläche gab es eine sehr kleine Abnahme (-0,1, also minimal stickstoffreicher), im Fall der B-Fläche eine starke Zunahme (+9,61), also erheblich stickstoffärmer als 2010. Im Fall der Phosphorwerte wurden beide Flächen erheblich nährstoffärmer (A = -0,18; B = -0,43). Beim Kalium sind die Trends stark entgegengesetzt: A = +139; B = -264. Bemerkenswert ist, dass die nährstoffreichere Fläche B insgesamt eine deutliche Verarmung zeigt, während die ärmere Fläche A im Durchschnitt nur P verarmt bei C/N und K jedoch eine schwache Tendenz zur Nährstoffanreicherung erkennen lässt. Die Entwicklung tendiert also in eine ärmere Richtung, aber auch in eine mittlere Position. Das entspräche der Einschätzung des Standortpotenzials (vgl. Bodenanalysen 5.4).

Entscheidend für die Zukunft der Flächen dürfte die Entwicklung der Phosphorversorgung sein.

Tabelle 5.6. Biomassenprobenanalysen 2010. C/N = C/N-Wert, gPkgTS = g Phosphor je kg Trockensubstanz; K = mg Kalium je 100g Trockensubstanz. (N = 20 DBF).

2010	Parameter	A	B	A+B
K	C/N	49,15	36,7	42,93
	gPkgTS	0,92	1,6	1,26
	K	487,5	1270,5	879
Z	C/N	51,55	40,75	46,15
	gPkgTS	1,02	1,45	1,23
	K	551,5	1154,5	853
ZB	C/N	43,45	39,95	41,7
	gPkgTS	1,01	1,19	1,1
	K	423	1138,5	780,75
ZQ	C/N	49,7	39,45	44,58
	gPkgTS	1,02	1,29	1,15
	K	400	1114	757
QM	C/N	59,1	40,6	49,85
	gPkgTS	1,16	1,18	1,17
	K	686	1090	888
QMG	C/N	51,2	41,4	46,3
	gPkgTS	1,08	1,09	1,09
	K	680	1003	841,5
Mittelwert 1-6	C/N	49,8	39,57	44,69
Mittelwert 1-6	gPkgTS	1,02	1,33	1,17
Mittelwert 1-6	K	509	1144,8	826,9

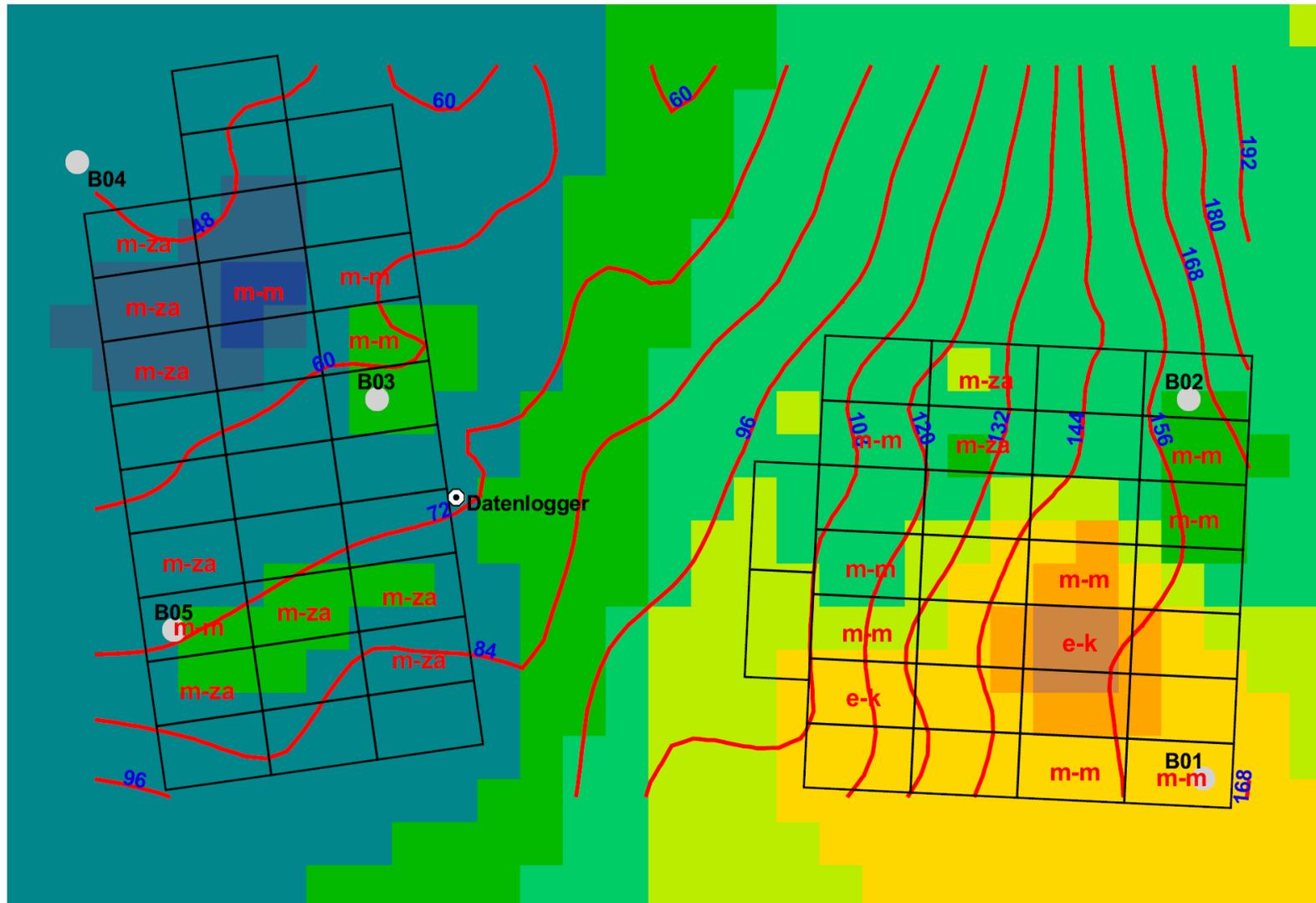


Abbildung 5.21. Phosphorgehalte des Jahres 2010 in der Biomasse in mmol P/kg Trockensubstanz (im GIS modelliert aus 20 DBF) und Trophiestufen der DBF nach der Bioindikation des Jahres 2012 (s. Abschnitt 5.6) (Legende zu den Phosphorgehalten: nachfolgende Abbildung 5.22; BP01-05 = Bodenproben).

Tabelle 5.7. Biomassenprobenanalysen 2012. C/N = C/N-Wert, gPkgTS = g Phosphor je kg Trockensubstanz; K = mg Kalium je 100g Trockensubstanz. (N = 20 DBF).

2012	Parameter	A	B	A+B
K	C/N	50,4	42,7	46,55
	gPkgTS	0,65	1,14	0,89
	K	464,87	1032,47	748,67
Z	C/N	55,1	47,85	51,48
	gPkgTS	0,8	1,02	0,91
	K	609,64	954,71	782,18
ZB	C/N	41,55	53,15	47,35
	gPkgTS	0,87	0,73	0,8
	K	608,31	799,45	703,88
ZQ	C/N	43,6	55	49,3
	gPkgTS	0,96	0,79	0,87
	K	703,38	716,78	710,08
QM	C/N	53,8	42,8	48,3
	gPkgTS	1,18	0,88	1,03
	K	813,52	1046,45	929,99
QMG	C/N	61,9	51,6	56,75
	gPkgTS	0,67	0,81	0,74
	K	890,28	749,92	820,1
Mittelwert 1-6	C/N	49,7	49,18	49,44
Mittelwert 1-6	gPkgTS	0,84	0,9	0,87
Mittelwert 1-6	K	647,62	880,32	763,97

Abbildung 5.22. Legende zu den im GIS modellierten Phosphorgehalten aus den Biomasseanalysen (nachfolgende Abbildung) in mmol P/kg Biomasse (Trockensubstanz) (DBF n = 20; Jahr 2010).

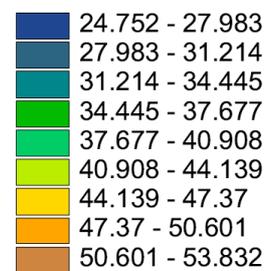


Tabelle 5.8. Differenz Biomassenprobenanalysen 2012-2010. C/N = C/N-Wert, gPkgTS = g Phosphor je kg Trockensubstanz; K = mg Kalium je 100g Trockensubstanz. (N = 20 DBF).

2012-2010	Parameter	A	B	A+B
K	C/N	1,25	6	3,63
	gPkgTS	-0,28	-0,46	-0,37
	K	-22,63	-238,04	-130,33
Z	C/N	3,55	7,1	5,33
	gPkgTS	-0,22	-0,43	-0,32
	K	58,14	-199,79	-70,83
ZB	C/N	-1,9	13,2	5,65
	gPkgTS	-0,14	-0,46	-0,3
	K	185,31	-339,05	-76,87
ZQ	C/N	-6,1	15,55	4,73
	gPkgTS	-0,06	-0,5	-0,28
	K	303,38	-397,22	-46,92
QM	C/N	-5,3	2,2	-1,55
	gPkgTS	0,02	-0,3	-0,14
	K	127,52	-43,55	41,99
QMG	C/N	10,7	10,2	10,45
	gPkgTS	-0,41	-0,28	-0,35
	K	210,28	-253,08	-21,4
Mittelwert 1-6	C/N	-0,1	9,61	4,76
Mittelwert 1-6	gPkgTS	-0.18	-0.43	-0.3
Mittelwert 1-6	K	138.62	-264.48	-62.93

5.4 Bodenprobenanalyse

Die Ergebnisse der Bodenanalysen aus 2009 nach der Flachabtorfung und vor der Wiederansiedlung zeigt Tabelle 5.10. Hohe Trockenrohdichten, mäßiges Porenvolumen und geringe Anteile an organischer Substanz der Oberflächenproben von Fläche A belegen, dass die Oberfläche trotz Oberbodenentnahme aus schwach humosem Sand besteht (ungefähr 20 cm mächtig). Auch auf Fläche B ist die Oberfläche stark sandhaltig. Zumindest auf großen Teilen sind die Gehalte an organischer Substanz jedoch höher als 30%, so dass auch sandige Torfoberflächen vorliegen. Die Oberbodenentfernung hat die künstliche Sandbedeckung der Moorflächen nicht vollständig beseitigt.

Die tiefer entnommenen Proben beider Flächen zeigen die ursprüngliche Qualität der Moorböden. Sie weisen niedrige Trockenrohdichten, hohe Porenvolumina, hohe Gehalte an organischer Substanz und sehr niedrige Kalkgehalte auf. Zwei tiefere Proben von Fläche A waren nahe der Untergrenze der Sandauflage entnommen und weisen daher nur mittlere Gehalte an organischer Substanz auf.

Die geringen Kalkgehalte und pH-Werte zwischen 5,3 und 6,7 zeigen, dass das Quellmoor kalkarm ist und im Bereich der Versuchsflächen in einem Übergangszustand zwischen kalkhaltig und subneutral steht (sensu Succow & Joosten 2001 mit dem Grenzwert pH 6,4). Im Bereich der zwei hangabwärts gelegenen Proben von Fläche A fallen die pH-Werte schon unter 6,0. Schwache Kalkausfällungen sind stellenweise an der Oberfläche der Versuchsflächen zu erkennen, sind jedoch im Bodenprofil nicht zu finden. Die Messwerte aus dem oberflächennahen Bodenwasser der Bodenprobeentnahmepunkte (Tabelle 5.9) mit pH-Werten um 7,0 und elektrischen Leitfähigkeiten zwischen 130 und 530 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bestätigen den mäßig hohen Basen- bzw. Kalkgehalt des Quellwassers (da hierbei der pH direkt in Wasser gemessen ist, ergeben sich höhere Werte als beim pH_{CaCl} der Bodenproben). Nur bei der Leitfähigkeit gibt es etwas ausgeprägtere Unterschiede. Die längere Filterstrecke für das Quellwasser oder auch ein zunehmender Niederschlagseinfluss bei der abwärts liegenden Probestelle 4 bewirken wahrscheinlich den relativ niedrigen Wert für die elektrische Leitfähigkeit.

Für die nährstoffökologische Bewertung der Moorböden bieten vor allem die C/N-Werte gute Anhaltspunkte. Allerdings kann die Einstufung nach Succow in Succow & Joosten (2001) für die nach moderner Analytik gemessenen Werte nicht unkorrigiert angewendet werden. Die modernen C/N-Analysen nutzen die N-Bestimmung nach Dumas, die im Vergleich mit der früher angewendeten Kjeldahl-Methode etwas höhere N-Werte und somit niedrigere C/N-Werte erbringt (bei C sind die Unterschiede vernachlässigbar). Leider gibt es noch keine Umrechnungsfaktoren auf ausreichender Datenbasis. Aus verschiedenen Publikationen lässt sich ableiten, dass die aktuellen Werte wahrscheinlich um etwa 0,5 – 3 C/N-Einheiten erhöht werden müssen, um ungefähr mit der Datenbasis nach Succow vergleichbar zu sein. Aus den Daten von Craft et al. (1991), Simonne et al. (1994) und Pereira et al. (2006) ergibt sich im Mittel ein 5 % niedrigerer N-Wert bei der Kjeldahl-Bestimmung. Das ergibt bei C/N 10 etwa +0,5, bei C/N 15 etwa +1, bei C/N 25 etwa +1,5 gegenüber aktuellen Messwerten nach Methode Dumas. Succow (in Succow & Joosten 2001) definiert die Grenze eutroph-künftig zu mesotroph-mittel bei C/N 20 und mesotroph-mittel zu ziemlich arm bei C/N 26 für offene und bewaldete Moore. Da jedoch für derartige ökologische Daten eine Unschärfe im Bezug zur Vegetation von wenigstens 1 - 2 C/N-Einheiten anzunehmen ist, ist es sinnvoll, für die Trophiestufen, die für die Bewertung der nährstoffarmen Lebensräume besonders wichtig sind, breitere Grenzbereiche zu benennen, ab denen mit der Entwicklung der typischen Vegetation zu rechnen ist. Da außerdem die Grenzwerte bei Kopp & Schwanecke (1994) für trockene bis nasse Waldstandorte etwas tiefer angesetzt sind (rund 18 und rund 23), ist es

sinnvoll, den Grenzbereich etwas stärker nach unten auszudehnen. Wenn die C/N-Grenzangaben in diesem Sinne ungefähr auf das Wertenniveau der heutigen Methodik umgerechnet werden, können für die beiden genannten Stufenübergänge derzeit folgende breitere Grenzbereiche angesetzt werden: eutroph-künftig zu mesotroph-mittel C/N rund 17 – 20, mesotroph-mittel zu mesotroph-ziemlich arm C/N rund 22 - 26.

Die C/N-Werte der Versuchsflächen in Tabelle 5.10 weisen für die Oberfläche generell darauf hin, dass vor der Abtorfung eutrophe Bedingungen herrschten. Das indiziert auch die aktuelle Vegetation um die Abtorfungsflächen. Die Werte aus 30-35 cm Tiefe liegen auch überwiegend unter C/N 17. Nur B03 hat mit C/N 18,1 schon einen Wert, der mesotroph-mittlere Bedingungen annehmen lässt. Die Lage der GPS-Punkte der Bodenprobenentnahmen im GIS ist Abbildung 5.21 S. 54 zu entnehmen. Es existierten vor Entwässerung und Aufbringen der Sandauflage wahrscheinlich nur stellenweise mesotrophe Bedingungen auf den Versuchsflächen. Da die Torfe in größerer Tiefe aber reicher an Braunmoosen sind, ist es wahrscheinlich, dass vor stärkerer menschlicher Einflussnahme mesotrophe Bedingungen etwas weiter verbreitet waren. Die frühere Existenz ziemlich armer Bedingungen ist indes nicht sehr wahrscheinlich.

Die hier verwendete Analysemethode zur Bestimmung des verwitterbaren P kommt derjenigen, die Gelbrecht et al. (2008) zur Bestimmung des „Gesamt-P“ in Oberboden-Torfen verschiedener Moorstandorte in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg angibt (Schwefelsäure-Wasserstoffperoxid-Aufschluss), nahe. Daher ist ein Vergleich mit diesen Werten möglich. Die P-Werte der Versuchsfläche liegen mit 0,02-0,10 % (MW 0-5 cm: 0,06 %, 30-35 cm: 0,07 %) demnach im Wertebereich naturnaher, überwiegend mesotropher Moore (0,02-0,11 % lt. genannter Quelle) sowie im unteren Wertebereich mäßig bis stark degradiertes Moore (0,04-0,30 % lt. genannter Quelle). Aus diesem Vergleich ergeben sich demzufolge keine Hinweise auf eine Gefährdung der Wiederansiedlungsmaßnahme durch die aktuellen P-Gehalte der abgetorften Böden der Versuchsfläche.

Zwischen C/N-Werten und P- bzw. K-Werten besteht vor allem bei Bezug auf die Gehalte pro Bodenvolumen (kg/m^3) eine Beziehung. Dabei zeigt sich, dass bei weiteren C/N-Verhältnissen, also bei Indikation auf niedrigere Trophie, tendenziell geringere P- und K-Gehalte auftreten.

Die Unterschiede zwischen den Proben aus erhöhter und tieferer Lage (Bult/Schlenkenlage) sind hinsichtlich der C/N-Werte unbedeutend. Bei P- und K-Werten zeigen sich gegensätzliche Trends: Während auf der Torffläche (B) die höheren Lagen meist höhere P- und K-Gehalte aufweisen ist es auf der Sandfläche (A) tendenziell umgekehrt. Im Fall der Torffläche könnte es sich um Reste der nährstoffreichen Wurzelschicht handeln. Im Fall der Sandfläche scheint es andere Effekte zu geben.

Zusammenfassend kann das Potenzial zur Entwicklung mesotropher Moorvegetation nach Wiedervernässung und Flachabtorfung aus den vorliegenden Daten als mäßig günstig bis günstig eingeschätzt werden. Die Indikation über C/N-Werte und Torfarten (lt. vorab erstelltem Gutachten von J. Chmielecki) sowie das lokale Vorkommen von mesotropher Arten in Gräben und an wenigen Nassstellen liefert deutliche Hinweise auf ein Potenzial für mesotroph-mittlere Trophiebedingungen zumindest in Teilen des Versuchsgebietes. In den übrigen Teilen besteht wahrscheinlich ein natürliches Entwicklungspotenzial für eutroph-künftige Bedingungen. Für die Sandfläche besteht allerdings die besondere Situation, dass ein künstliches Substrat vorliegt, dass aufgrund der Dominanz der Sandfraktion nur geringe Speicherwirkungen für Nährstoffe aufweist (geringere Austauschkapazität als Torfe) und bei hoher Wassersättigung verwitterbare Nährstoffe wahrscheinlich nur eingeschränkt freisetzen wird. Die gegenüber der Torffläche erhöhten Gehalte an P und K pro Volumen sind daher

wahrscheinlich kaum pflanzenverfügbar. Hinweise auf diese Situation liefern die geringe Biomasseentwicklung und die bioindikativ derzeit als mesotroph-ziemlich arm eingeschätzte Vegetation auf großen Teilen der Sandfläche. Insofern scheint gerade diese naturfernere Fläche ein besonders günstiges Entwicklungspotenzial aufzuweisen. Allerdings muss für beide Teilflächen die geringe Flächengröße durch Randeffekte als Entwicklungsrisiko angesehen werden. Für Nährstoffzuströme existieren nur geringe Pufferstrecken und Nährstoffe können durch ausläuferbildende Seggen- und Schilfbestände in die Flächen hineinverlagert werden. Auf lange Frist besteht daher das Risiko, dass Eutrophierungseffekte die Situation verändern. Dem steht allerdings entgegen, dass zukünftig steigende Wasserstände zur zunehmenden Festlegung und Pufferung von Nährstoffen führen könnten.

Tabelle 5.9. Messung von pH-Wert und Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) im Bodenwasser der Bodenprobeentnahmepunkte in 0-5 cm Tiefe.

Probe	pH-Wert	LF
B01	7,02	376
B02	7,00	422
B03	6,94	343
B04	7,00	131
B05	7,37	529

Tabelle 5.10. Ergebnisse der Bodenanalysen 2009 (nach Flachabtorfung, vor Wiederansiedlung). TRD: Trockenrohdichte, SV: Substanzvolumen, PV: Porenvolumen, Ct, Nt: Gesamtgehalt C und N, P_{verw}, K_{verw}: verwitterbarer Gehalt P und K (oxidativer Säureaufschluss).

Teilfläche	Probe-Nr.	Tiefe (cm)	TRD (g/cm ³)	SV (%)	PV (%)	pH _{CaCl}	CaCO ₃ (%)	org. Subst. (%)	C _t (%)	N _t (%)	C/N (C _{org} /N _t)	P _{verw} (%)	P _{verw} (kg/m ³)	K _{verw} (%)	K _{verw} (kg/m ³)
B	B01 0 B	0-5	0,28	15,5	84,5	6,2	0,00	35,7	21,0	1,64	12,8	0,09	0,24	0,05	0,15
B	B01 0 S	0-5	0,19	12,3	87,7	6,5	0,00	44,3	26,1	2,02	12,9	0,03	0,06	0,10	0,20
B	B01 30	30-35	0,15	6,5	93,5	6,3	0,00	70,1	41,3	2,58	16,0	0,05	0,08	0,03	0,05
B	B02 0 B	0-5	0,40	18,8	81,2	6,3	0,02	24,5	14,4	1,26	11,4	0,10	0,38	0,06	0,24
B	B02 0 S	0-5	0,28	14,9	85,1	6,5	0,01	28,1	16,5	1,39	11,9	0,07	0,20	0,04	0,12
B	B02 30	30-35	0,14	8,5	91,5	6,3	0,03	70,4	41,4	2,97	13,9	0,10	0,14	0,05	0,08
A	B03 0 B	0-5	1,28	48,6	51,4	6,4	0,02	2,4	1,4	0,11	12,5	0,05	0,58	0,07	0,87
A	B03 0 S	0-5	0,94	38,5	61,5	6,4	0,01	3,4	2,0	0,19	10,8	0,05	0,47	0,05	0,50
A	B03 30	30-35	0,14	14,6	85,4	5,8	0,00	75,1	44,2	2,44	18,1	0,07	0,09	0,02	0,03
A	B04 0 B	0-5	1,36	53,1	46,9	5,5	0,00	1,9	1,1	0,09	12,5	0,02	0,27	0,04	0,61
A	B04 0 S	0-5	1,31	54,2	45,8	5,3	0,00	1,4	0,8	0,06	13,1	0,04	0,49	0,07	0,87
A	B04 30	30-35	0,20	16,2	83,8	5,5	0,00	50,2	29,5	1,80	16,4	0,06	0,12	0,06	0,13
A	B05 0 B	0-5	1,35	54,8	45,2	6,6	0,03	2,0	1,2	0,11	11,0	0,05	0,64	0,06	0,85
A	B05 0 S	0-5	1,38	54,2	45,8	6,7	0,66	1,7	1,1	0,08	12,0	0,10	1,44	0,10	1,32
A	B05 30	30-35	0,19	16,1	83,9	6,4	0,00	56,9	33,5	2,11	15,9	0,07	0,13	0,04	0,07

5.5 Wasserstandsmessungen

5.5.1 Wasserstandsverlauf am Datalogger-Pegel

Der Wasserstandsgang am Datalogger-Pegel zwischen den Versuchsflächen A und B zeigt jahreszeitliche und kurzfristige Schwankungen und einen relativ kontinuierlichen Anstieg (Abbildung 5.23). Eine Besonderheit des Witterungsverlaufes in der Laufzeit war die Abfolge von 3 regenreichen Sommerperioden, die ab Juni statt dem normalen Absinken ein Ansteigen des Wasserstandes ergab. Die sehr gleichmäßige Wasserversorgung des Quellmoores zeigt sich in den überwiegend geringen Schwankungen in der lang- und kurzfristigen Betrachtung. Auffällig sind drei starke Anstiege, die jeweils im Winterhalbjahr auftraten. Sie entstehen durch Eisbildung auf dem Moorhang, die einerseits zu hohem Eisaufwuchs führen können, andererseits durch Verschluss der geneigten Oberfläche zu einem Druckanstieg unter dem Eis führen. Der verzeichnete Anstieg entspricht wahrscheinlich nicht vollständig der tatsächlichen Erhöhung des Wasserstandes oder der Eisoberfläche.

Der Wasserstandsanstieg macht, gemessen an den jährlichen Medianwerten von 2010 bis 2012, rund 4 cm aus (Tabelle 5.11). Mehrere im Folgenden aufgeführte Beobachtungen und vergleichende Kalkulationen zeigen, dass dieser zum großen Teil durch den Anstieg der Bodenoberfläche und Versumpfungsvorgänge im Zuge des Pflanzenwachstums auf der neu besiedelten Abtorfungsfläche verursacht ist.

Am Messrohr des Dataloggers wurden 2 cm Erhöhung der Bodenoberfläche gemessen, die an dieser Stelle offensichtlich auf Wurzelwachstum und Sedimentation zurückgehen (Tabelle 5.11). Es ist nicht auszuschließen, dass auch ein Teil der Bodenerhöhung auf eine allmähliche Rückquellung des Torfes zurückgeht, die durch die Entlastung der Oberfläche nach Abtorfung verursacht sein kann.

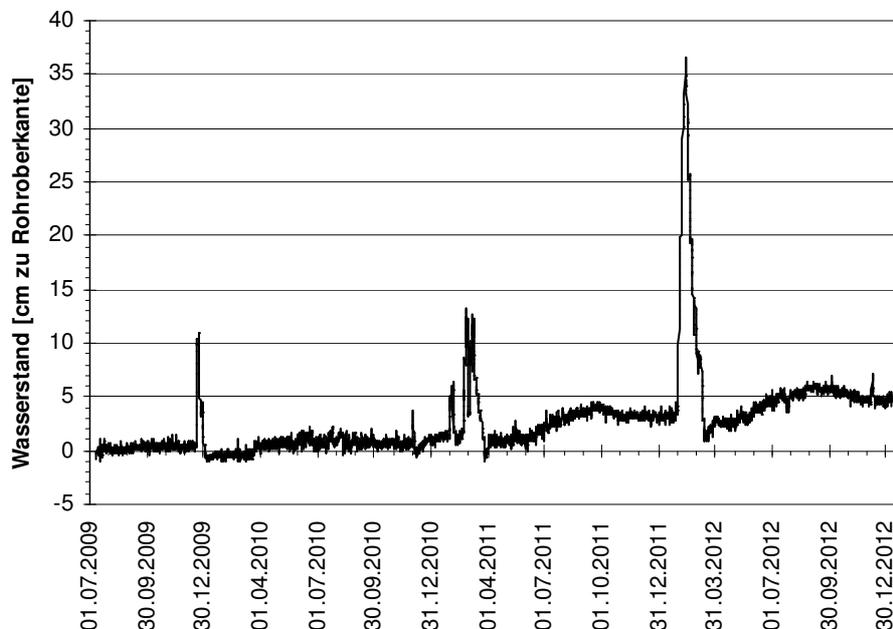


Abbildung 5.23. Wasserstandsverlauf am Datalogger-Pegel auf der Versuchsfläche Kunsterwiese von 11.7.2009 bis 10.01.2013. Zu Beginn stand die Pegel-Oberkante auf Flurhöhe, am Ende war die Flurhöhe auf 2,0 cm darüber angestiegen.

Ob der Wasserstandsanstieg auch durch Witterungsunterschiede der Untersuchungsjahre verursacht sein kann, wird zunächst anhand von Vergleichswerten zur Witterung und zu Wasserständen an amtlichen Pegelmessstationen in Tabelle 5.12 beleuchtet.

Die Daten der nahe gelegenen Wetterstation Neuruppin zeigen für alle drei Jahre überdurchschnittliche Niederschlagssummen. In 2010 war die Niederschlagssumme leicht erhöht und die unterdurchschnittlichen Temperaturen können zur Erhöhung der Grundwasserneubildung beigetragen haben. Die Ausgangssituation war jedoch vom trockenen Jahr 2009 (496 mm) geprägt. Besonders hoch fällt der Niederschlagsüberschuss 2011 aus. In 2012 war die Niederschlagsmenge auch nur leicht erhöht und überdurchschnittliche Temperaturen werden einen Teil der Grundwasserspende aufgezehrt haben. Allerdings prägte das feuchte Jahr 2011 die Ausgangssituation. Diese Daten sprechen dafür, dass die hohe Niederschlagssumme 2011 für die Wasserstandserhöhung mit verantwortlich ist, während die Witterung 2012 für die insgesamt deutliche Erhöhung keine offensichtliche Erklärung liefert.

Die amtlichen Pegeldata des Fließgewässerpegels Schildow/Tegeler Fließ und des Grundwasserpegels Bredereiche spiegeln die Wirkung der Witterung auf das Grund- und Oberflächenwasser wieder und liefern daher eine bessere Vergleichsbasis. Sie zeigen, dass die mittleren Wasserstände 2010 dem langjährigen Mittel sehr nahe kamen, während 2011 deutlich höhere Werte aufweist. Auch daraus lässt sich folgern, dass die Wasserstandserhöhung auf den Versuchsflächen 2011 zu einem erheblichen Teil von der Witterung verursacht war.

Tabelle 5.11. Jahresbezogene Kennwerte des Wasserstands am Datalogger-Pegel und an den Dauerbeobachtungsflächen (im Mittel der 60 DBF).

Untersuchungsjahr	2010	2011	2012
Datalogger-Pegel (cm zu Pegel-Oberkante)			
Wasserstands-Median	0,6	2,4	4,6
Wasserstand bei DBF-Stichtagsmessung	0,5		5,9
Abweichung Stichtag minus Median (cm)	-0,1		1,3
Pegel-Oberkante zu Flurhöhe	0,0		-2,0
Wasserstands-Stichtagsmessung an DBF (cm zu Flur)			
Mittelwert Wasserstand alle DBF	0,9		-2,1
Mittelwert Wasserstand Fläche A	1,0		-1,8
Mittelwert Wasserstand Fläche B	0,8		-2,4
Standardabweichung Fläche A	1,6		2,1
Standardabweichung Fläche B	2,9		2,6
Max. Fläche A	5,6		3,7
Max. Fläche B	12,1		3,7
Min. Fläche A	-3,4		-6,8
Min. Fläche B	-7,9		-9,3
% Einzelmesswerte Fläche A über Flur	81		19
% Einzelmesswerte Fläche B über Flur	83		16

Tabelle 5.12. Vergleichsdaten zur Beurteilung der Wasserstandsentwicklung auf der Versuchsfläche Kunsterwiese.

(Amtl. Pegel: langjähriges Mittel: Median/Quartilamplitude 1992-2011, 20-jährig, Quartilamplitude: Differenz von oberem und unterem Quartil; OW: Oberflächenwasser, GW: Grundwasser; Angabe des Wasserstands über Meereshöhe; die Werte von Schildow sind aus den Abflussdaten berechnet, um den Einfluss der Verkräutung auf die Wasserstände des Fließgewässers zu eliminieren, zur besseren Vergleichbarkeit mit Wasserstandsdaten sind diese Werte durch eine Regressionsfunktion Abfluss/Wasserstand wieder auf die Wasserstandshöhe umgerechnet. Wetterdaten: langjähriges Mittel 1981-2010, 30-jährig Jahres-Bezug: 1. Dezember bis 30. November (meteorologisches Jahr) Quellen: amtliche Pegeldata des LUGV Brandenburg, Wetterdaten des DWD (www.dwd.de)).

	2010	2011	2012	langjähr. Mittel
Kunster Logger-Pegel (m zu GOF)				
Median	0,006	0,024	0,046	
Quartilamplitude	0,008	0,024	0,023	
OW-Pegel Schildow, Tegeler Fließ (m NHN)				
Median	37,17	37,20		37,17
Quartilamplitude	0,05	0,06		0,05
GW-Pegel Bredereiche (m NHN)				
Median	52,09	52,68		52,09
Quartilamplitude	0,22	0,29		0,36
Wetterstation Neuruppin				
Niederschlagssumme (mm)	587	660	560	535
Luft-Temperatur-Mittelwert (°C)	8,5	9,1	9,6	9,2

Eine Abschätzung der Höhe des Einflusses der Witterung auf die Wasserstände der Untersuchungsfläche ist möglich durch die Kalkulation des Erwartungswertes für den Wasserstand am Datalogger-Pegel anhand von amtlichen Pegeldata. In Tabelle 5.13 ist die Berechnungsgrundlage dafür auf Basis der Messreihe Schildow aufgeführt: die relative Abweichung des Medians 2011 vom Median 2010 kann als Prozentwert der Quartilamplitude berechnet werden. Da verschiedene Messstandorte sehr unterschiedliche Wasserstandsschwankungen aufweisen sind absolute Wasserstandsdifferenzen nicht direkt vergleichbar und nicht zur Kalkulation von Erwartungswerten verwendbar. Durch den relativierenden Bezug auf die Schwankungsamplitude werden sie näherungsweise vergleichbar. Die Prozentwerte der relativen Abweichung des Medians 2011 vom Median 2010 in Tabelle 5.13 bedeuten, dass die Wasserstände 2011 in Schildow bezogen auf die Quartilamplitude 2010 um 64 % und bezogen auf die Quartilamplitude 2011 um 54 % höher als 2010 lagen. Der Erwartungswert für den Datalogger-Pegel wird berechnet, indem die relative Abweichung des Pegels Schildow auf die Quartilamplitude des Datalogger-Pegels angerechnet wird: 64 % der Quartilamplitude 2010 des Datalogger-Pegels also von 0,008 m sind 0,005 m (vgl. Tabelle 5.12). Dieser Wert wird auf den Median 2010 also auf 0,006 m addiert mit dem Ergebnis 0,011 m. Da der Bezug auf die Quartilamplitude 2011 ein leicht unterschiedliches Ergebnis erbringt, sind beide Werte errechnet und in Tabelle 5.13 exemplarisch für das Jahr 2011 auf Basis der Messreihe Schildow angegeben. Demnach liegt der Erwartungswert 2011 um rund 0,5 bis knapp über 1 cm höher als der gemessene Wert 2010, was dem zu erwartenden Anteil der Witterung auf den beobachteten Anstieg entspricht. Der Anteil von Bodenerhöhung und Versumpfung am Anstieg hat ungefähr dieselbe

Größenordnung, entspricht also etwa der Hälfte des Effektes. Für 2012 lässt sich anhand der Witterungsdaten annehmen, dass der überwiegende Teil des Anstieges durch Versumpfung und Bodenerhöhung verursacht ist (s. oben).

Um genauere Näherungswerte zu bekommen, müssten diese Werte für mehrere geeignete Referenzpegel ermittelt und daraus ein Mittelwert gebildet werden. Darauf muss an dieser Stelle verzichtet werden. Die Angaben von Tabelle 5.13 können also zunächst nur eine Größenordnung, d.h. eine grobe, erste Näherung vermitteln.

Tabelle 5.13. Messwerte und Erwartungswerte zur Wasserstandsentwicklung am Kunster-Datalogger-Pegel.

Referenzwerte aus OW-Pegel Schildow, Tegeler Fließ	
rel. Abweichung Median 2011 minus Median 2010 in % der Quartilamplitude 2010	64
rel. Abweichung Median 2011 minus Median 2010 in % der Quartilamplitude 2011	54
Kunster-Wasserstände am Datalogger-Pegel (m zu Flur, Anfangsflurhöhe)	
gemessener Median 2010	0,006
gemessener Median 2011	0,024
Erwartungswert Median 2011 nach Schildow Bezug Quartilamplitude 2010	0,011
Erwartungswert Median 2011 nach Schildow Bezug Quartilamplitude 2011	0,019

5.5.2 Wasserstände auf der Versuchsfläche und in den Varianten

Bei den Stichtagsmessungen Ende September 2010 und Anfang Oktober 2012 wurde auf allen Dauerbeobachtungsflächen der Vegetationsaufnahmen (2 x 2 m Teilfläche der DBF) an den 4 Ecken der Subplots der Wasserstand gemessen. Die Messwerte wurden mit Hilfe der Datalogger-Pegeldaten auf den jeweiligen Jahresmedian umgerechnet (s. Tabelle 5.11). Für jede DBF wurde aus den 4 Einzelwerten der Flächenmedian berechnet und für Variantenvergleiche eingesetzt.

Mittelwerte für die Gesamtheit der Versuchsflächen und die Teilflächen A und B sind in Tabelle 5.11 dargelegt. Die Wasserstände lagen im Schnitt 2010 knapp über und 2012 knapp unter Flur. Der auf den DBF gemessene Wasserstandsabfall von 2010 zu 2012 ist bemerkenswert, da die Ganglinie am Datalogger-Pegel stetig angestiegen ist und die Niederschlagsmenge auch 2012 noch leicht überdurchschnittlich war. Da die Wasserstände am Datalogger relativ zum fixierten Messrohr gemessen wurden, gibt dieser absolute Veränderungen wieder. Dagegen zeigen die Daten der DBF nur relative Veränderungen zur Fluroberfläche. Dieser Befund stützt die bereits oben gegebene Aussage, dass der insgesamt erhöhte Wasserstand sehr wahrscheinlich durch eine Erhöhung der Bodenoberfläche infolge von Pflanzenwachstum und Quellungsvorgängen verursacht ist. Die relative Erniedrigung um etwa 3 cm im Schnitt der DBF ist allerdings bemerkenswert und lässt vermuten, dass entweder die Bodenerhöhung stärker als am Datalogger ausgefallen ist oder die absolute Wasserstandserhöhung von 2011 auf 2012 allein durch Versumpfungsvorgänge bedingt war. Ohne die Versumpfung wären die Wasserstände wahrscheinlich nach 2011 leicht abgesunken. Das Absinken des DBF-Wasserstands fällt auf Fläche A etwas geringer aus (-2,8 cm) als auf Fläche B (-3,2 cm). Das spricht dafür, dass Quellungsvorgänge dabei eine Rolle spielen. Diese sind auf der Sandfläche sicherlich weit geringer, weil die schwere Sandauflage ein elastisches Rückquellen oder Aufschwimmen oberer Torfschichten (wie bei Schwingrasen) verhindert.

Fläche A (Sandauflage) ist insgesamt geringfügig nasser und von geringerer Heterogenität (Standardabweichung) als Fläche B (Torfboden). Am Anfang der Entwicklung waren die

Flächen offener und schlenkenreicher, daher gab es über 80 % Messpunkte mit Wasserständen über Flur (% der Einzelmesswerte in Tabelle 5.11). In 2012 sind sowohl die Wasserstände relativ abgesunken als auch die Schlenken in großem Ausmaß von Moosen zugewachsen. Daher ergeben sich nur noch rund 20 % von Wasser überstaute Teilflächen.

Die Verteilung der DBF-Wasserstände in den Versuchsvarianten zeigt 2010 nur geringe Unterschiede (Abbildung 5.24). Die Kontrollvariante fällt im Schnitt etwas feuchter aus und am trockensten sind die Varianten ZQ, QM und QMG. Die Unterschiede betragen im Mittel jedoch weniger als einen Zentimeter.

In 2012 zeigen sich dagegen bemerkenswert größere Unterschiede in den Varianten, indes die Verhältnisse untereinander relativ gleich geblieben sind (Abbildung 5.25). Der Unterschied zwischen der Kontrolle als feuchtester Variante und den übrigen Varianten ist im Schnitt auf über einen Zentimeter und bis zur relativ trockensten Varianten QM auf über 3 cm angewachsen. Das besonders starke Mooswachstum in den Varianten ZQ, QM und QMG ist wahrscheinlich für die relative Erhöhung der Bodenoberfläche verantwortlich. Bei der Messung wurde angestrebt die Bodenoberfläche als Bezugshöhe zu verwenden. Dabei entstehen in der Praxis zwar Unsicherheiten, aber es wurde versucht den Messpunkt in Moospolstern auf die tieferen Schichten mit bereits abgestorbenen Moosen zu setzen. Insofern sind die Veränderungen überwiegend auf eine Erhöhung der Torfoberflächen also auf das aktuelle Torfwachstum, somit also auf moortypische Versumpfungsvorgänge zurückzuführen. Die Versumpfung wird also durch die Ansiedlung der Moose insbesondere durch die hohen Ausbringungsmengen der Querschnittsprobe forciert.

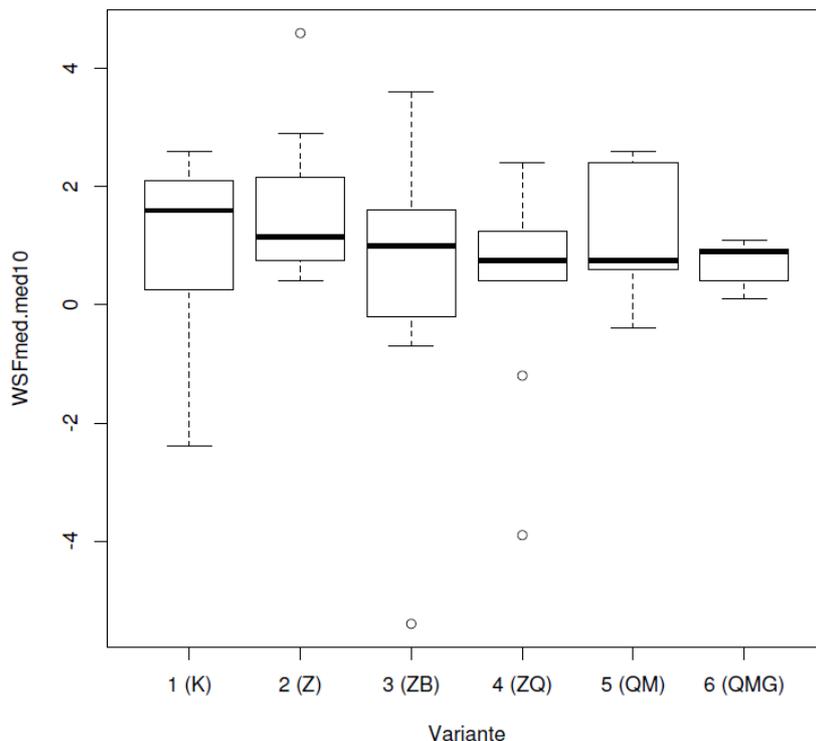


Abbildung 5.24. DBF-Wasserstände (cm) in den Versuchsvarianten im Jahr 2010 (0 cm = Geländeoberkante; DBF n = 60).

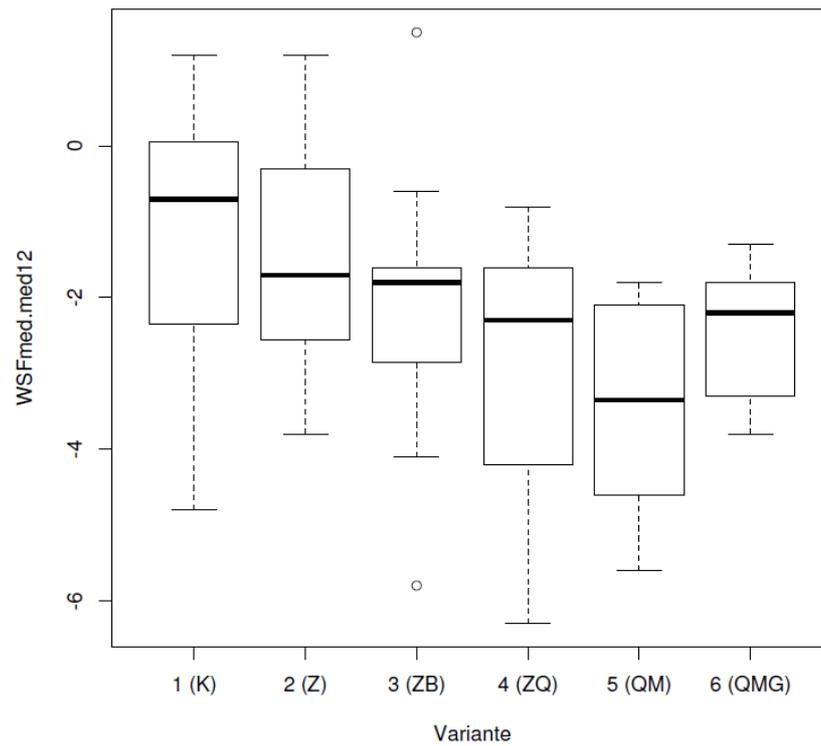


Abbildung 5.25. DBF-Wasserstände (cm) in den Versuchsvarianten im Jahr 2012 (0 cm = Geländeoberkante; DBF n = 60).

5.6 Bioindikation

Bioindikative Aussagen anhand der Stufenzeigerwerte des Vegetationsformenkonzeptes (nach Koska et al. in Succow & Joosten (2001) für Feuchtgebiete Nordostdeutschlands) liefern Informationen zu standörtlichen Einflussfaktoren und können zugleich zur typologischen Einordnung der Vegetation und des Standortzustandes herangezogen werden (Tabelle 5.14). Mit ihnen kann die Ausprägung der Zielvegetation bewertet und der Standortzustandes bzw. die Entwicklungstendenz eingeschätzt werden.

Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass diese Zeigerwerte für entwickelte Stadien wenig gestörter Riede und Staudenfluren gelten. Für die jungen Entwicklungsstadien des Ansiedlungsversuches müssen Einschränkungen der Aussagemöglichkeit hingenommen und Interpretationen entsprechend vorsichtig vorgenommen werden. Durch die noch immer etwas reduzierten Konkurrenzbedingungen können manche Arten auf einem etwas weiteren Standortsspektrum vorkommen, wodurch die bioindikative Zuordnung derzeit etwas ungenau ist. Die gezielt angesiedelten Arten können sich derzeit noch auf Standorten entwickeln, auf denen sie möglicherweise später nicht mehr wie im heutigen Maß konkurrenzfähig sein werden. Auch dadurch kann die aktuelle Zuordnung etwas ungenauer sein, als bei weiter entwickelter Vegetation.

Tabelle 5.14. Hydrologische und chemische Hauptfaktoren und ihre Skalierungen für das Spektrum der Vegetation auf DBF der Kunsterwiese (nach Koska et al. in Succow & Joosten 2001).

Faktoren	Skalierungen	Wertespanne/Beschreibung	Kurzbeschreibung der Faktoren
Wasserstufe (WS)	5+ nass	Mj: ca. 20 - 0 cm über Fl.	vegetationswirksame Bereiche des Wasserangebotes im und über dem Boden; Parameter: Jahres-Medianwerte (Mj) des Wasserstandes (+) bzw. der Bodenfeuchte (-)
	4+ halbnass	Mj: ca. 0 - 20 cm unter Fl.	
	3+ feucht	Mj: ca. 20 - 45 cm unter Fl.	
	2+ mäßig feucht	Mj: ca. 45 - 80 cm unter Fl.	
	2- mäßig trocken	Mj: ca. > 80 cm unter Fl.	
Wasserregimtyp (WRT)	P perkolativ	+/- ständige, bodennahe Wasserbewegung, oft geneigt	Dynamik des Wassers aufgrund hydrogeologischer Gebietseigenschaften
	T topogen	Senken oder schwach geneigtes Gelände, ständig bis langfristig überstaut	
	G Grund / Stauwasser	Wasser nahezu ständig unter Flur, geringe bis mäßige Schwankung	
Trophiestufe (TS)	o-sa oligotroph-sehr arm	C/N > 40	Verfügbarkeit der Hauptnährstoffe; Parameter: in Mooren und Wäldern das C/N-Verhältnis des Oberbodens
	o-a oligotroph-arm	C/N 33 - 40	
	m-za mesotroph-ziemlich arm	C/N 26 - 33	
	m-m mesotroph-mittel	C/N 20 - 26	
	e-k eutroph-kräftig	C/N 13 - 20	
	e-r eutroph-reich	C/N 10 - 13	
	p polytroph	C/N < 10	
Säure-Basen-Stufe (SBS)	sau sauer	pH < 4,8	pH-Bereiche (für Oberboden in KCl)
	sub subneutral	pH 4,8 - 6,4	
	ka kalkhaltig	pH > 6,4	

Obwohl für die Zeigerwerte nach Ellenberg eine etwas breitere Gültigkeit postuliert wird, muss man infolge der künstlichen Ausgangsbedingungen ebenso gewisse Einschränkungen der Aussagemöglichkeiten annehmen.

5.6.1 Wasserstufen und bioindikative Charakterisierung des Feuchtezustands

Abbildung 5.26 zeigt, dass der Großteil der DBF nach der Artenzusammensetzung schon 2010 der Wasserstufe 5+ (nass) also der natürlichen Feuchte von Moorstandorten mit mittleren Wasserständen über oder bei Flur zuzuordnen ist. In 2011 und 2012 werden alle DBF dieser Stufe zugeordnet. Abgesehen davon, dass die beiden DBF, die 2010 zur Wasserstufe 4+ (halbnass) gezählt werden, auf der Fläche B liegen, gibt es keine weiteren Unterschiede zwischen Teilflächen und Varianten.

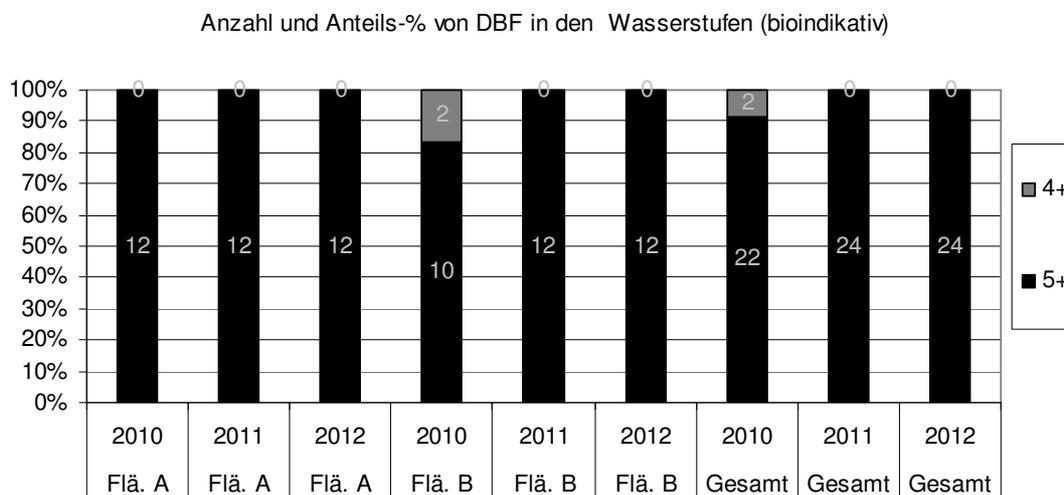


Abbildung 5.26. Anzahl und Prozent-Anteil von DBF in den Wasserstufen (bioindikativ) auf allen Flächen und auf den Teilflächen A und B.

In einigen Fällen erfolgte die Zuordnung zur Wasserstufe 5+ negativ aufgrund des weitgehenden Fehlens nässeempfindlicher Arten. Die positiven Zeigerarten sind teils noch nicht eingewandert.

An den mittleren Deckungssummen der Feuchte-Zeiger lassen sich Entwicklungstendenzen feiner ablesen als an der Stufenzuordnung (Abbildung 5.27). Die Nässezeiger, die für die Wasserstufe 5+ kennzeichnend sind, haben bis 2011 stark zugenommen. Danach gibt es nur noch eine geringe Zunahme. Die Tendenz deutet in nächster Zukunft auf gleich bleibende Anteile hin. Eine eindeutig abnehmende Tendenz zeigen dagegen die Frischezeiger, die gegenüber moortypischer Nässe intolerant sind und nur noch auf bultartigen Relieferhöhungen überdauern können.

Die Stichtagsmesswerte des Wasserstandes bestätigen für den Großteil der DBF die bioindikative Einstufung. Allerdings zeigen sie auch, dass bei einer Reihe von DBF das Wasser überwiegend unter Flur steht. An diesen Standorten ist zu erwarten, dass die Nässezeiger wieder zurückgehen werden, sofern das Wasser nicht zukünftig weiter ansteigt.

Allerdings liegen viele Messwerte nur knapp über oder knapp unter Flur, stehen also nahe der Grenze zur Wasserstufe 4+ (halbnass), die auf Moor einem schwachen Entwässerungszustand entspricht. Im Jahr 2012 zeigten die Messwerte sogar eine Tendenz zu geringfügig tieferen Wasserständen. Obwohl durch das weitere Moos- bzw. Pflanzenwachstum eher eine Vernässung zu erwarten ist, kann derzeit noch nicht ganz ausgeschlossen werden, dass die Entwicklung der Bodenoberfläche stellenweise vielleicht leicht fallende Wasserstände verursachen wird.

Der Feuchtezustand ist insofern für die Entwicklung moortypischer Vegetation weitgehend günstig, aber generell leicht suboptimal. Die Abtorfung ist zumindest auf größeren Flächenanteilen etwas zu flach ausgefallen.

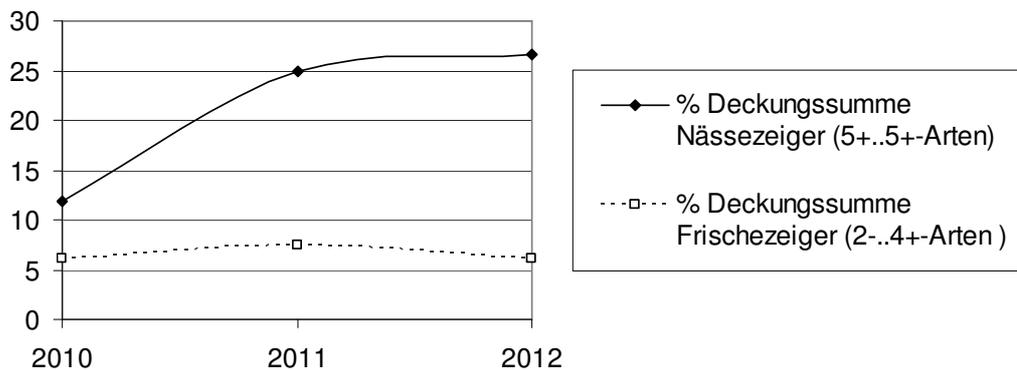


Abbildung 5.27. Zeitliche Entwicklung der Nässe- und der Frischezeiger anhand der mittleren Deckungssummen der Zeigergruppen in allen DBF.

5.6.2 Trophiestufen und bioidikative Charakterisierung der Nährstoffversorgung

Nach dem Ansiedlungsversuch hat sich auf der Gesamtheit der Dauerbeobachtungsflächen überwiegend eine Artenzusammensetzung etabliert, die den mesotrophen Moorlebensräumen, also der Zielvegetation, zugeordnet werden kann. Bis 2012 sind über 90 % aller DBF mit Vollaufnahme in die Trophiestufen mesotroph-mittel (m-m) und mesotroph-ziemlich arm (m-za) eingeordnet (Abbildung 5.28). Nur rund 10 % sind der Stufe eutroph-künftig zugeordnet. Der Anteil der ärmsten Trophiestufe (m-za) beträgt insgesamt rund 40 % und ist bei Fläche A, also auf Sandboden etwa viermal so hoch wie bei Fläche B. Aus der Trophiestufenverteilung kann gefolgert werden, dass Fläche A insgesamt deutlich nährstoffärmer als Fläche B ist. Auch auf den 4 Kontrollflächen mit Vollaufnahme zeigt sich dieser Unterschied - ohne direkte Beeinflussung durch die künstlich angesiedelten Arten. So wurden 2012 auf Fläche A beide DBF als mesotroph-mittel und auf Fläche B beide als eutroph-künftig eingeordnet (Abbildung 5.28 und 5.29). Bis 2011 nahmen die Zuordnungen zu den mesotrophen Stufen noch zu, danach besteht eine Tendenz zu gleich bleibenden Verhältnissen. Allerdings deutet sich insgesamt an, dass die Stufe m-za zugunsten von m-m wieder leicht abnimmt. Diese Tendenz zeigt sich vor allem auf Fläche B, während auf Fläche A noch keine Abnahme erkennbar ist.

Im Vergleich der Varianten fällt zunächst auf, dass die eutrophe Stufe 2012 nur der Kontrolle zugeordnet wurde und dass sich die ärmste Stufe m-za in allen Ausbringungsvarianten

entwickelt hat, jedoch am besten in den Varianten ZB, ZQ und QMG, auf die hohe Mengen an gehäckselten Moosen aufgebracht wurden. Weiterhin deutet sich eine gewisse Heterogenität der Varianten an, die mit Hilfe weiterer Untersuchungsergebnisse zu beurteilen ist.

Die Zuordnung zu den Trophiestufen muss, wie oben angedeutet, in der jungen Entwicklungsphase der Versuchsfläche als unscharf gelten. Die tatsächlich vorliegende Nährstoffversorgung kann etwas abweichen. Man kann jedoch annehmen, dass die dargestellten Unterschiede auch tatsächlichen Trophieunterschieden entsprechen.

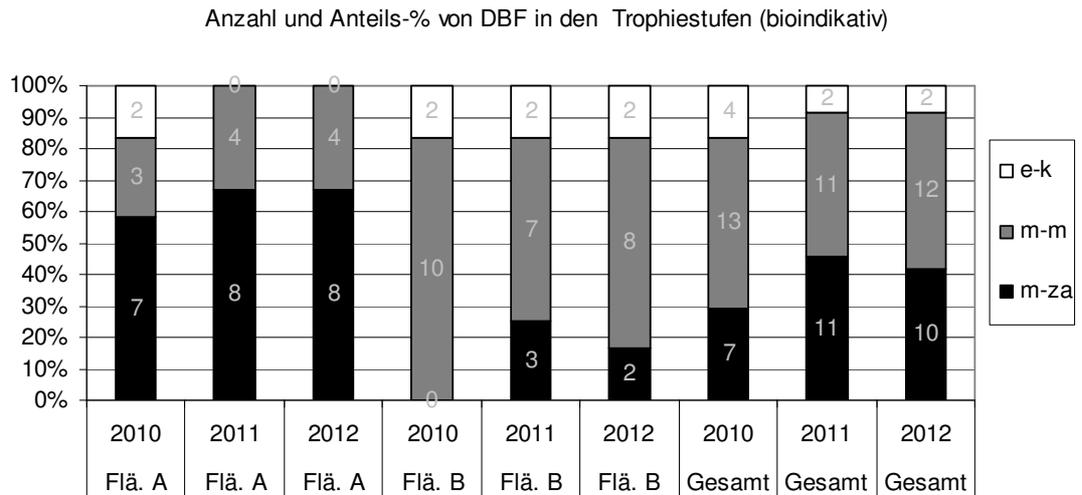


Abbildung 5.28. Anzahl und Prozent-Anteil von DBF in den Trophiestufen (bioindikativ) auf allen Flächen und auf den Teilflächen A und B (Vollaufnahmen, n = 24, Fläche A/B je 12).

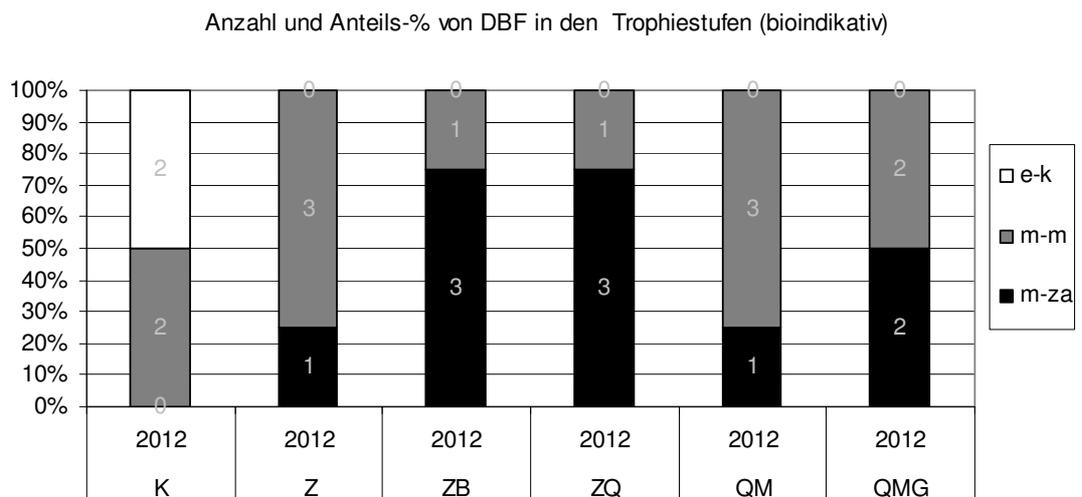


Abbildung 5.29. Anzahl und Prozent-Anteil von DBF in den Trophiestufen (bioindikativ) im Jahr 2012 in den Ausbringungs-Varianten (Vollaufnahmen, DBF-Anzahl: je 4 pro Variante).

An den Deckungsanteilen der Zeigergruppen (Abbildung 5.30) wird ersichtlich, dass die Mesotrophiezeiger (Stufenspanne oligotroph bis mesotroph-mittel: o..m) nach 2010 insgesamt stärker vertreten sind als die nährstoffbedürftigen Arten, die hier als Meso-Eutrophiezeiger (Stufenspanne polytroph bis mesotroph-mittel: p..m) bezeichnet werden. Die Oligo-Mesotrophiezeiger (o..za) sind Bestandteil der Mesotrophiezeiger und stehen für die Arten mit geringer Konkurrenzkraft, die natürlicherweise die ärmsten Lebensräume besiedeln. Beide Gruppen zeigen bis 2012 eine zunehmende Tendenz, die jedoch in Zukunft geringe Zunahme bis leichte Abnahme annehmen lässt. Die Nährstoffzeiger sind in ähnlicher Weise zur großen Gruppe Meso-Eutrophiezeiger zusammengefasst (p..m) und ein Teil davon sind die besonders nährstoffbedürftigen Eu-Polytrophiezeiger (p..k). Während die große Gruppe eine leicht ansteigende Tendenz aufweist, nehmen die Eu-Polytrophiezeiger insgesamt leicht ab.

In Abbildungen 5.31 und 5.32 sind die mittleren Deckungssummen der beiden großen Trophie-Gruppen nochmals in den Varianten im Zeitverlauf dargestellt. Dabei wird deutlich, dass die Mesotrophiezeiger in der Kontrolle zwar zunächst auch zunahmten, danach aber abnahmen. In der Kontrolle haben sich spontan und durch Verdriftung aus den Ansiedlungsflächen mesotrophente Arten etabliert. Auf den Ansiedlungsvarianten steigt die Deckung der Mesotrophiezeiger dagegen noch deutlich bis 2012 an. Eine Ausnahme ist die Variante QM, die mehrheitlich auf dichter bewachsenen Flächen verteilt ist und auch größere P- und K-Gehalte in der Biomasse aufweist (s. Abschnitte 5.2.1 Vegetationsstruktur und 5.3 Biomasseprobenanalysen). Die Mesotrophiezeiger entwickeln sich in der Variantengruppe mit Ausbringung der Querschnittsprobe (ZQ, QM, QMG, s. Abbildung 5.33) insgesamt etwas schwächer, als in der Gruppe ohne Querschnittsprobe (Z und ZB). Daher kann angenommen werden, dass sich durch die Querschnittsprobe auch Konkurrenten besser entwickeln, welche die Mesotrophiezeiger etwas zurückdrängen. Besonders stark ist die Entwicklung des Mooses *Calliergonella cuspidata*, welches wahrscheinlich die mesotrophenten Moosarten zurückdrängt. Dadurch entsteht jedoch kein Abnahmetrend sondern es stellt sich rascher die standortsgemässe Artenzusammensetzung ein, zu der auch dieses Moos gehört.

Die nährstoffbedürftigen Meso-Eutrophiezeiger entwickeln sich stark in der Kontrolle, nehmen in den Varianten mit Querschnittsprobe (ZQ, QM, QMG) leicht zu und nehmen sogar leicht ab in den Ausbringungsvarianten ohne Querschnittsprobe (Z, ZB, Abbildung 5.32). Dieser Effekt geht wahrscheinlich auf den geringeren Konkurrenzdruck ohne Querschnittsprobe zurück, der ja zugleich die mesotrophenten Arten etwas stärker begünstigt. Ob diese Situation aber langfristig, anhält ist fraglich, denn die geringere Menge ausgebrachter Arten bewirkt, dass die Arteneinwanderung und die Vegetationsentwicklung hier länger andauern.

Die Zeigergruppen liefern auch feinere Hinweise auf die Trophiesituation in den Varianten bzw. auf zufällige standörtliche Unterschiede zwischen diesen. Für die Beurteilung eignen sich die nährstoffbedürftigen Meso-Eutrophiezeiger (Abbildung 5.32) besser, weil sie erheblich weniger von den Ansiedlungsmaßnahmen gefördert wurden als die Mesotrophiezeiger. Aus hohen Deckungssummen 2010 lässt sich folgern, dass die Varianten QM und Z anfangs nährstoffreichere Bedingungen aufwiesen. QMG und K zeigen dagegen die niedrigsten Deckungen dieser Gruppe. 2012 ist ein anderer Entwicklungszustand entstanden. Die höchsten Deckungen der Nährstoffzeiger treten 2012 in den Varianten K und QM auf. Alle übrigen Varianten zeigen ein tieferes Niveau mit geringen Unterschieden. QM scheint demnach durchgängig nährstoffreicher als die anderen Ausbringungsvarianten zu sein. In der Kontrollvariante besteht die besondere Situation, dass der Entwicklungsprozess kaum durch die Ansiedlung beeinflusst wurde und die Nährstoffzeiger sich nahezu ohne Konkurrenz der Mesotrophiezeiger auf ein höheres Deckungsniveau entwickeln konnten.

Insofern muss die stark erhöhte Deckung der Nährstoffzeiger dieser Variante niedriger gewichtet werden als eine gleichartige Veränderung bei den Ansiedlungsvarianten.

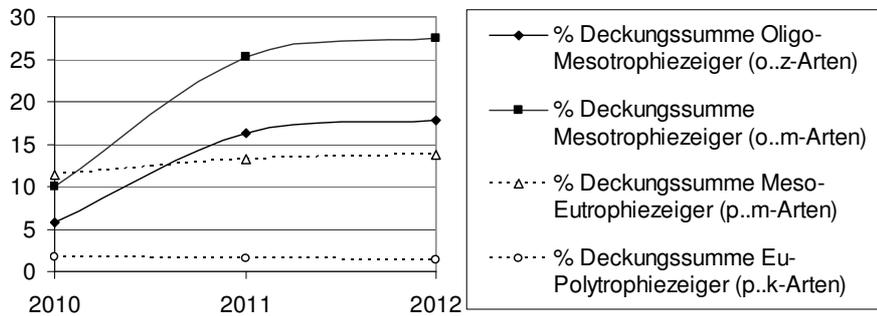


Abbildung 5.30. Zeitliche Entwicklung von 4 Trophiezeigergruppen anhand der mittleren Deckungssummen der Zeigergruppen in allen DBF mit Vollaufnahme (N = 24).

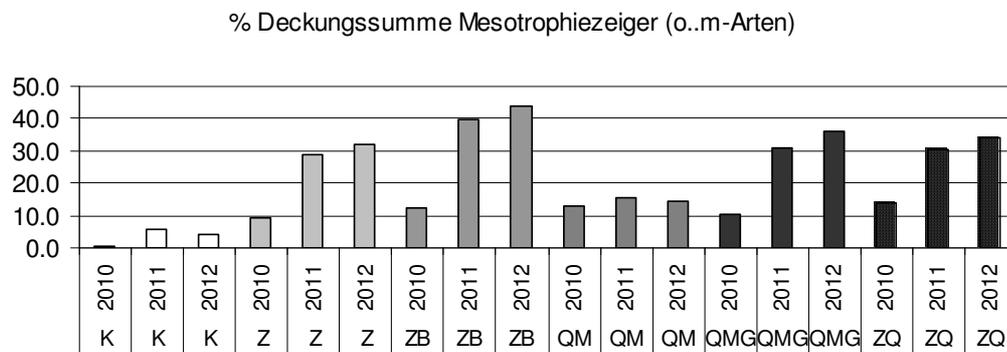


Abbildung 5.31. Zeitliche Entwicklung der Mesotrophiezeiger anhand der mittleren Deckungssummen der Zeigergruppen in den Varianten (Vollaufnahmen N = 24, pro Variante N = 4).

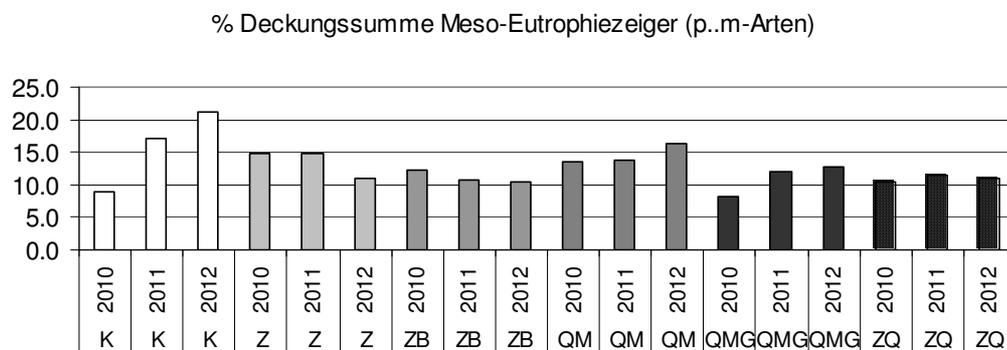


Abbildung 5.32. Zeitliche Entwicklung der Meso-Eutrophiezeiger anhand der mittleren Deckungssummen der Zeigergruppen in den Varianten (Vollaufnahmen N = 24, pro Variante N = 4).

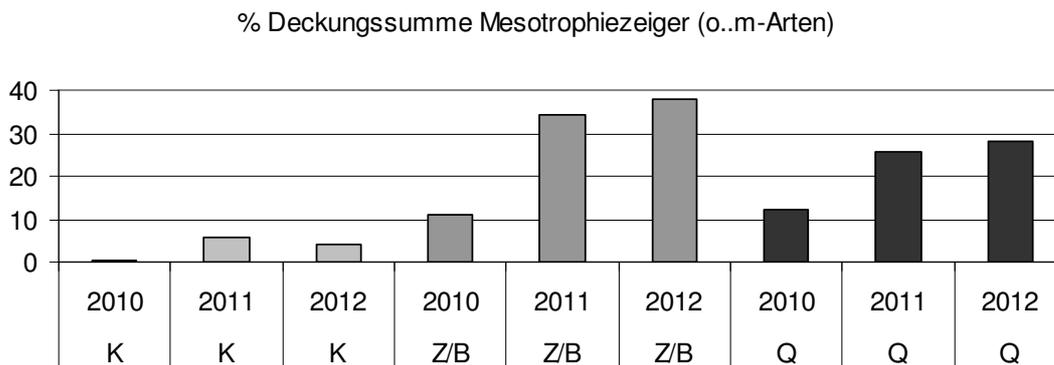


Abbildung 5.33. Zeitliche Entwicklung der Mesotrophiezeiger anhand der mittleren Deckungssummen der Zeigergruppen in den Variantengruppen mit und ohne Querschnittsprobe (K: N = 4; Z/B: Z und ZB, N = 8; Q: QM, QMG, ZQ, N = 12)

Wenn die Aufnahmen nach den Trophiestufen gruppiert werden, kann dargestellt werden, wie sich unter unterschiedlichen lokalen Bedingungen die Zeigergruppen entwickeln (Abbildung 5.34, 5.35). Erwartungsgemäß entwickeln sich die Mesotrophiezeiger unter eutrophen Bedingungen schlecht, jedoch mit einer sehr geringen Anstiegstendenz. In der Stufe mesotroph-mittel zeigt sich insgesamt eine leichte Abnahme, während in der ärmsten Stufe m-za der Anstieg sich noch kaum verringert. Die A-Fläche (Sandfläche), die hohe Anteile der Stufe m-za aufweist, bietet demnach offensichtlich noch immer günstige Entwicklungsbedingungen für die Zielvegetation. Dort nehmen auch die nährstoffbedürftigen Meso-Eutrophiezeiger ab (Abbildung 5.35), während sie in der eutrophen Stufe e-k noch deutlich zunehmen und im mittleren Bereich m-m auch auf mittlerem Niveau verharren.

Abbildung 5.36 zeigt für die gleiche Trophiegruppierung der DBF die Deckungsentwicklung der Zielarten und Bestandesbildner. Da sie überwiegend aus mesotraphenten Arten bestehen, ähnelt die Entwicklungstendenz derjenigen der Mesotrophiezeiger. Sie nehmen in der Stufe m-za noch kaum verlangsamt bis 2012 zu. Auch in der Stufe m-m können sie sich gut halten und es ist noch kein starker Rückgang zu erwarten. In der eutrophen Stufe konnten sie sich jedoch nur sehr schwach etablieren.

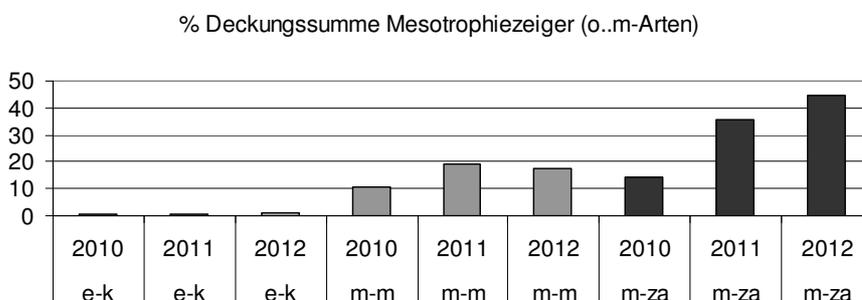


Abbildung 5.34. Zeitliche Entwicklung der Mesotrophiezeiger anhand der mittleren Deckungssummen der Zeigergruppen in einer Gruppierung der DBF nach Trophiestufen (Anzahl DBF je von 2010 bis 2012: e-k: 4, 2, 2; m-m: 13, 11, 12; m-za: 7, 11, 10).

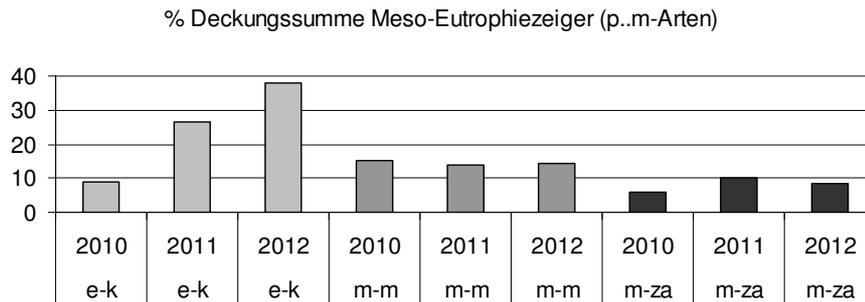


Abbildung 5.35. Zeitliche Entwicklung der Meso-Eutrophiezeiger anhand der mittleren Deckungssummen der Zeigergruppen in einer Gruppierung der DBF nach Trophiestufen (Anzahl DBF je von 2010 bis 2012: e-k: 4, 2, 2; m-m: 13, 11, 12; m-za: 7, 11, 10).

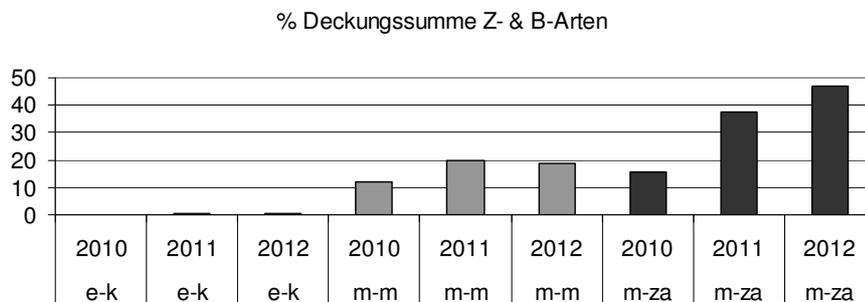


Abbildung 5.36. Zeitliche Entwicklung der Zielarten (Z) und Bestandesbildner (B) und anhand ihrer mittleren Deckungssummen der Zeigergruppen in den Variantengruppen (Anzahl DBF je von 2010 bis 2012: e-k: 4, 2, 2; m-m: 13, 11, 12; m-za: 7, 11, 10).

Insgesamt betrachtet hat sich die Zielvegetation bis 2012 zum Großteil eingestellt und gut entwickelt. Auf den nährstoffreicheren Teilflächen ist höchstens ein geringer Trend zur Ausbreitung der Zielvegetation zu erwarten. Die ärmeren Teilflächen scheinen im Hinblick auf die Nährstoffversorgung bisher stabil zu sein. Der Anteil mesotropher Arten und von angesiedelten Zielarten ist deutlich höher als derjenige eutropher Arten und nimmt weiter zu. Eine Tendenz zur starken Einwanderung eutropher Arten ist bisher nicht zu erkennen. Bei mittlerer Trophie (m-m) überwiegt der Anteil mesotropher Arten im Schnitt bisher. Es gibt es vermutlich lokale Trends in beide Trophie-Richtungen. Insgesamt ist der Anstieg eu- und mesotropher Arten derzeit etwa gleich stark. Darin drückt sich aus, dass die Entwicklung der geschlossenen Vegetationsdecke noch andauert.

5.6.3 Wasserregime und Säure-Basen-Stufe

Alle DBF können dem perkolutiven Wasserregimetyp zugeordnet werden. Das ist auch aus hydrologischer Sicht zu erwarten, da die Flächen leicht geneigt und von Quellwasser durchrieselt sind und kaum großflächig überstaut werden. Auch in der Säure-Basen-Stufenzuordnung ergeben sich keine deutlichen Differenzierungen. Alle DBF können der Stufe kalkhaltig zugeordnet werden. Kalkausfällungen sind aktuell tatsächlich an der

Oberfläche zu beobachten. Es kommt jedoch zu keiner Anreicherung im Torf. Wie sich auch am vereinzelt Auftreten von Arten wie Sumpfhhaarstrang oder Straußgilbweiderich andeutet, liegt der Säure-Basen-Status nahe an der Grenze zur Stufe subneutral.

5.6.4 Sukzessionszustand

Die Anwesenheit einer Reihe von „Störungszeigern“ wie z. B. Weißklee, Gemeiner Löwenzahn oder kurzlebigen Moosen (z. B. *Leptobryum pyriforme*) erlaubt die Einordnung der Vegetation in frühe oder spätere Entwicklungs- bzw. Sukzessionsstadien. Die DBF wurden anhand dieser Arten in ein frühes Stadium („semiterrestrische Pionierstaudenflur“) und ein weiter entwickeltes Stadium („Ried/Staudenflur“) eingeordnet (Abbildung 5.37, in Anlehnung an Koska et al. in Succow & Joosten 2001 und Koska et al. 2002). Kurz nach der Abtorfung bestand zunächst ein Anfangsstadium mit geringer Vegetationsbedeckung und hohem Anteil einjähriger Pionierarten. Das derzeitige frühe Stadium ist somit bereits ein Folgestadium, das durch das gemeinsame Vorkommen von kurzlebigen und langlebigen Arten gekennzeichnet ist. 2010 wurden noch rund 80 % der DBF diesem frühen Stadium zugeordnet. Bis 2012 sind es nur noch rund 10 % die ausschließlich in der Kontrolle noch fortbestanden (Tabelle 5.16).

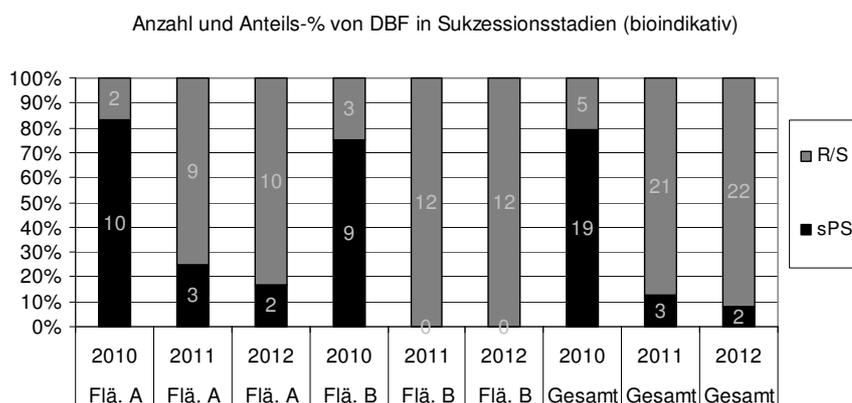


Abbildung 5.37. Anzahl und Prozent-Anteil von DBF in den Sukzessionsstadien (bioindikativ) auf allen Flächen und auf den Teilflächen A und B. sPS: semiterrestrische Pionierstaudenflur (frühes Stadium), R/S: Ried/Staudenflur (späteres Entwicklungsstadium).

Tabelle 5.16. Prozent-Anteil von DBF in den Sukzessionsstadien (bioindikativ) im Jahr 2012 in den Ausbringungs-Varianten (je n = 4). sPS: semiterrestrische Pionierstaudenflur (frühes Stadium), R/S: Ried/Staudenflur (späteres Entwicklungsstadium).

Variante	K	Z	ZB	ZQ	QM	QMG
sPS	50	0	0	0	0	0
R/S	50	100	100	100	100	100

5.6.5 Zeigerwerte nach Ellenberg

Die Zeigerwerte sind in Ellenberg et al. (1991) dokumentiert und näher beschrieben. Ausgewertet wurden die Lichtzahl als Indikator für den Lichtgenuss (negativ korreliert mit der Vegetationsdichte), die Feuchtezahl als Indikator für die Wasserstufe, die Reaktionszahl als Indikator für den pH-Wert und die Stickstoffzahl als Indikator für die Trophiestufe. Die Zunahme eines Zeigerwerts zeigt immer eine Zunahme der Intensität des entsprechenden Umweltfaktors (heller, nasser, basen/kalkreicher, nährstoffreicher) an.

In der ersten Pionierphase nach Ansiedlung müssen sich die Umweltfaktoren bei einer Veränderung der mittleren Zeigerwerte in den Vegetationsaufnahmen nicht zwangsläufig geändert haben. Zunächst spiegelt die Veränderung der Zeigerwerte die Anpassung der Artenzusammensetzung an die Standortbedingungen wider. Dabei entstehen aber Wechselwirkungen, die den Standort für die Pflanzen wiederum verändern (Beschattung nimmt zu, Nährstoffe werden gebunden, Wasserrückstau entsteht durch die Moose). Auch beeinflusst (verfälscht) anfangs die zum Teil begrenzte Diasporenverfügbarkeit von standorttypischen Pflanzenarten den Zeigerwert. Die Interpretation in den ersten Jahren ist daher mit Unsicherheiten verbunden. Wird in der bestehenden (geschlossenen) Vegetation eines naturnahen Moores ein Parameter verändert, z. B. der Wasserstand angehoben, kann die Reaktion der Feuchtezahl auch nach einigen Jahren nur sehr gering ausfallen, obwohl in den ökologisch-soziologischen Artengruppen bereits deutliche Reaktionen erkennbar sind.

Die Veränderung des Medians (mittelster Wert in der Rangfolge der Zahlenwerte) und des Mittelwerts (arithmetisches Mittel) können entsprechend ihrer Eigenschaften scheinbar widersprüchliche (entgegengesetzte) Veränderungstendenzen haben. So können einzelne wenige Untersuchungsflächen von Anfang an deutlich nährstoffreicher als die Mehrzahl der DBF sein, was den Mittelwert der Stickstoffzahl in den ersten Jahren erhöhen kann. Gleichzeitig kann es auf einer etwas größeren Zahl an Untersuchungsflächen eine geringfügige Änderung in Richtung nährstoffärmeren Bedingungen erfolgen, so dass sich der Median simultan etwas in Richtung Nährstoffarmut verringert.

Nachfolgend werden die in Turboveg berechneten Ellenbergschen Zeigerwerte (gewichtet nach den Dominanzen der Arten) für die Jahre 2010-2012 dargestellt. Zudem werden die Veränderungen zwischen 2010 und 2012 als Differenztafel (2012-2010) dargestellt. Hinsichtlich der Feuchtezahl ist beim Vergleich der Varianten zu bedenken, dass Rückstaueffekte durch die Mooschicht alle DBF mehr oder weniger gleich betreffen, da das Wasser aus den moosärmeren DBF der Kontrolle ja nur durch die angrenzenden DBF hindurch abfließen kann.

Lichtzahl

Die Lichtzahl verringert sich im Vergleich von 2012 zu 2010 nur in den Varianten K und QM. Dies entspricht den Ergebnissen bei der Auswertung der Vegetationshöhe der Krautschicht und des Beschattungsindex, die in diesen Varianten ebenfalls etwas höhere Vegetationsdichte und entsprechend geringeren relativen Lichtgenuss anzeigen. Die Lichtzahl nimmt in den Varianten mit dem größten Anteil nährstoffarmer DBF am stärksten zu (Z, ZB), was auf die geringen Vegetationshöhe aufgrund der relativen Nährstoffarmut zurückgeht.

Insgesamt hat sich die Lichtzahl aber auf den beiden Versuchsflächen erhöht. Dies dürfte an der Zunahme der Artnachweise von Arten mit hoher Lichtzahl im Verlauf der Zeit liegen, die erst im Lauf der Zeit aus den ausgebrachten Samen gekeimt sind.

Feuchtezahl

Die Feuchtezahl nimmt zwischen 2010 und 2012 hinsichtlich des Medians auf beiden Versuchsflächen leicht zu (A = +0,12; B = +0,25). Der Mittelwert bleibt nahezu unverändert (A = 0,01; B = - 0,03). Dieser Befund deckt sich mit der Auswertung der Wasserstandsdaten des Datenloggers und der Stichtagsmessung, die einen leichten Anstieg des mittleren Wasserstandes und des Mikroreliefs durch das Wachstum der Moose zeigen.

Reaktionszahl

Die Reaktionszahl ändert sich auf den beiden Versuchsflächen gegensätzlich. Auf der A-Fläche (Sandfläche) ist eine leichte Zunahme zu verzeichnen (Median +0,09) auf der B-Fläche (Torffläche) hingegen eine deutliche Abnahme (Median = - 0,38). Im Mittelwert nehmen beide Flächen leicht ab (A = - 0,06; B = - 0,1). Dieser Unterschied ist vermutlich in der unterschiedlich guten Versorgung mit kalkhaltigem Quellwasser begründet. Die A-Fläche hat augenscheinlich eine stärkere Überrieselung mit Quellwasser als die B-Fläche.

Stickstoffzahl

Bei der Stickstoffzahl ist auf beiden Flächen eine Abnahme des Medians zu verzeichnen (A = - 0,33; B = - 0,46). Diese Abnahme ist zugleich die deutlichste Veränderung unter allen Zeigerwerten. Im Mittelwert ist hingegen eine leichte Zunahme zu verzeichnen (A = +0,2; B = +0,13). Bei diesen Veränderungen ist zu berücksichtigen, dass die Fläche B (Mittelwert 2012 = 4,66) erheblich nährstoffreicher ist, als Fläche A (Mittelwert 2012 = 3,79).

Hinsichtlich des Mittelwerts der Stickstoffzahl sind 2012 die Varianten ZB, QMG und ZQ die nährstoffärmsten (ZB, QMG = 3,6; ZQ = 3,55). Dies kann zum einen die Standortbedingungen in der Vegetationsstruktur widerspiegeln zum anderen auch nur oder mit Ausdruck der in diesen Varianten hinsichtlich des Ansiedlungserfolgs am besten ausgeprägten Artenkombination lebensraumtypischer Arten sein.

Tabelle 5.17. Mittel der Mittelwerte (Ave) und der Mediane (Med) der Zeigerwerte auf den DBF der Varianten auf den Versuchsflächen (A = Sandfläche; B = Torffläche; DBF n = 24).

Variante	Zeigerwert	2010		2011		2012	
		A	B	A	B	A	B
1 K	L Ave	7,35	7,05	7,35	7,05	7,3	6,9
	L Med	7	7	7	7	7	7
	F Ave	7,65	8,2	8,2	8,35	7,95	8,5
	F Med	8	7,5	7,25	8	8	8,75
	R Ave	5,85	6,25	5,35	5,85	5,2	5,95
	R Med	6	6,25	6	6,25	6	6
	N Ave	3,45	4,5	3,5	4,65	3,75	4,8
	N Med	4,5	5,5	4,5	6	4	5
2 Z	L Ave	7,35	7,4	7,65	7,5	7,65	7,5
	L Med	7	7	7	7	7	7
	F Ave	7,7	8,3	7,65	8,1	7,65	8,05
	F Med	7,75	8	8	8	8	8
	R Ave	5,2	6,6	5,2	6,75	5,35	6,75
	R Med	6	6,5	6	6,75	6	6,25
	N Ave	4,05	4,05	3,95	4,55	3,9	4,55
	N Med	4	4,5	4,25	4,25	4	4
3 ZB	L Ave	7,55	7,2	7,8	7,5	7,8	7,4
	L Med	7	7	7	7	7	7
	F Ave	7,8	8,05	7,65	7,9	7,65	7,85
	F Med	7,5	7,75	8	8	8	8
	R Ave	5,8	6,4	5,85	6,3	6,1	6,3
	R Med	5,5	6,5	6	6	6	6
	N Ave	3,15	4,95	3,5	4,7	3,6	4,65
	N Med	4	4,5	4	4,25	3,5	4
4 ZQ	L Ave	7,65	7,4	7,75	7,5	7,7	7,4
	L Med	7	7	7	7	7	7
	F Ave	7,65	7,8	7,5	7,7	7,5	7,75
	F Med	8	8	8	8	8	8
	R Ave	6,25	6,5	6,15	6,2	6,25	6,25
	R Med	5,75	6	6	6	6	6
	N Ave	3,3	4,7	3,4	4,55	3,55	4,6
	N Med	4,5	4,5	4,5	4,75	4,25	4
5 QM	L Ave	7,7	7,4	7,55	7,5	7,55	7,35
	L Med	7	7	7	7	7	7
	F Ave	7,45	8	7,5	7,9	7,55	8,05
	F Med	8	8	8	7,5	8	8
	R Ave	6,15	6,45	6	6,35	6,05	6,45
	R Med	6,25	7	5,5	5,5	5,5	6
	N Ave	4,1	4,35	4,25	4,6	4,35	4,6
	N Med	4,5	5	4,25	4,5	4	4,75
6 QMG	L Ave	7,65	7,5	7,85	7,6	7,85	7,5
	L Med	7	7	7	7	7	7
	F Ave	7,55	7,8	7,55	7,65	7,55	7,8
	F Med	8	8	8	8	8	8
	R Ave	6,1	6,65	6,1	6,55	6	6,55
	R Med	5,5	6,25	6,25	6,25	6	6
	N Ave	3,5	4,6	3,8	4,75	3,6	4,75
	N Med	4,25	4,5	4,5	4,75	4	4

Ave 1-6	L Ave	7,54	7,33	7,66	7,44	7,64	7,34
Ave 1-6	L Med	7	7	7	7	7	7
Ave 1-6	F Ave	7,63	8,03	7,68	7,93	7,64	8
Ave 1-6	F Med	7,88	7,88	7,88	7,92	8	8,13
Ave 1-6	R Ave	5,89	6,48	5,78	6,33	5,83	6,38
Ave 1-6	R Med	5,83	6,42	5,96	6,13	5,92	6,04
Ave 1-6	N Ave	3,59	4,53	3,73	4,63	3,79	4,66
Ave 1-6	N Med	4,29	4,75	4,33	4,75	3,96	4,29

Tabelle 5.18. Mittel der Mittelwerte (Ave) und der Mediane (Med) der Zeigerwerte auf den DBF der Varianten auf den Versuchsfeldern und Differenz (2012-2010) (A = Sandfläche; B = Torffläche; DBF n = 24).

Variante	Zeigerwert	2010		2012		2012-2010	
		A	B	A	B	A	B
1 K	L Ave	7,35	7,05	7,3	6,9	-0,05	-0.15
	L Med	7	7	7	7	0	0
	F Ave	7,65	8,2	7,95	8,5	0,3	0.3
	F Med	8	7,5	8	8,75	0	1.25
	R Ave	5,85	6,25	5,2	5,95	-0,65	-0.3
	R Med	6	6,25	6	6	0	-0.25
	N Ave	3,45	4,5	3,75	4,8	0,3	0.3
	N Med	4,5	5,5	4	5	-0,5	-0.5
2 Z	L Ave	7,35	7,4	7,65	7,5	0,3	0.1
	L Med	7	7	7	7	0	0
	F Ave	7,7	8,3	7,65	8,05	-0,05	-0.25
	F Med	7,75	8	8	8	0,25	0
	R Ave	5,2	6,6	5,35	6,75	0,15	0.15
	R Med	6	6,5	6	6,25	0	-0.25
	N Ave	4,05	4,05	3,9	4,55	-0,15	0.5
	N Med	4	4,5	4	4	0	-0.5
3 ZB	L Ave	7,55	7,2	7,8	7,4	0,25	0.2
	L Med	7	7	7	7	0	0
	F Ave	7,8	8,05	7,65	7,85	-0,15	-0.2
	F Med	7,5	7,75	8	8	0,5	0.25
	R Ave	5,8	6,4	6,1	6,3	0,3	-0.1
	R Med	5,5	6,5	6	6	0,5	-0.5
	N Ave	3,15	4,95	3,6	4,65	0,45	-0.3
	N Med	4	4,5	3,5	4	-0,5	-0.5
4 ZQ	L Ave	7,65	7,4	7,7	7,4	0,05	0
	L Med	7	7	7	7	0	0
	F Ave	7,65	7,8	7,5	7,75	-0,15	-0.05
	F Med	8	8	8	8	0	0
	R Ave	6,25	6,5	6,25	6,25	0	-0.25
	R Med	5,75	6	6	6	0,25	0
	N Ave	3,3	4,7	3,55	4,6	0,25	-0.1
	N Med	4,5	4,5	4,25	4	-0,25	-0.5

5 QM	L Ave	7,7	7,4	7,55	7,35	-0,15	-0.05
	L Med	7	7	7	7	0	0
	F Ave	7,45	8	7,55	8,05	0,1	0.05
	F Med	8	8	8	8	0	0
	R Ave	6,15	6,45	6,05	6,45	-0,1	0
	R Med	6,25	7	5,5	6	-0,75	-1
	N Ave	4,1	4,35	4,35	4,6	0,25	0.25
	N Med	4,5	5	4	4,75	-0,5	-0.25
6 QMG	L Ave	7,65	7,5	7,85	7,5	0,2	0
	L Med	7	7	7	7	0	0
	F Ave	7,55	7,8	7,55	7,8	0	0
	F Med	8	8	8	8	0	0
	R Ave	6,1	6,65	6	6,55	-0,1	-0.1
	R Med	5,5	6,25	6	6	0,5	-0.25
	N Ave	3,5	4,6	3,6	4,75	0,1	0.15
	N Med	4,25	4,5	4	4	-0,25	-0.5
Ave 1-6	L Ave	7,54	7,33	7,64	7,34	0,1	0.01
Ave 1-6	L Med	7	7	7	7	0	0
Ave 1-6	F Ave	7,63	8,03	7,64	8	0,01	-0.03
Ave 1-6	F Med	7,88	7,88	8	8,13	0,12	0.25
Ave 1-6	R Ave	5,89	6,48	5,83	6,38	-0,06	-0.1
Ave 1-6	R Med	5,83	6,42	5,92	6,04	0,09	-0.38
Ave 1-6	N Ave	3,59	4,53	3,79	4,66	0,2	0.13
Ave 1-6	N Med	4,29	4,75	3,96	4,29	-0,33	-0.46

5.6.6 Vegetationsformen

Die Vegetationsformen wurden nach dem Vorkommen und Nichtvorkommen von ökologisch-soziologischen Artengruppen sensu Succow & Joosten (2001) zugewiesen. Die Abkürzungen sind in den Spalten der betreffenden DBF mit vollständiger Vegetationsaufnahme in der Vegetationstabelle auf der CD-ROM enthalten. Es wurden folgende Vegetationsformen ausgedehnt:

- BKR: Braunmoos-Kalkbinsen-Ried (Ried 5+P m-za)
- SWR: Sumpfstendelwurz-Wunderseggen-Ried (Ried: 5+P m-m)
- SRR: Sumpfbaldrian-Rispenseggen-Ried (Ried 5+P e-k)
- SPS: Sumpfstendelwurz-Pfeifengras-Staudenflur (Staudenflur 5+p m-m)

Mit dem Zusatzsymbol p werden Pionier-Ausprägungen bezeichnet die, konzeptionell einer eigenen Formationsgruppe zugeordnet werden müßten und demgemäß als eigenständige Vegetationsformen zu betrachten wären, derzeit jedoch nicht eigens klassifiziert, d. h. nicht eigens benannt sind.

5.6.7 FFH-Lebensraumtypen

Die Zuordnung zum FFH-Lebensraumtyp 7230 "Kalkreiche Niedermoore" erfolgt pauschal für die Ried-Vegetationsformen mesotroph-kalkhaltiger Standorte und ist im Allgemeinen durch viele kennzeichnende, insbesondere ausgebrachte Arten gesichert. Im Einzelnen ist mit Unschärfen der Zuordnung zu den Typen 7210 "Kalkreiche Sümpfe mit *Cladium mariscus* und Arten des Caricion *davallianae*" und 7140 "Übergangsmoore" zu rechnen, die hier nicht eingehend geprüft wurden, weil es für das Versuchsziel nicht vordringlich ist. Ebenso ist die Zuordnung zum Typ 6410 "Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonig-schluffigen Böden (*Molinion caeruleae*)" pauschal vorgenommen bei Vegetation, die mesotroph-kalkreiche Standorte mit Wasserständen unter Flur indiziert. Auch hier kann es im Detail Zuordnungsunschärfen zum Typ 7230 geben oder Zuordnungen sind grenzwertig. Die LRT-Zuordnung ist in den Spalten der betreffenden DBF mit vollständiger Vegetationsaufnahme in der Vegetationstabelle auf der CD-ROM enthalten.

5.7 Ansiedlungserfolg

Für die Bewertung des Erfolgs der getesteten Verfahren zur Ansiedlung typischer Pflanzengemeinschaften nährstoffarmer Basenreicher Niedermoore werden Daten aus den Dauerbeobachtungsflächen (60 DBF) und aus den Subplots (4 Subplots pro DBF) genutzt. Zum einen wird der Etablierungserfolg der im Projekt ausgewählten Zielarten und Bestandesbildnerarten verglichen. Dieser unterteilt sich in Frequenzen und Deckungswerten auf den Dauerbeobachtungsflächen (DBF) und in die Frequenzen in den Subplots der DBF als Häufigkeits- und Dichtemaß in der Fläche. Es wird zum einen für die Varianten der mittlere Deckungswert der betreffenden Ansiedlungsvariante in allen DBF mit Artnachweis berechnet. Der mittlere Deckungswert der DBF mit Artnachweis sagt aus, welchen Deckungswert die Art in der betreffenden Variante im Mittel auf den von ihr besetzten DBF erreicht. DBF ohne Artnachweis gehen in diesem Fall nicht als Nullwerte in die Berechnung mit ein. Der Wert sagt also etwas über die erreichten Dominanzwerte der Art in den tatsächlich okupierten DBF aus, aber nichts über die Anzahl der DBF mit Artnachweis und auch nichts über den mittleren Deckungsanteil der Art auf allen DBF innerhalb der Ansiedlungsvariante.

Als zweiter artbezogener Deckungswert wird der mittlere Deckungswert in allen DBF innerhalb einer Ansiedlungsvariante berechnet und diese artspezifischen Deckungswerte dann zu Zielarten und Bestandesbildner gruppenweise addiert. In diesem Fall also mit dem Wert Null für die DBF, in denen die Art nicht auftritt. Dieser Wert steht für die mittlere Deckung in allen DBF einer Variante oder anders ausgedrückt auch für den Deckungsanteil der Art in der Variante. Dieser Mittelwert über alle DBF (unabhängig vom Vorkommen der Art) wird bei der Einzelartenbewertung zusammen mit der Stetigkeit in der betreffenden Variante in den Diagrammen zum Ansiedlungserfolg dargestellt.

Als Wert für die Häufigkeit des Artnachweises in den DBF einer Variante wird die Stetigkeit berechnet. Sie gibt den Prozentanteil der DBF mit Artnachweis innerhalb der jeweiligen Variante an. Da die Anzahl der DBF in den Varianten QM und QMG nur je 6 DBF beträgt, sind die Angaben für diese beiden Varianten nur recht ungenau, da hier zufällige Standortunterschiede stärker als in den anderen Varianten ungleich verteilt sind. QM ist deutlich nährstoffreicher als QMG. Eine Ursache ist mit der deutlich höhere Bultanteil der Variante QM.

Zudem wurden aus den Vorkommen auf den DBF und den Subplots Umrissflächen für die Zielarten und Bestandesbildnerarten im GIS-Modell berechnet, welche ein weiteres Maß für die räumliche Verteilung auf den beiden Versuchsflächen ergeben und zudem dynamische Prozesse wie Besiedlung und Erlöschen auf Teilflächen sichtbar machen können. Mit Hilfe dieser Information kann die bisherige Stabilität der Etablierung bewertet werden.

Die Frequenz des Auftretens der Arten in den Subplots gibt zudem ein genaueres Maß für die Häufigkeit der Arten, als allein der Nachweis und der zumindest bei den Gefäßpflanzenarten zunächst meist nicht weiter differenzierende Dominanzwert auf den DBF.

Um die Varianten hinsichtlich des Ansiedlungserfolgs auch mit möglichst übergreifenden Parametern anschaulich bewerten zu können, wurden zudem die mittlere Artenanzahl der festgestellten Z- und B-Arten in den DBF einer Variante berechnet und ein weiteres, frequenzabhängiges Maß, der relative Ansiedlungserfolg. Dieser berechnet sich aus der Summe der Artnachweise (Präsenz/Absenz) der Z- und B-Arten in den 4 Subplots jeder DBF. Der theoretisch maximal mögliche Ansiedlungserfolg wäre eine vollständige Gleichverteilung aller Zielarten oder Bestandesbildnerarten in allen 4 Subplots der DBF. 100 Prozent Ansiedlungserfolg entspricht also der Artenanzahl der Gefäßpflanzen und Moosarten der betrachteten Artengruppe (Z- oder B-Arten) * 4 Subplots * Anzahl der DBF in der Variante. Der Parameter des relativen Ansiedlungserfolgs (% SSP = Prozent der maximal erreichbaren

Summe auf Subplots) gibt prozentual an, wie viele Artenachweise es in den Subplots aller DBF einer Variante im Bezug auf den theoretischen Maximalwert innerhalb der Artengruppe (Z oder B; und nach Gefäßpflanzen (G) und Moosen (M) weiter getrennt) gibt. Der Parameter hat den Vorteil, dass er gegen zufällige Einspülungen und Verschleppungen in nur einzelne Subplots einer DBF relativ unempfindlich ist. Allein anhand dieses Parameters ist aber keine Aussage möglich, ob wenige Arten in vielen Subplots auf den DBF einer Variante vorkommen oder viele Arten in wenigen Subplots. Er muss daher immer in Bezug zur mittleren Artenzahl der betrachteten Artengruppe (Z-Arten; B-Arten) betrachtet werden.

Neben der Etablierung der Zielarten und Bestandesbildner sollen mit den Ansiedlungsvarianten natürlich auch möglichst viele weitere charakteristische (lebensraumtypische) Arten mesotropher Basenreicher Niedermoore mit angesiedelt werden. Als Parameter wurde dazu die Anzahl der Zeigerarten für mesotrophe Bedingungen nach dem Greifswalder Vegetationsformenkonzept (ff. als M-Arten bezeichnet) als weitere Teilgruppe, zusammen mit den Z-Arten und B-Arten, zu der Summe der charakteristischen (lebensraumtypischen) Arten der wiederherzustellenden Pflanzengemeinschaften zusammengefasst. Die mittlere Anzahl pro DBF der in den Varianten ungezielt mit angesiedelten Zeigerarten für mesotrophe Bedingungen (M-Arten) wird daher in den Diagrammen teils mit angegeben.

Zudem ist ebenfalls auch die Frage von Interesse, wieviele Pflanzenarten insgesamt auf den DBF in den Ansiedlungsvarianten neu nachgewiesen werden konnten, die zuvor auf den Versuchsflächen und in der näherer Umgebung (ca. 50 m Umkreis) im Jahr 2009 noch nicht nachgewiesen werden konnten. Diese mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit durch die Ansiedlungsverfahren übertragenen Arten zeigen den gesamten Artenpool an, der mit Hilfe der jeweiligen Ansiedlungsverfahren neu auf den Flächen angekommen sind. Diese Artengruppe wird als angesiedelte Arten bezeichnet und umfasst alle Arten, also auch Z-, B- und M-Arten, die nach der Ansiedlung neu nachgewiesen wurden. Einige der Bestandesbildner (*Carex lasiocarpa*, *Carex panicea*, *Carex rostrata*, *Juncus articulatus* und *Plagiomnium elatum*) wurden 2009 bereits auf der Versuchsfläche oder in der Umgebung nachgewiesen. Diese B-Arten wurden daher nicht zu dieser Summe der angesiedelten Arten dazugezählt, auch wenn sie ebenfalls übertragen wurden.

Die Artenachweise der Zielarten und Bestandesbildner in der Kontrollvariante 1 gehen, mit Ausnahme von *Carex lasiocarpa*, *Carex panicea*, *Carex rostrata*, *Juncus articulatus*, *Climacium dendroides* und *Plagiomnium elatum*, vermutlich vollständig auf Einspülung und Verschleppung aus den eigentlichen Ansiedlungsvarianten (2-6) zurück. Diese Vorkommen werden daher meist nicht weitergehend kommentiert.

Zur Interpretation der Ergebnisse ist es sinnvoll sich vorab eine konzeptionelle Limitation der Ansiedlungsvarianten vor Augen zu halten. In den Varianten Z (Zielarten) und ZB (Zielarten und Bestandesbildner) wurden jeweils Gefäßpflanzensamen und gehäckselte Moose aus Einzelartenaufsammlung ausgebracht. Während die Samen der Gefäßpflanzen streng nach Arten getrennt von Hand sammelbar sind, handelt es sich bei der Sammlung der Moosarten in Wirklichkeit auch um eine Art spezialisierte Querschnittsprobe mehrerer Moos- und Gefäßpflanzenarten von ausgewählten Mikrostandorten. Die Zielarten dominieren zwar die entnommene Moosmenge, aber weitere Moosarten sind als kleine Sprosstücke mit den gezielt gesammelten Moosarten untrennbar verwoben. Zudem finden sich generative (Sporen) und vegetative Ausbreitungseinheiten (Brutblätter) von weiteren lebensraumtypischen Moosarten zwischen den gezielt gesammelten Moosen der ZB-Arten. Ebenso werden einige Gefäßpflanzensamen oder sogar Orchideenvorkeime mit enthalten sein. Es hängt also auch von der Auswahl der gezielt gesammelten Moosarten mit ab, welche Pflanzengesellschaften von welchen Mikrostandortebenen bevorzugt übertragen werden.

Zudem wird bei der Einzelartenbewertung geprüft, ob die vorab gewählte Einstufung in Zielarten (Z-Arten) und Bestandesbildner (B-Arten) für die betreffenden Arten sinnvoll war.

Für eine erfolgreiche Ansiedlung von Zielarten und Bestandesbildnern sind an die beiden Artengruppen unterschiedliche Anforderungen zu stellen. Für beide gemeinsam steht die Forderung, dass sich langfristig überlebensfähige Populationen etablieren sollen. Dazu muss eine Etablierung nicht nur zufällig hier und da, sondern mit einer gewissen Frequenz (Häufigkeit) in der besiedelten Fläche gelingen. Die von den Arten besiedelte Fläche sollte vom Umriss zudem möglichst groß sein. Bei den seltenen und hochgradig gefährdeten Zielarten des Naturschutzes, die oft kleinwüchsig sind und zumindest im Fall der Gefäßpflanzen häufig natürlicherweise keine hohen Dominanzwerte erreichen, ist der in den ersten Jahren erreichte Dominanzwert auf den DBF nur von geringem Interesse. Dieser wird bei vielen seltenen Gefäßpflanzenarten auch langfristig und unter optimalen Habitatbedingungen 1-2% Dominanzanteil meist nicht überschreiten.

Die Bestandesbildner hingegen sollen wesentlich dazu beitragen, den Bestandesschluss in kurzer Zeit sicherzustellen und damit einen erheblichen Teil der verfügbaren Nährstoffe in ihrer Biomasse zubinden. Sie reduzieren in der nährstoffreicheren und offenen Pionierphase nach der Abtorfung die Nährstoff-, Wurzelraum- und Lichtverfügbarkeit für unerwünschte Konkurrenzarten. Pflanzenarten, die innerhalb von 3 Jahren keine größeren Deckungsanteile in der Kraut- oder Moosschicht entwickeln können, sind für diese Aufgabe in der Pionierphase nicht geeignet. Aber auch Arten, die vielleicht erst nach 5-10 Jahren einen wesentlichen Anteil an der Bestandesstruktur erlangen, sind für die langfristige Wiederherstellung des Lebensraums unter Umständen unverzichtbar. Für letztere Arten sind aber geringere Anforderungen an die initial auszubringenden Mengen zu stellen, da für diese Arten allein die Etablierung wachstumsfähiger Populationen reicht, es aber nicht auf einige Jahre mehr oder weniger ankommt, bis diese Arten ihren natürlichen Anteil in der Vegetation übernommen haben.

5.7.1 Zielarten und Bestandesbildner

5.7.1.1 Artenzahlen und Dichte

Die wesentlichen Unterschiede im Ansiedlungserfolg der Ansiedlungsvarianten lassen sich mit Hilfe der Parameter mittlere Anzahl der Z-Arten (Z-MW) und mittlere Anzahl der B-Arten (B-MW) je DBF und mit Hilfe des relativen Ansiedlungserfolgs (% SSP) der Z-Arten und B-Arten auf den Subplots in den DBF der Varianten beschreiben. Zusätzlich ist noch als ergänzender Parameter die mittlere Anzahl weiterer charakteristischer Pflanzenarten für mesotrophe Niedermoore (M-MW) in den DBF der jeweiligen Variante angegeben. Die mittleren Artenzahlen aller drei Gruppen (Z-MW+B-MW+M-MW) zusammen können auch als Gesamtsumme lebensraumtypischer Arten im engeren Sinne zusammengefasst werden.

Diese Parameter allein lassen aber noch keine Rückschlüsse zu, welche Z- und B-Arten jeweils übertragen wurden, da die Mittelwerte der übertragenen Artenanzahl unter der Artenzahl in den ausgebrachten Artengruppen liegt (Gefäßpflanzen: 5 Zielarten und 5 Bestandesbildner; Moose: 3 Zielarten und 6 Bestandesbildner; Zielarten (G+M): 8; Bestandesbildner (G+M): 11). Für eine Bewertung der Eignung der Verfahren zur Übertragung bestimmter Arten ist daher eine Einzelartenbetrachtung unumgänglich. *Juncus articulatus* ist, wie in der ursprünglichen Konzeption des Ansiedlungsversuchs, bei den B-Arten in der Auswertung mit enthalten. Diese Art kam als einzige der im Konzept vorausgewählten ZB-Arten bereits im Sommer 2010 von alleine aus der Samenbank im Boden großflächig auf und wurde daher nicht zusätzlich gesammelt und ausgebracht. Allenfalls ungezielt wurden Samen von *Juncus articulatus* über die Querschnittsprobe ausgebracht. *Juncus articulatus* hat auch ohne gezielte Ansiedlung die ihr zugeordnete Funktion als Bestandesbildner erfüllt. Für die Zahl der gezielt durch Einzelartensammlung übertragenen B-Arten ist also in allen Varianten gedanklich 1 Gefäßpflanzenart abzuziehen, welche zudem auch in fast allen Subplots in allen DBF vorhanden ist.

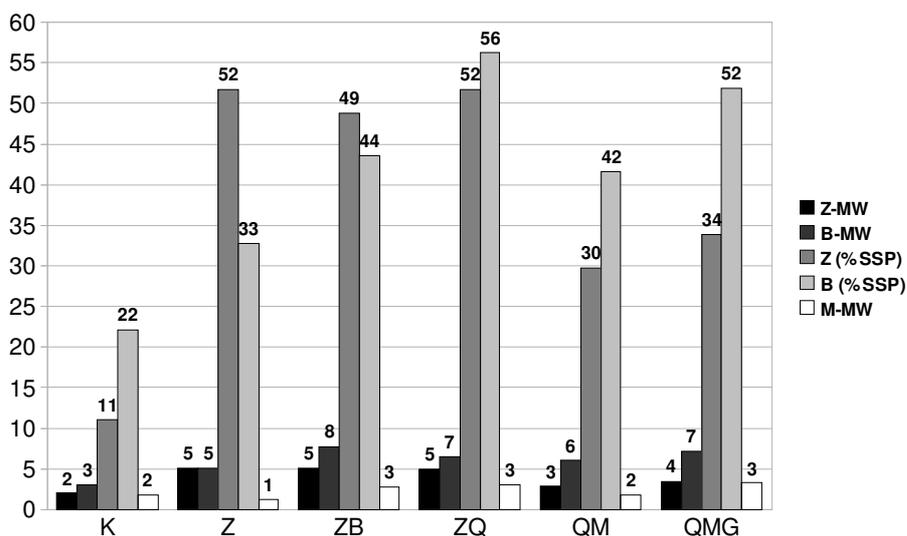


Abbildung 5.38. Variantenvergleich der mittleren Z-, B-, M-Artenzahlen (MW) und relativer Ansiedlungserfolg (% SSP) der Z- u. B-Arten auf den DBF (Z = Zielarten Gefäßpflanzen und Moose; B = Bestandesbildner Gefäßpflanzen und Moose; M = zusätzliche Mesotrophiezeigerarten; % SSP = relativer Ansiedlungserfolg bezogen auf das theoretisches Maximum; DBF n = 60; Jahr 2012).

1. Variante K (Kontrolle). In der Variante K dominieren bei den Z-Arten Einspülungen von *Carex lepidocarpa*, *Drepanocladus cossonii* und *Calliergon giganteum*. Bei den B-Arten dominiert die spontan überall aus der Samenbank im Boden aufgelaufene *Juncus articulatus*. In den Varianten 2-6 mit Ansiedlung sind die mittleren Artenzahlen der Z-Arten um den Faktor 2-2,5 größer, als in der Variante K. Bei den Ansiedlungsvarianten mit Zielartenansiedlung (Z, ZB, ZQ) ist der relative Ansiedlungserfolg der Z-Arten in den Subplots um den Faktor 4,5-4,7 größer, als in Variante K. Bei den Ansiedlungsvarianten mit Bestandesbildneransiedlung (ZB, ZQ, QM, QMG) ist die mittlere Artenzahl der B-Arten um den Faktor 2-2,7 größer und der relative Ansiedlungserfolg der B-Arten in den Subplots um den Faktor 1,9-2,6 größer, als in Variante K. Die Variante K wäre damit auch aufgrund der geringen Artenanzahlen und der geringen Stetigkeit der Arten in den Subplots auch dann nicht zur Wiederherstellung einer naturnahen Vegetation zu empfehlen, wenn man annehmen würde, dass die Artnachweise der ZB-Arten nicht auf Einspülung und Verschleppung zurück gehen.

2. Variante Z (Zielarten). In der Variante Z werden im Mittel 5 Zielarten je DBF gefunden. Die mittlere Zielartenanzahl unterscheidet sich damit nicht gegenüber den anderen Varianten mit Zielartenausbringung (ZB u. ZQ = 5 Z-Arten). Der relative Ansiedlungserfolg der Z-Arten in den Subplots liegt bei 52% und ist damit ebenfalls auf gleich hohem Niveau wie in den Varianten ZB (49%) und ZQ (52%). Ein Vorteil für die Zielarten ist durch Ausbringung der Bestandesbildner in den Varianten ZB und ZQ gegenüber der alleinigen Ausbringung der Zielarten nicht nachweisbar. Die Ursache hierfür liegt aber nicht in einem grundsätzlichen Fehler an dem Zielarten und Bestandesbildnerkonzept, sondern an der Artenauswahl der Zielarten und Bestandesbildner. Die als Zielarten eingestuft Moosarten *Drepanocladus cossonii* und *Calliergon giganteum* sind zugleich die dominanten Bestandesbildner der Moossschicht und in allen Varianten mit Ansiedlung entweder in der Einzelartensammlung und/oder in der Querschnittsprobe enthalten. Diese beiden als Z-Arten geführten Moosarten sind eigentlich Habitatbildner im Sinne der Definition der B-Arten, mehr dazu in dem betreffenden Abschnitt 5.7.1.5 S. 103. Bei den Gefäßpflanzenarten ist der wichtigste Bestandesbildner der ersten 3 Jahre die spontan und zu gleichen Anteilen in allen Varianten aufgelaufene *Juncus articulatus*. Daher gibt es eigentlich keine Ansiedlungsvariante ohne Arten mit Bestandesbildnerpotential.

Die Varianten QM und QMG haben um 1-2 Arten geringere mittlere Z-Artenzahlen (QM = 3; QMG = 4). Es sind in diesen Varianten QM und QMG aber fast nur die beiden Moosarten *Drepanocladus cossonii* und *Calliergon giganteum*, die den Hauptanteil der Z-Arten ausmachen. Die Samen der Z-Gefäßpflanzenarten sind in den Mooren so selten und so ungleich verteilt, dass eine hinreichend häufige Übertragung mit der Querschnittsprobe allein nicht gelingt.

Bei den B-Arten liegt die mittlere Artenanzahl in der Variante Z bei nur 5 Arten. Dies sind 2-3 B-Arten weniger, als in den Varianten ZB, ZQ, QM, QMG mit B-Artenausbringung aus Einzelartenaufsammlung oder aus der Querschnittsprobe. Bei den übertragenen B-Arten in der Variante Z handelt es sich überwiegend um Moosarten, siehe dazu das folgenden Kapitel. Die Variante Z ist damit nicht geeignet, um die im Versuch ausgewählten B-Arten der Gefäßpflanzen sicher zu übertragen. Auch wird im Mittel nur 1 zusätzliche Zeigerart für mesotrophe Verhältnisse übertragen, was von allen Varianten mit Ansiedlung den geringsten Wert darstellt (meist zusätzlich 3 M-Arten übertragen). Bei allen angesielten Arten zusammen betrachtet beträgt der Abstand 7,5-7,75 Arten weniger gegenüber den Varianten ZB u. ZQ. Die mangelhafte Übertragung von nicht gezielt gesammelten Gefäßpflanzenarten erklärt sich leicht aus der geringen und sehr spezialisiert entnommenen Ausbringungsmenge der Z-Moosarten, die Samen wenig Gelegenheit bietet zufällig zwischen den Moosen "mitzureisen".

3. Variante ZB (Zielarten+Bestandesbildner). In der Variante ZB werden im Mittel 5 Zielarten und 8 Bestandesbildner je DBF gefunden. Die mittlere Zahl der übertragenen Z-Arten ist damit gleich hoch wie in den Varianten 2 (Z) u. 4 (ZQ). Hinsichtlich des relativen Ansiedlungserfolgs der Z-Arten gibt es zwischen den Varianten Z, ZB, ZQ keine klaren Unterschiede.

Die mittlere Zahl der übertragenen B-Arten erreicht mit 8 Arten den höchsten Wert in allen Ansiedlungsvarianten (ZQ u. QMG = 7 B-Arten). Der relative Ansiedlungserfolg für die B-Arten (44%) ist um 12-8% niedriger als in den Varianten ZQ (56%) und QMG (52%), aber wiederum 2% höher als in der Variante ZM (42%). In der Variante ZM dominieren eutrophere Flächenanteile, daher sind als sichere Vergleichswerte eher nur die Varianten ZQ und QMG zu werten. Hinsichtlich des relativen Ansiedlungserfolgs sind die Varianten ZQ und QMG jedenfalls der Variante ZB leicht überlegen.

Bei den übertragenen Zeigerarten für mesotrophe Verhältnisse hat die Variante ZB, zusammen mit den Varianten ZQ und QMG, den höchsten Wert von 3 Arten im Mittel. Dies trifft ebenfalls auf die Gesamtsumme aller angesiedelten Arten (ZB Mittelwert 18,75, ZQ Mittelwert 18,5, QMG Mittelwert 17 Arten) zu. Bemerkenswert ist, dass bei dieser Artengruppe kein Unterschied zu den Varianten 4-6 sichtbar wird, obwohl in den Varianten 4-6 eine um den Faktor 4,5-4,7 größere Menge an gehäckselten Moosen ausgebracht worden ist, als in der Variante ZB.

4. Variante ZQ (Zielarten+Querschnittsprobe Mooshäcksels+Drusch). In der Variante ZQ werden im Mittel 5 Zielarten und 7 Bestandesbildner je DBF gefunden. Die mittlere Zahl der übertragenen Z-Arten ist damit gleich hoch wie in den Varianten Z und ZB. Die mittlere Zahl der übertragenen B-Arten erreicht mit 7 Arten den zweithöchsten Wert der Ansiedlungsvarianten (ZB = 8 B-Arten; QMG = ebenfalls 7 B-Arten). Der relative Ansiedlungserfolg ist für die Z-Arten mit 52% (Variante Z = 52%) und für die B-Arten 56% (QMG = 52%) kombiniert bewertet deutlich höher, als in allen übrigen Ansiedlungsvarianten.

Der Unterschied zur Variante 4 (ZB) ist für Z-Arten und B-Arten zusammen betrachtet nur gering. ZB hat geringfügig mehr ZB-Arten (1 B-Art mehr), ZQ hat hingegen etwas höhere relative Ansiedlungserfolge als ZB. Hinsichtlich der B-Arten gibt es keinen wesentlichen Vorteil gegenüber der Variante QMG, wohl aber hinsichtlich der Z-Arten mit einer Z-Art im Mittel mehr und einem um 18% höheren relativen Ansiedlungserfolg der Z-Arten. So ist die Variante ZQ der Variante QMG eindeutig überlegen. Auch hinsichtlich der mittleren Summe aller angesiedelten Arten hat die Variante ZQ (18,5 Arten) den zweithöchsten Wert nach ZB (18,75) und damit noch 1,5 Arten mehr, als die Variante QMG (17).

5. Variante QM (Querschnittsprobe Mooshäcksels). In der Variante QM werden im Mittel 3 Zielarten, 6 Bestandesbildner und 2 zusätzliche M-Arten je DBF gefunden. Dies sind die niedrigsten mittleren Artenzahlen in allen Varianten mit Ansiedlung. Im Vergleich zur Variante 6 QMG (mit Drusch) werden 1 Z-Art, 1 B-Art und 1 M-Art im Mittel weniger übertragen. Der relative Ansiedlungserfolg ist bei den Z-Arten um 4% und bei den B-Arten um 10% schlechter, als in der Variante QMG. Die Variante QM ist damit hinsichtlich der Ansiedlung von Z-Arten (2 Arten im Mittel weniger als in den Varianten Z, ZB, ZQ) nicht geeignet.

Hinsichtlich der Übertragung von B-Arten sind die Unterschiede zu den Varianten ZB, ZQ und QMG nicht gravierend. Auch sind die Unterschiede aufgrund des geringen Stichprobenumfangs (6 DBF) und des größeren Anteils eutropher DBF in der Variante QM hinsichtlich der Unterschiede bei den B-Arten zur Variante QMG und ZQ nur mit Vorsicht zu interpretieren. Der Bultanteil in QM ist deutlich höher als in QMG, was in QM die Nährstoffverfügbarkeit erhöht. Hinsichtlich der geringeren Artenzahlen bei den Z-Arten

bestätigt aber auch die Variante QMG den qualitativen Abstand zu den Varianten mit Z-Artenausbringung.

Betrachtet man die Unterschiede bei allen angesiedelten Arten zusammen (QM 12,75; QMG 17 Arten im Mittel, siehe auch Kapitel 5.7.2 S. 110) und zieht man dazu mit in Betracht, dass die Unterschiede zwischen QM und QMG vor allem in der Artenzahl der B-Gefäßpflanzen begründet sind und auch *Carex lasiocarpa* (eher unempfindlich gegen eutrophere Bedingungen im Vergleich zu den meisten der anderen ZB-Arten) betrifft, so ist der Unterschied mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht allein auf Standortunterschiede zwischen QM und QMG zurückzuführen, sondern vor allem durch die geringere Diasporenverfügbarkeit in der Variante QM verursacht.

6. Variante QMG (Querschnittsprobe Mooshäcksel+Drusch). Die Variante QMG ergänzt die Querschnittsprobe aus der Mooschicht (Variante QM) um den Drusch aus Mähgut. Entnahmebedingte Unterschiede zur Variante QM sollten also vor allem die Gefäßpflanzenarten betreffen, da beim Drusch relativ zur direkten Moosentnahme nur wenig Moose mit transportiert werden.

In der Variante QMG wurden im Mittel 4 Z-Arten, 7 B-Arten und 3 M-Arten je DBF gefunden. Im Vergleich zur Variante 5 QM (ohne Drusch) werden 1 Z-Art, 1 B-Art und 1 M-Art im Mittel mehr übertragen. Bei den übertragenen Zeigerarten für mesotrophe Verhältnisse teilt die Variante QMG mit 3 Arten im Mittel den höchsten Wert zusammen mit den Varianten ZB und ZQ. Auch bei allen angesiedelten Arten zusammen hat die Variante QMG mit 17 Arten im Mittel den dritthöchsten Wert nach ZB (18,75) u. ZQ (18,5) aller Varianten. Dies entspricht der theoretischen Erwartung aufgrund der großen Ausbringungsmenge und des breiten entnommenen Artenspektrums der Querschnittsprobe. Der relative Ansiedlungserfolg ist bei den Z-Arten um 4% und bei den B-Arten um 10% höher, als in der Variante QM. Es besteht also ein Vorteil gegenüber der Variante QM, aber kein Vorteil gegenüber den insgesamt etwas besser abschneidenden Varianten ZQ und ZB. Allerdings sind diese Unterschiede aufgrund des geringen Stichprobenumfangs von 6 DBF in der Variante QMG und der Standortunterschiede zu Variante QM nur mit Vorsicht zu interpretieren (vgl. Kapitel 5.6 und 5.7.1).

Die Variante QMG ergänzt die Variante QM um diesjährige Gefäßpflanzensamen aus dem Drusch des Mähguts. Theoretisch sollten auch in der Mooschicht allein von allen Gefäßpflanzenarten genug keimungsfähige Samen oder Vorkeime (Orchideenarten), zum Teil aus mehreren Jahren gesammelt, enthalten sein. Allein aus den zusätzlichen Samen eines Jahres, als Drusch geerntet, sollten zumindest hinsichtlich der Artenzahlen keine Änderungen zu erwarten sein, wenn Moosentnahme und Drusch auf identischen Entnahmeflächen kombiniert werden. Vermutlich beruht der beobachtete Unterschied zu Variante QM zum Teil auf dem Selektionsverfahren bei der Mahd. Zur Fruchtzeit im Hochsommer sind Teilflächen mit besonders vielen gewünschten seltenen Arten und artenreiche Bestände relativ gut zu erkennen und können bevorzugt beerntet werden. Im Herbst, als die Moose entnommen worden sind, waren der Erkennbarkeit der gewünschten Gefäßpflanzenarten hingegen deutlich engere Grenzen gesetzt und die Entnahme der Moose mit den eingeschlossenen Gefäßpflanzensamen konnte nicht so gut auf optimal geeignete Flächen fokussiert werden.

5.7.1.2 Anteile Gefäßpflanzen- und Moosarten

In diesem Abschnitt werden die mittleren Artenzahlen der Z- und B-Arten weiter aufgeschlüsselt nach den Lebensformengruppen Gefäßpflanzen (G) und Moosen (M) in den Varianten mit Hilfe der Balkendiagramme verglichen. Zudem wird wieder der relative Ansiedlungserfolg nach der Frequenz in den Subplots (% SSP), ebenfalls nun nach Lebensformengruppen Gefäßpflanzen und Moosen getrennt, dargestellt. Zum besseren Vergleich der Varianten wird auch noch mal die Gesamtzahl der Z- und B-Arten (Gefäßpflanzen und Moosarten addiert) des vorhergehenden Abschnitts zusätzlich mit dargestellt.

Juncus articulatus ist, analog zur Konzeption des Ansiedlungsversuchs, bei den B-Arten enthalten. Diese Art kam aber als einzige der ZB-Arten von alleine aus der Samenbank im Boden flächig auf und wurde allenfalls ungezielt zusätzlich in relativ geringer Menge über die Querschnittsprobe mit ausgebracht. Die Stetigkeiten und Prozentwerte geben also nicht den Ansiedlungserfolg aus der aktiven Ansiedlung wieder. Da die Art sich aber als wichtiger spontan auftretender Bestandesbildner erwiesen hat, wurde trotz der unterschiedlichen Samenherkunft einer gemeinsamen Darstellung der Vorzug gegeben.

In der nachfolgenden Abbildung 5.39 sind die Stetigkeiten der Gefäßpflanzen B-Arten dargestellt. *Juncus articulatus* ist in allen Varianten in allen DBF (und dabei so gut wie immer auch in allen 4 Subplots) vertreten, erreicht entsprechend immer 100% Stetigkeit. Für die Zahl der tatsächlich übertragenen Arten ist in allen Varianten also gedanklich 1 Gefäßpflanzenart der B-Arten abzuziehen, die zudem auch so gut wie immer auf allen Subplots in jeder DBF vorhanden ist.

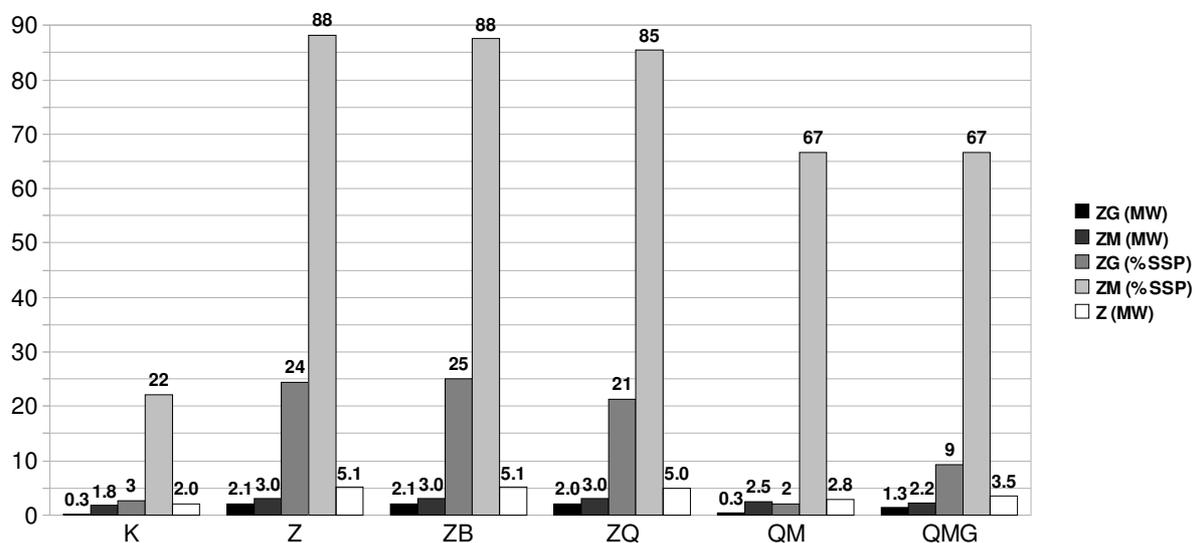


Abbildung 5.39. Variantenvergleich mittlere Artenzahlen (MW) Zielarten zusammen (Z) und nach Gefäßpflanzen (ZG) und Moosarten (ZM) getrennt und relativer Ansiedlungserfolg (% SSP) nach Gefäßpflanzen und Moosarten getrennt (% SSP = relativer Ansiedlungserfolg bezogen auf das theoretische Maximum; DBF n = 60; Jahr 2012).

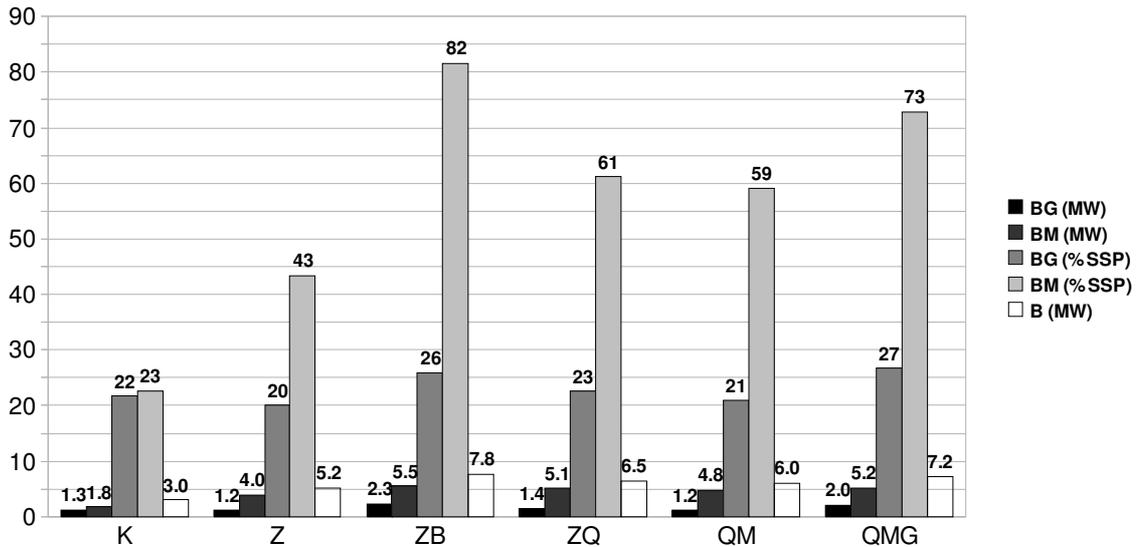


Abbildung 5.40. Variantenvergleich mittlere Artenzahlen (MW) Bestandsbildner zusammen (B) und nach Gefäßpflanzen (BG) und Moosarten (BM) getrennt und relativer Ansiedlungserfolg (% SSP) nach Gefäßpflanzen und Moosarten getrennt (% SSP = relativer Ansiedlungserfolg bezogen auf das theoretische Maximum; DBF n = 60; Jahr 2012).

1. Variante K (Kontrolle). In der Variante K dominieren bei den Z-Arten Einspülungen von *Carex lepidocarpa* (ZG) und von *Drepanocladus cossonii* und *Calliergon giganteum* (beide ZM, Schwerpunktorkommen in den Schlenken). Bei den B-Arten dominiert die spontan überall auf den Versuchsflächen relativ gleichmässig aus der Samenbank im Boden aufgelaufene *Juncus articulatus* (BG). Der Vergleich des relativen Ansiedlungserfolgs, der die Häufigkeit in den Subplots wiedergibt, zeigt bei den Moosarten deutlich, dass es sich hier nur um punktuelle Einspülungen handelt, von denen besonders die Schlenkenarten betroffen sind. Die mittlere Artenzahl der Z-Arten Gefäßpflanzen ist mit 0,3 verschwindend gering und der relative Ansiedlungserfolg um den Faktor 7-8 niedriger, als in den Varianten mit Z-Artenausbringung. Auch bei den Z-Arten der Moose ist der relative Ansiedlungserfolg um den Faktor 4 niedriger, als in den Varianten mit Z-Artenausbringung. Bei den Bestandesbildner Gefäßpflanzen ist der Unterschied zu den Varianten mit Ansiedlung relativ gering, da hier *Juncus articulatus* sowohl die Artenzahl als auch den relativen Ansiedlungserfolg aufgrund ihrer hohen Frequenz dominiert. Sehr deutlich ist der Unterschied zu den Varianten mit B-Artenansiedlung aber bei den B-Arten der Moose. Hier ist der relative Ansiedlungserfolg in der Variante K um den Faktor 2,6 bis 3,6 niedriger, als in den Varianten mit B-Artenansiedlung. Wie bereits ausgeführt, gehen die ZB-Artnachweise, mit Ausnahme von *Juncus articulatus*, auf Einspülungen und Verschleppung der Arten in die Variante K zurück. Diese war bereits im 1. Jahr nach Wiederansiedlung (2010) punktuell entlang von Einstrombahnen zu beobachten. Einmal auf die DBF gelangt, breiten sich sie Arten weiter auf den DBF aus.

2. Variante Z (Zielarten). Auch beim Vergleich nach Lebensformengruppen ist innerhalb der Z-Arten kein deutlicher Unterschied zwischen den Varianten mit Z-Artenausbringung zu erkennen. Die mittleren Artenzahlen sind sowohl für Gefäßpflanzen (2,0-2,1 Arten) und Moose (3,0 Arten) in den Varianten Z, ZB, ZQ gleich oder so gut wie gleich. Lediglich in der Variante ZQ ist der relative Ansiedlungserfolg sowohl bei Gefäßpflanzen (3-4%) als auch bei den Moosen (3%) der Z-Arten geringfügig niedriger, als in den Varianten Z und ZB. Dieser

geringe Unterschied kann auf zwischenartliche Konkurrenz durch andere Moosarten aus der Querschnittsprobe beruhen (*Calliergonella cuspidata*) und/oder standörtliche Unterschiede repräsentieren (ZQ im Mittel etwas nährstoffreicher). Ob sich diese Unterschiede im Lauf der Zeit angleichen, wenn in Z und ZB bisher unterrepräsentierte konkurrenzkräftigeren Begleitarten zunehmen, ist nicht ganz sicher, erscheint aber sehr wahrscheinlich.

Letztlich wird das Ergebnis der Gesamtbetrachtung der Z-Artenszahl aus dem vorherigen Abschnitt bestätigt, dass zwischen den Varianten Z, ZB und ZQ keine klaren Vor- oder Nachteile hinsichtlich des Ansiedlungserfolgs der Z-Arten auszumachen sind.

Der Unterschiede der Varianten mit Zielartenausbringung (Z, ZB, ZQ) zu den Varianten QM und QMG ist bei den Gefäßpflanzenarten der Z-Arten deutlich. Die mittlere Artenzahl der Gefäßpflanzenarten in den Z-Varianten ist mit 2-2,1 Arten erheblich höher, als in den beiden Varianten QM mit 0,3 und QMG mit 1,3 Arten (Mittelwert QM und QMG = 0,8 Arten). Der relative Ansiedlungserfolg ist in den Z-Varianten bei den Gefäßpflanzen Z-Arten um den Faktor 2,2-12,5 (Mittelwert 4,2) höher, als in den Varianten QM und QMG.

Bei den Moosen der Z-Arten ist der Unterschied der Z-Varianten zu den Varianten QM und QMG nicht so stark ausgeprägt, aber dennoch deutlich. In den Z-Varianten werden immer alle 3 Zielarten der Moose übertragen. In den Varianten QM und QMG ohne Z-Artenausbringung werden im Mittel 0,8-1,0 (Mittelwert 0,9) Moosarten weniger je DBF gefunden, als in den Varianten Z, ZB und ZQ. Der relative Ansiedlungserfolg der Z-Arten Moose ist zudem in den Z-Varianten um 20% höher, als in den Varianten QM und QMG. Dieser relativ geringe Unterschied liegt an der Entnahme der Querschnittsprobe der Moose aus Z-Arten reichen Mooren bzw. an der Einstufung der beiden in den Entnahmegebieten häufigen Arten *Drepanocladus cossonii* und *Calliergon giganteum* als Z-Arten. Der Unterschied zwischen den Varianten Z, ZB u. ZQ einerseits, und QM u. QMG andererseits, wird durch die in den Entnahmegebieten vergleichsweise seltene Moosart *Helodium blandowii* bewirkt, die eigentlich bei der Entnahme der Querschnittsprobe nach Möglichkeit ausgespart werden sollte. *Helodium blandowii* war aber dennoch zwischen den anderen Arten in der Querschnittsprobe enthalten. Bei entsprechender Auswahl der Entnahmeflächen lassen sich über die Querschnittsprobe also auch relativ seltene Moosarten übertragen. Das Problem liegt hier aber in der dann unkontrollierbaren Entnahmemenge in den Spendergebieten.

Bei den Bestandesbildnerarten sind in der Variante Z (ohne gezielte B-Arten Ausbringung) niedrigere mittlere Artenzahlen und ein niedrigerer relativer Ansiedlungserfolg zu beobachten, als in den Varianten mit B-Arten Ausbringung durch gezielte Sammlung (ZB) oder durch die Querschnittsprobe (ZQ, QM, QMG). Allerdings fällt der Unterschied mit rund 1 Gefäßpflanzenart und 1 Moosart im Mittel weniger als in den Varianten ZB und QMG eher gering aus und zur Variante ZQ und QM besteht bei den Gefäßpflanzenarten kein Unterschied. Die Unterschiede im relativen Ansiedlungserfolg betragen im Vergleich zu den Varianten ZB, ZQ, QMG immerhin zwischen 3-7% weniger, was angesichts des relativ großen Anteils von *Juncus articulatus* in dieser Artengruppe durchaus ein erheblicher Unterschied ist. Die Übertragung der Gefäßpflanzen B-Arten ist in der Variante Z also nicht gesichert.

Im Mittel werden in der Variante Z zudem rund 1,2 B-Arten Moose weniger übertragen, als in den Varianten ZB, ZQ, QM und QMG. Auch der relative Ansiedlungserfolg der B-Arten Moose (43%) ist in der Variante Z um den Faktor 0,52-0,73 deutlich niedriger, als in den Varianten ZB (82%), ZQ (61%), QM (59%) und QMG (73%). Auch wenn bei den Moosarten vergleichsweise mehr B-Arten zwischen den Z-Arten mittransportiert werden, ist die Variante Z doch auch deutlich schlechter geeignet die B-Arten Moose zu übertragen.

3. Variante ZB (Zielarten+Bestandesbildner). Mittlere Artenzahl und relativer Ansiedlungserfolg entsprechen in der Variante ZB für die Z-Arten nahezu vollkommen den Ergebnissen der Variante Z. Siehe dazu den vorhergehenden Abschnitt zur Variante Z. Hinsichtlich der Ansiedlungsergebnisse bei den B-Arten ist die Variante ZB mit der Variante QMG am besten vergleichbar, beide Varianten erreichen unter allen anderen Varianten die höchsten mittleren Artenzahlen und den höchsten relativen Ansiedlungserfolg. Variante ZB zeigt dabei noch geringfügig bessere Werte, als die Variante QMG. Die mittleren B-Artenzahlen sind für Gefäßpflanzen und Moose um 0,3 höher und der relative Ansiedlungserfolg der Moose ist 9% höher als in QMG. Der Vorteil der Variante ZB ist bei den B-Arten im Vergleich zur Variante ZQ noch etwas stärker ausgeprägt und betrifft vor allem die Gefäßpflanzenarten. Hier ist ZB (2,3) im Mittel um 0,9 Gefäßpflanzen B-Arten reicher, als ZQ (1,4), bei den Moosarten beträgt der Unterschied 0,4 B-Arten im Mittel (ZB = 5,5; ZQ = 5,1). Der relative Ansiedlungserfolg der B-Moosarten ist in ZB um 21% höher, als in ZQ, was in ZQ auf höhere zwischenartliche Konkurrenz hindeuten könnte (vgl. Abschnitt zu Variante Z).

4. Variante ZQ (Zielarten+Querschnittsprobe Mooshäcksel+Drusch). Die Variante ZQ unterscheidet sich hinsichtlich der Z-Artenansiedlung nur unwesentlich von den beiden anderen Varianten mit Zielartenausbringung (Z u. ZB), siehe dazu den Abschnitt zur Variante Z. Hinsichtlich der Ansiedlung der B-Arten bestehen leichte Unterschiede zu den Varianten ZB und QMG, vgl. dazu den ausführlicheren vorhergehenden Abschnitt zur Variante ZB.

5. Variante QM (Querschnittsprobe Mooshäcksel). Die beiden Varianten QM und QMG wurden auf nur je 6 DBF ausgebracht, alle anderen Varianten umfassen je 12 DBF. Die Unterteilung der im Konzept ursprünglichen Variante 5 Q (QG+QM) in die 2 (Unter-)Varianten 5 QM und 6 QMG erfolgte erst im Laufe des Projektes, um den Einfluss des Druschs auf die Artenzahl und Dichte der Gefäßpflanzen zumindest ansatzweise untersuchen zu können. Theoretisch dürfen sich im Vergleich der Varianten QM und QMG nur wesentliche Unterschiede zwischen Anzahl und Dichte der Gefäßpflanzen zwischen den beiden unterschiedlichen Ansiedlungsverfahren ergeben. Unterschiede bei den Artenzahlen und Frequenzen der Moosarten sind überwiegend als Standortunterschiede und zum kleineren Teil als Unterschiede in den Anteilen der Moosarten innerhalb der Querschnittsprobe zu werten. Eine völlige Homogenität der Querschnittsprobe ist zumindest für seltene und nur in eher geringen Anteilen vorkommende Moosarten bei der Betrachtung kleiner Flächen (DBF Fläche = 4 m² und eine Subplotfläche je DBF von 4 * 0,25 m² = 1 m²) und entsprechend geringer Ausbringungsmenge nicht möglich.

Bei den mittleren Z-Artenzahlen der Gefäßpflanzen zeigt die Variante QM mit 0,3 Arten eine um 1,0 Gefäßpflanzenarten geringere mittlere Artenzahl im Vergleich mit der Variante QMG (1,3 Arten). Der relative Ansiedlungserfolg ist bei den Z-Arten der Gefäßpflanzen in der Variante QM (2%) um 7% niedriger als in der Variante QMG (9%).

Bei den mittleren B-Artenzahlen der Gefäßpflanzen zeigt die Variante QM mit 1,2 Arten eine um 0,8 Gefäßpflanzenarten geringere mittlere Artenzahl im Vergleich mit der Variante QMG (2,0 Arten). Der relative Ansiedlungserfolg ist bei den B-Arten der Gefäßpflanzen in der Variante QM (21%) um 6% niedriger als in der Variante QMG (27%).

In der Summe wurden durch den Drusch 1,8 Gefäßpflanzenarten im Mittel mehr übertragen (1,0 Z-Arten und 0,8 B-Arten), als allein aus den in der Mooschicht eingeschlossenen Samen. Der Unterschied im relativen Ansiedlungserfolg zwischen QM und QMG ist annähernd proportional zu unterschiedlichen mittleren Artenzahl, deutet also zunächst nicht auf einen häufigkeitsbedingten Unterschied zwischen den Varianten hin. Die festgestellten Unterschiede sind angesichts der Stichprobengröße einerseits zu klein, um als wirklich

gesichert zu gelten. Zudem sind die DBF der Variante QM nährstoffreicher, als die der Variante QMG, was die Etablierung der Z-Gefäßpflanzenarten aufgrund der höheren Vegetationsdichte erschwert. Siehe auch Kapitel 5.2.1.3 u. 5.6.

6. Variante QMG (Querschnittsprobe Mooshäcksel+Drusch). Siehe vorheriger Abschnitt zur Variante 5 QM (Querschnittsprobe Mooshäcksel) und die Kapitel 5.2.1.3 u. 5.6.

5.7.1.3 Stetigkeiten und Dominanzen der Gefäßpflanzen Z-Arten

Für die Zielarten (und auch für die Bestandesbildner, siehe Abschnitt 5.7.1.4) wurde die Stetigkeit (Frequenz) des Auftretens in den DBF der Varianten berechnet. Diese Stetigkeit gibt an, in wieviel Prozent der DBF der Variante die Arten gefunden wurden. Da es entweder 12 (K, ZB, ZQ) oder 6 (QM, QMG) DBF je Variante sind, können die Prozentangaben entsprechend auch nur 12 oder 6 Werte annehmen.

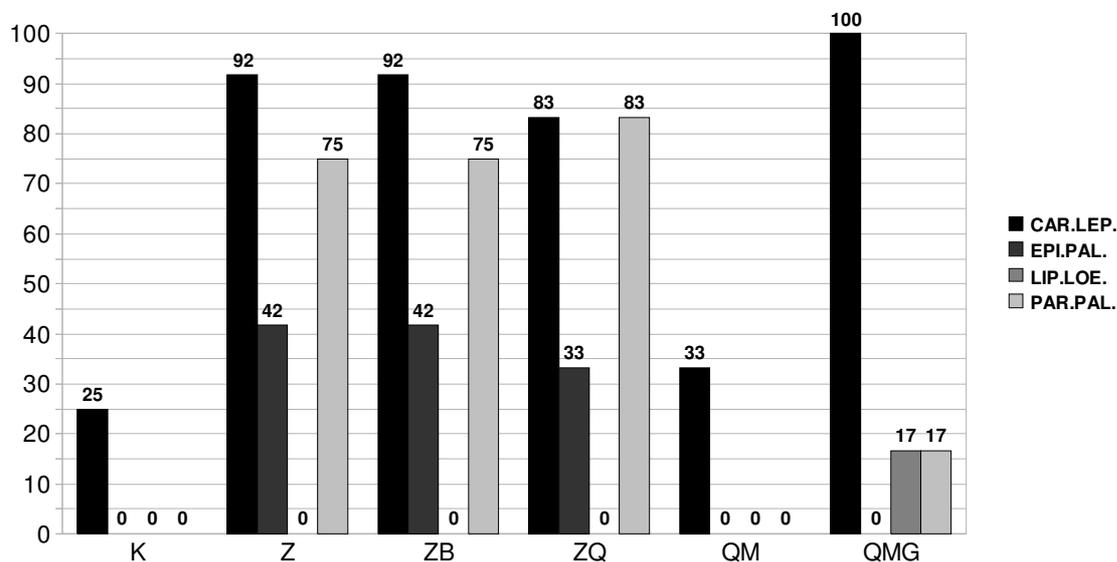


Abbildung 5.41. Stetigkeiten (%) der Zielarten Gefäßpflanzen auf den DBF der Varianten (DBF n = 60; Jahr 2012).

Swertia perennis. *Swertia perennis* wurde als Samen in den Varianten Z, ZB und ZQ ausgebracht, es konnten aber keine Keimlinge gefunden werden. Höchstwahrscheinlich waren die Samen nicht mehr keimfähig, da für *Swertia perennis* eine nur sehr geringe Lagerfähigkeit der Samen aus der Literatur bekannt ist. Die Samen waren ursprünglich nicht für das Projekt gesammelt worden, sondern als kleiner Rest aus einem anderen Projekt zufällig übrig gewesen und angesichts ihres Alters nur versuchsweise getestet worden. Wären keimungsfähig Samen dabei gewesen, wäre eine erfolgreiche Keimung wahrscheinlich gewesen, denn die Art keimt in Vermehrungskulturen mit einer hohen Keimungsrate aus.

Carex lepidocarpa. Der Vergleich der Stetigkeiten zwischen den Ansiedlungsvarianten Z, ZB, ZQ und QMG zeigt keine wesentlichen Unterschiede, in allen dieser Varianten liegt die Stetigkeit zwischen 83-100%. *Carex lepidocarpa* keimt bereits im 1. Jahr aus und fruchtet ab dem 2. Jahr. Sie bringt lange Fruchtstände mit vielen Samen hervor, die in alle Richtungen zu Boden abgesenkt werden. Die Samen sind zudem schwimmfähig. Daher ist die Geschwindigkeit durch Selbst- und Wasserausbreitung recht hoch. Die Nachweise von *Carex*

lepidocarpa in der Kontrollvariante (K) gehen augenscheinlich alle auf Einspülung oder Verschleppung der Samen zurück. Im Gegensatz zu den Erfahrungen aus der Lehtseeniederung, kommt *Carex lepidocarpa* auf der Kunsterwiese nicht spontan aus einer Diasporenbank im Boden auf. Die Art wurde 2009 auch nicht in der näheren Umgebung der Versuchsfläche (ca. 50 m Umkreis) gefunden. *Carex lepidocarpa* lässt sich einfach mit Samenaufsammlung von Hand oder auch aus Drusch zuverlässig übertragen. Eine sichere Interpretation der Stetigkeit von 33% in der Variante QM ist nicht möglich, da sie in einer ähnlichen Größenordnung wie in der Kontrolle (25%) liegt, die Samen können sowohl aus der übertragenen Querschnittsprobe der Moose stammen, als auch aus den Varianten mit Zielartenausbringung oder Drusch eingespült worden sein. *Carex lepidocarpa* erreicht von allen ausgebrachten ZB-Kleinseggenarten die höchste Stetigkeit und auch den höchsten Deckungsanteil in der Vegetation (Mittelwert 2012 = 2%). Sie hat damit zugleich Bestandesbildnereigenschaften und ist in den ersten 3 Jahren nach Ansiedlung den übrigen ausgebrachten B-Kleinseggenarten hinsichtlich der Entwicklungsgeschwindigkeit deutlich überlegen. Sie fällt auch auf Flachabtorfungen ohne Ansiedlung in den Mooren Oberpfluhrmoor und Knehdemoor als häufige Pionierart auf.

Epipactis palustris. *Epipactis palustris* wurde ausschliesslich in den Varianten mit Z-Artenausbringung (Z, ZB, ZQ) nachgewiesen. Die Stetigkeiten sind in den Varianten Z u ZB mit 42% gleich hoch, in der Variante ZQ mit 33% etwas niedriger. *Epipactis palustris* keimt ähnlich wie *Parnassia palustris* in Moospolstern. Auf den Mikroplots wurden die Keimlinge in den Folgejahren aber zum Teil von den Moosen wieder überwachsen. Dies könnte die etwas niedrigere Stetigkeit in der Variante ZQ durch die dort höhere initial eingesetzte Moosmenge erklären. Genauso gut können aber auch Standortunterschiede mit eine Ursache sein, da ZQ im Vergleich zu Z u. ZB etwas nährstoffreicher zu sein scheint.

Liparis loeselii. Die Orchideenart *Liparis loeselii* (Sumpf-Glanzkraut, FFH-Richtlinie Anhang II) wurde nur 2012 mit 1 Pflanze in der DBF B12 der Variante QMG gefunden. Diese Pflanze geht wahrscheinlich auf eine zufällige Übertragung aus dem Knehdemoor oder Oberpfluhrmoor zurück, aber auch eine Einspülung von Samen aus der benachbart oberhalb gelegenen DBF B16 der Variante ZB ist möglich. Die gezielte Ansiedlung aus Samen in den Varianten Z, ZB u. ZQ schlug anscheinend fehl. *Liparis loeselii* gilt eigentlich als leicht keimende Orchideenart, die ab dem 2. Jahr nach Samenausbringung als Jungpflanzen auffindbar sein sollte. Möglicherweise fehlten im 1. Jahr noch die benötigten Mykorrhizapartner auf den Abtorfungsflächen oder die verwendeten 2010 kurz vor Ausbringung recht spät im Jahr gesammelten Samen waren nicht keimfähig. Eine Ausbringung der Samen im 2. oder 3. Jahr nach Ausbringung der Moosarten wäre vielleicht erfolgreicher verlaufen.

Parnassia palustris. *Parnassia palustris* kommt in höheren Stetigkeiten (75-83%) nur in Varianten mit Z-Artenausbringung (Z, ZB, ZQ) vor. Die höchste Stetigkeit von 83% wird in der Variante ZQ erreicht. Die Keimlinge finden sich in der Regel in Moospolstern. Daher könnte die Keimung durch die höhere initial eingesetzte Moosmenge in der Variante ZQ begünstigt worden sein. Die Art erreicht eine hohe Etablierungsrate und blüht zum Teil bereits im 2. Jahr. Die Bestäubung wurde auch in der sehr kleinen Population durch Schwebfliegen gesichert.

In der Variante QMG gibt es nur eine DBF mit dem Nachweis von *Parnassia palustris*. Dieser kann auf Übertragung von Samen oder Keimlingen zusammen mit dem Mooshäkel aus den Entnahmegebieten zurückgehen oder auch auf Einspülung oder Verschleppung aus den Z-Varianten beruhen. Die sichere Übertragung von *Parnassia palustris* ist anscheinend nur durch Samenaufsammlung von Hand möglich. Die (unsichtbare) Samendichte in der Mooschicht ist zu gering und zu ungleich verteilt, um über die Querschnittsprobe ausreichend viele Samen

zu übertragen. Durch ihre geringe Wuchshöhe und die sehr unterschiedlichen und oft späten Samenreifezeiten ist die Art für eine Übertragung durch Mähgut nur sehr schlecht bis gar nicht geeignet. *Parnassia palustris* war im 3. Jahr (2012) leicht rückläufig in den mittleren Deckungswerten. Dieser Rückgang ab dem 2. Jahr geht vor allem auf zwischenartliche Konkurrenz innerhalb der nährstoffreicheren B-Fläche zurück und betrifft dort auch noch weitere ZB-Arten (vgl. Entwicklung der Populationsflächen im GIS-Modell).

Tabelle 5.19. Variantenvergleich Mittelwerte der Dominanzen (%) Zielarten Gefäßpflanzen.

Variante u. DBF	ZG-Arten	2010	2011	2012
1 K DBF = 12	Carex lepidocarpa	0,17	0,33	0,5
	Epipactis palustris	0	0	0
	Liparis loeselii	0	0	0
	Parnassia palustris	0	0	0
2 Z DBF = 12	Carex lepidocarpa	0,42	1,5	2
	Epipactis palustris	0,5	0,58	0,42
	Liparis loeselii	0	0	0
	Parnassia palustris	0,92	1	0,83
3 ZB DBF = 12	Carex lepidocarpa	0,42	1	1,25
	Epipactis palustris	0,58	0,5	0,5
	Liparis loeselii	0	0	0
	Parnassia palustris	1	1	0,92
4 ZQ DBF = 12	Carex lepidocarpa	0,5	1,17	1,08
	Epipactis palustris	0,58	0,25	0,33
	Liparis loeselii	0	0	0
	Parnassia palustris	0,75	0,83	0,92
5 QM DBF = 6	Carex lepidocarpa	0,33	0,17	0,33
	Epipactis palustris	0	0	0
	Liparis loeselii	0	0	0
	Parnassia palustris	0,17	0	0
6 QMG DBF = 6	Carex lepidocarpa	0,33	0,67	1
	Epipactis palustris	0,17	0	0
	Liparis loeselii	0	0	0,17
	Parnassia palustris	0	0,17	0,17
1-6 Summe DBF = 60	Carex lepidocarpa	0,37	0,88	1,1
1-6 Summe DBF = 60	Epipactis palustris	0,35	0,27	0,25
1-6 Summe DBF = 60	Liparis loeselii	0	0	0,02
1-6 Summe DBF = 60	Parnassia palustris	0,55	0,58	0,55
ZG-Arten DBF = 60	Gesamtsumme	1,27	1,73	1,92

5.7.1.4 Stetigkeiten und Dominanzen der Gefäßpflanzen B-Arten

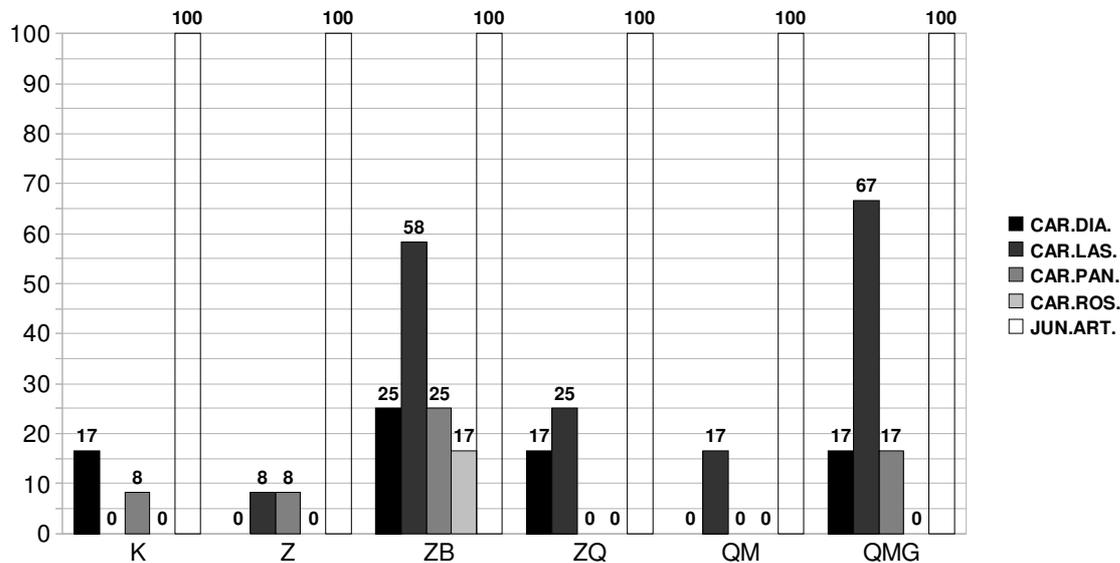


Abbildung 5.42. Stetigkeiten (%) der Bestandesbildner Gefäßpflanzen auf den DBF der Varianten (DBF n = 60; Jahr 2012).

Juncus articulatus. *Juncus articulatus* ist in der Auswertung, analog zur Konzeption des Ansiedlungsversus, bei den B-Arten enthalten. Diese Art kam als einzige der ZB-Arten flächig von alleine aus der Samenbank im Boden und wurde allenfalls ungezielt zusätzlich in relativ geringer Menge über die Querschnittspröbe mit ausgebracht. *Juncus articulatus* ist in allen Varianten in allen DBF (und dabei so gut wie immer auch in allen 4 Subplots) vertreten, erreicht entsprechend in allen Varianten eine Stetigkeit von 100%. Der Deckungsanteil wurde 2010 auf 15%, 2011 auf 14% und 2012 auf 12% geschätzt. Der Rückgang zwischen 2010-2012 ist vor allem auf zunehmende zwischenartliche Konkurrenz überwiegend auf der B-Fläche zurückzuführen. *Juncus articulatus* ist in der ersten Pionierphase der Ansiedlung der wichtigste Bestandesbildner in der Krautschicht. Da die Samen der Arten der Gattung *Juncus* zu den langlebigsten Samen aller Pflanzenarten der Moore zählen, sollten in der Regel genug keimungsfähige Samen in den oberen Torfschichten eingeschlossen sein. Wo dies nicht der Fall ist, wäre eine aktive Übertragung sinnvoll. Da das Sammeln der Samen in größeren Mengen von Hand recht aufwendig ist, wäre vielleicht wäre hier Handmäh und Drusch von kleinen Teilflächen mit hoher Dichte von *Juncus articulatus* eine geeignete Lösung.

Carex diandra. *Carex diandra* wurde in der Variante ZB über die Einzelartenaufsammlung von Hand mit der höchsten Stetigkeit (25%) übertragen. *Carex diandra* wird auch über die Querschnittspröbe mit Drusch in den Varianten ZQ und QMG (Stetigkeit = je 17%) übertragen. In den Varianten Z und QM fehlt die Art. Das Fehlen von *Carex diandra* in der Variante QM kann auf eine zu geringe Samenmenge im übertragenen Mooshäckel oder Standortunterschiede hindeuten. In der Variante Z fehlt die Art ebenfalls. Die Samen verdriften teilweise oder werden verschleppt, was am Vorkommen in der Variante K (Stetigkeit = 17%) zu erkennen ist. Zur sicheren Übertragung von *Carex diandra* ist die Sammlung von Hand oder Drusch erforderlich.

Carex lasiocarpa. *Carex lasiocarpa* ist aus der Gruppe der durch aktive Samenübertragung angesiedelten Gefäßpflanzenarten der B-Arten die häufigste Art. Der mittlere Deckungswert

ist aber bisher noch < 1%. Sie wurde 2012 in den Varianten Z (Stetigkeit = 8%); ZB (Stetigkeit = 58%); ZQ (Stetigkeit = 25%); QM (Stetigkeit = 17%) und QMG (Stetigkeit = 67%) nachgewiesen. In der Variante K fehlt die Art. Sie war aber am 16.07.2009 (vor Ansiedlung) zumindest in der Umgebung der Abtorfungsflächen bereits vorhanden.

Die Samen von *Carex lasiocarpa* scheinen auch in der Moosschicht ihrer Habitate recht häufig zu sein (QM), zudem sind die großwüchsigen Pflanzen der Samengewinnung über Sammlung von Hand oder Mahd gut zugänglich.

Carex diandra und *Carex lasiocarpa* erwiesen sich als die einzigen Gefäßpflanzenarten der ZB-Arten, die im Keimlings- und Jungpflanzenstadium der ersten 2 Jahre nur schwer und mit hohem Aufwand auffindbar und im Keimlingsstadium auch nicht sicher bestimmbar sind. *Carex diandra* und *Carex lasiocarpa* sind erst ab dem 3. Jahr nach Ansiedlung mit vertretbarem Aufwand erfass- und bestimmbar.

Carex panicea. *Carex panicea* kommt in der Variante K und in der Variante Z mit je 8% Stetigkeit vor. Sie war am 16.07.2009 (vor Ansiedlung) auf der A-Fläche und in der Umgebung der Abtorfungsflächen bereits vorhanden. In beiden Varianten fand keine aktive Samenausbringung statt. Die Samen können also entweder in diese Varianten durch Verdriftung oder Verschleppung eingetragen worden sein oder aus der ursprünglichen Umgebungsvegetation stammen, da *Carex panicea* bereits vor der Ansiedlung auf der Kunsterwiese nachgewiesen worden ist. Eine aktive Übertragung von Samen kann für die Varianten ZB (Stetigkeit = 25%) durch Aufsammlung von Hand und in der Variante QMG (Stetigkeit = 17%) durch Drusch relativ sicher nachgewiesen werden. In den Varianten ZQ und QM fehlt die Art bisher. Da bei *Carex panicea* erst im 3. Jahr nach Ansiedlung ein Anstieg der Stetigkeit in allen DBF von 7% auf 10% beobachtet wurde, ist nicht auszuschließen, dass in Zukunft weitere Nachweise auch in den Varianten ZQ und QM möglich sein würden. *Carex panicea* scheint zunächst eine starke natürliche Keimhemmung zu haben, die erst im Laufe der Zeit aufgehoben wird. Eine weitere zukünftige Zunahme der Häufigkeit und des Deckungsanteils von *Carex panicea* erscheint daher sehr wahrscheinlich. Da die Art nur zögerlich keimt, kann nach 3 Jahren noch nicht entschieden werden, ob die Art nicht auch allein mit der Querschnittsprobe aus der Moosschicht in ausreichender Menge übertragen werden kann. Bisher erscheint die Sammlung von Hand als das wirksamste Ansiedlungsverfahren.

Carex rostrata. *Carex rostrata* kam auf der Versuchsfläche B in der DBF B29 (Variante ZB) in einer Schlenke 2010 bereits vor Ausbringung der Samen als adulte Pflanzen vor. *Carex rostrata* wurde erst 2012 ein weiteres Mal in der DBF B20 ebenfalls in der Variante ZB als einzelne Jungpflanze gefunden. Die aus Samenausbringung erreichte Stetigkeit in der Variante ZB beträgt also nur 8,5%.

Bei dem Versuch die Samen von *Carex rostrata* in potentiell fertile und sterile (leere) Samen zu unterscheiden, wurde ein Anteil von 16,5% als potentiell fertil erscheinende Samen ausgezählt. Wie viele davon wirklich keimfähig waren, wäre nur durch einen Keimungsversuch im Labor sicher zu klären gewesen. Einige Bestände von *Carex rostrata* scheinen aber natürlicherweise nahezu vollkommen steril zu sein (mündl. Mitteilung M. Ristow, Universität Potsdam). Nach Literaturangaben wurde in Keimungsversuchen aber sicher geklärt, dass Vermehrung aus Samen bei *Carex rostrata* vorkommt. Da *Carex rostrata* sich vor allem in Schlenken mit schütterer Krautschicht vor allem vegetativ über Ausläufer ausbreitet, reichen für die sichere Etablierung vermutlich relativ wenige aus Samen entstandene Pflanzen aus. Als Bestandesbildner innerhalb der ersten Pionierphase ist die Art aufgrund der geringen Keimungsrate oder/und Keimungsverzögerung nicht geeignet.

Mittelfristig wird sie aber sicher auch zu den die Vegetation der Krautschicht prägenden Arten gehören, sofern sich die Standortbedingungen eignen.

Bewertung der Eignung der Arten als Bestandesbildner. Für die Bewertung der Eignung der Arten als Bestandesbildner sind neben der Stetigkeit auch die erreichten mittleren Dominanzwerte in den ersten 3 Jahren wichtig. Die nachfolgende Tabelle fasst die mittleren Deckungswerte auf den DBF der Varianten zusammen. Die Werte wurden aus den Deckungssummen auf den DBF einer Variante geteilt durch die Anzahl DBF in der Variante berechnet. Die Summenzeilen am Ende der Tabelle fassen die Deckungswerte der einzelnen B-Arten (bzw. aller B-Arten zusammen) über alle Varianten hinweg jahrweise zusammen.

Da für den Ansiedlungserfolg und die zukünftige längerfristige Entwicklung auf der Fläche zunächst die erreichte Stetigkeit entscheidend ist, werden die Unterschiede der Arten in den Dominanzen zwischen den Varianten nicht näher diskutiert. Die mittlere Dominanz für alle B-Gefäßpflanzenarten ist, mit Ausnahme von *Juncus articulatus* (aus der Samenbank im Boden), in den ersten 3 Jahren so gut wie immer <1%. Dies ist aber ja nur der mittlere Dominanzwert der kleinsten Schätzklasse nach Londo (1976). Die realen Deckungsanteile liegen erheblich niedriger. Unterschiede in den berechneten mittleren Dominanzen ergeben sich also primär aus den Unterschieden in der Stetigkeit, nicht aus unterschiedlichen Dominanzen auf den DBF.

Die folgenden mittleren Dominanzen über alle Varianten hinweg wurden im Jahr 2012 erreicht: *Carex diandra* 0,13%; *Carex lasiocarpa* 0,27%; *Carex panicea* 0,1%; *Carex rostrata* 0,05% (aus Samen 0,025%); *Juncus articulatus* 12,37%. Abgesehen von der aus der Samenbank aufgelaufenen *Juncus articulatus*, hat nach 3 Jahren keine der Seggenarten einen mittleren Deckungsanteil von auch nur 0,3% erreicht. In der Summe erreichen die 4 Kleinseggenarten der B-Arten im 3. Jahr 0,55%. Berechnet man aus dem Mittelwert der Zunahme zwischen 2010-2012 und unter Annahme einer (vereinfachend betrachtet) linearen Dominanzzunahme die zukünftige Entwicklung, würden die 4 Kleinseggenarten nach 5 Jahren zusammen etwa 3% Deckung und nach 7-8 Jahren einen natürlich anmutenden Deckungsanteil von etwa 15-30% einnehmen können. Diese Zeitspanne würde sich mit den Erfahrungen aus der Renaturierung von Küstenüberflutungsmooren decken, bei denen nach 10 Jahren die natürlichen Pflanzengemeinschaften praktisch vollständig wiederhergestellt sind. Die Kleinseggenarten der B-Arten sind für den zukünftigen Vegetationsaufbau wichtig. Sie können aber bei der Beeinflussung der Nährstoffverteilung (Hemmung unerwünschter Konkurrenzarten) in den ersten 3-5 Jahren keinen entscheidenden Beitrag leisten.

Die einzige echte Bestandesbildner Art der Pionierphase unter den ausgewählten Gefäßpflanzenarten der B-Arten ist *Juncus articulatus*. Die Veränderung des Deckungswertes von *Juncus articulatus* über die Zeit dominiert in den ersten 3 Jahren die Deckungssumme der aller B-Arten Gefäßpflanzen. Im Rahmen von zukünftigen Renaturierungsvorhaben sollte daher die Diasporenverfügbarkeit von *Juncus articulatus* auf den Renaturierungsflächen vorab geklärt werden.

Tabelle 5.20. Variantenvergleich Mittelwerte der Dominanzen (%) Bestandesbildner Gefäßpflanzen (Deckungssumme auf DBF/Anzahl DBF).

Variante u. DBF	BG-Arten	2010	2011	2012
1 K DBF = 12	Carex diandra	0	0	0,17
	Carex lasiocarpa	0	0,08	0
	Carex panicea	0,08	0,08	0,08
	Carex rostrata	0	0	0
	Juncus articulatus	15,33	17,5	13,17
2 Z DBF = 12	Carex diandra	0	0	0
	Carex lasiocarpa	0,08	0,33	0,08
	Carex panicea	0	0	0,08
	Carex rostrata	0	0	0
	Juncus articulatus	15,67	15,33	14,33
3 ZB DBF = 12	Carex diandra	0	0	0,25
	Carex lasiocarpa	0	0,33	0,58
	Carex panicea	0,17	0,17	0,25
	Carex rostrata	0	0,17	0,25
	Juncus articulatus	16,5	14,5	12,67
4 ZQ DBF = 12	Carex diandra	0	0	0,17
	Carex lasiocarpa	0,08	0,5	0,25
	Carex panicea	0	0	0
	Carex rostrata	0	0	0
	Juncus articulatus	11,83	11,83	10,33
5 QM DBF = 6	Carex diandra	0	0	0
	Carex lasiocarpa	0	0,17	0,17
	Carex panicea	0	0	0
	Carex rostrata	0	0	0
	Juncus articulatus	15	12,33	11,33
6 QMG DBF = 6	Carex diandra	0	0	0,17
	Carex lasiocarpa	0,17	0,33	0,67
	Carex panicea	0,17	0,17	0,17
	Carex rostrata	0	0	0
	Juncus articulatus	13,33	11,33	11,33

Variante u. DBF	BG-Arten	2010	2011	2012
1-6 Summe DBF = 60	Carex diandra	0	0	0,13
1-6 Summe DBF = 60	Carex lasiocarpa	0,05	0,3	0,27
1-6 Summe DBF = 60	Carex panicea	0,07	0,07	0,1
1-6 Summe DBF = 60	Carex rostrata	0	0,03	0,05
ZG-Arten DBF = 60	Juncus articulatus	14,7	14,2	12,37
ZG-Arten DBF = 60	Gesamtsumme	14,74	14,19	12,75

5.7.1.5 Stetigkeiten und Dominanzen Moose Z-Arten

Die Stetigkeiten in den DBF der Varianten 2-6 unterscheiden sich für die Z-Arten Moose nur für *Helodium blandowii*. *Calliergon giganteum* und *Drepanocladus cossonii* haben in den Varianten 2-6 immer eine Stetigkeit von 100%. *Helodium blandowii*, als deutlich seltenere Art, ist in den Varianten nur mit Querschnittsprobenausbringung (ohne Einzelartenausbringung wie in den Varianten Z, ZB, ZQ) in der Variante QM mit einer Stetigkeit von 50% QM und in der Variante QMG mit einer Stetigkeit von 15% vertreten. In den Varianten Z, ZB, ZQ mit Einzelartenausbringung ist auch *Helodium blandowii* mit einer Stetigkeit von 100% immer vertreten.

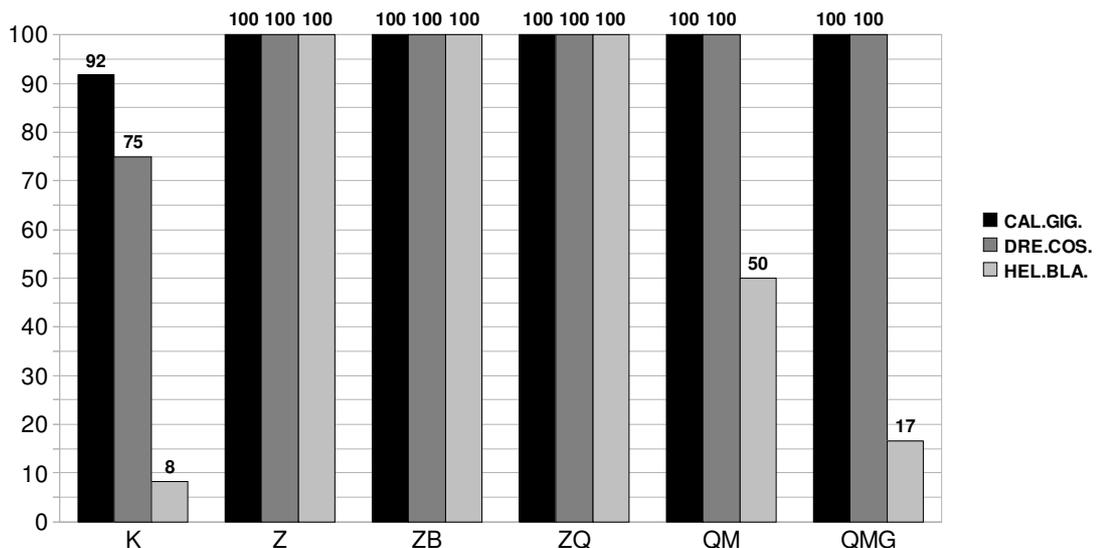


Abbildung 5.43. Stetigkeiten (%) der Zielarten Moose auf den DBF der Varianten (DBF n = 60; Jahr 2012).

Alle 3 Z-Moosarten werden demnach auch gut mit der Querschnittsprobe übertragen. Für die sehr seltenen Arten ergibt sich dann aber das Problem der unkontrollierten Entnahmemenge, wenn deren Vorkommensbereiche in den Entnahmegebieten für die Querschnittsprobe nicht ausgespart bleiben. So ist die gezielte Sammlung von sehr seltenen Z-Arten mehr eine Schutzmaßnahme für die bestehenden Vorkommen, als ein unbedingt notwendiges Verfahren zu sicheren Übertragung der Moosarten auf die Renaturierungsflächen.

Die Stetigkeiten in der Kontrollvariante (K) zeigen die leichte Verdriftung oder/und Verschleppung insbesondere der beiden Schlenkenarten *Calliergon giganteum* und *Drepanocladus cossonii*. Die Unterschiede zwischen den Dominanzen bereits im 1. Jahr nach Ausbringung (2010) machen aber deutlich, dass es sich in der K-Variante nur um punktuelle Einspülungen handelt.

Nachfolgend sind die Deckungswerte von *Calliergon giganteum* und *Drepanocladus cossonii* in den Varianten als mittlere Deckungswerte nach 3 Jahren (2012) dargestellt. Die Tabelle 5.21 gibt zusätzlich den relativen Anteil der 3 Moosarten an der Gesamtdeckung der Gruppe Z-Arten Moose im 3. Jahr nach Ansiedlung wieder. Die Tabelle 5.21 S. 106 fasst die mittleren Deckungswerte auf den DBF der Varianten zusammen. Die Werte wurden aus den Deckungssummen auf allen DBF einer Variante geteilt durch die Anzahl DBF in der Variante berechnet. Die Summenzeilen am Ende der Tabellen fassen die Deckungswerte der einzelnen Z-Arten (bzw. aller Z-Arten) über alle Varianten hinweg jahresweise zusammen.

Die stark unterschiedlichen Deckungswerte von *Drepanocladus cossonii* zwischen den Varianten QM (8%) und QMG (21,3%) sind vermutlich vor allem auf den höheren Bultanteil in der Variante QM zurückzuführen. *Calliergonella cuspidata* hat in den Variante QM 5,8% und in der Variante QMG 6,0% mittlere Deckung (N = 4 DBF von 6 DBF je Variante). Diese unter nährstoffreicheren Bedingungen von der Konkurrenzkraft her *Drepanocladus cossonii* überlegene Moosart ist offensichtlich nicht die Ursache der unterschiedlichen Deckungsanteile von *Drepanocladus cossonii*. Vermutlich sind die in der Variante QM durch den höheren Bultanteil stärker ausgeprägte Streuschicht (QM = 16%; QMG = 11%) und Krautschicht (QM = 72%; QMG = 63%; Blattkräuter QM = 30%; QMG = 19%) die Ursache dieser Deckungsunterschiede.

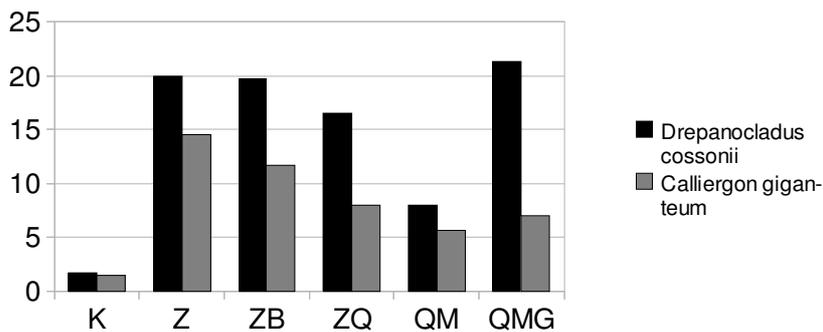


Abbildung 5.44. Mittelwerte der Dominanzen (%) von *Drepanocladus cossonii* und *Calliergon giganteum* in den Varianten 1-6 nach 3 Jahren (2012; DBF n = 60).

Tabelle 5.21. Dominanzanteile (%) innerhalb der Artengruppe Z-Moosarten.

Zielarten Moose	2010	2011	2012
<i>Calliergon giganteum</i>	30	29	34
<i>Drepanocladus cossonii</i>	53	63	58
<i>Helodium blandowii</i>	16	8	8

Die Ergebnisse lassen sich zu den folgenden wesentlichen Aussagen zusammenfassen: *Drepanocladus cossonii* und *Calliergon giganteum* dominieren ab dem 2. Jahr die Artengruppe der Z-Moosarten und stellen nach 3 Jahren zusammen 87% (58% *Drepanocladus cossonii* und 34% *Calliergon giganteum*) der Dominanzsumme dieser Artengruppe. Die beiden Arten dominieren auch die gesamte ZB-Artengruppe der Moosarten, wenn man die im Versuch ausgewählten Bestandesbildner der Moose (BM) in den Vergleich einbezieht.

Drepanocladus cossonii und *Calliergon giganteum* sind bereits ab dem 1. Jahr wesentliche Bestandesbilder und stellen nach 1 Jahr über 50% der Gesamtdeckung der ZB-Moosarten. Auch nach ihrer Häufigkeit und ihren Bestandsgrößen in den Entnahmegebieten zählen sie eher zu der Artengruppe der Bestandesbildnern, als zur Artengruppe der Zielarten. Eine separate Sammlung dieser 2 Arten ist nicht erforderlich, vgl. Abbildung 5.44. Beide Arten erreichen auch allein aus der Querschnittsprobe innerhalb von 3 Jahren vergleichbare Deckungswertklassen, wie in den Varianten mit Einzelartensammlung.

Die funktionelle Unterscheidung nach dem ZB-Artenkonzept ist bei den Moosarten nicht so eindeutig möglich wie bei den Gefäßpflanzenarten. So gut wie alle Moosarten erreichen innerhalb von 3 Jahren Deckungsanteile von mindestens 1,5-3%. Auch die Moosarten mit eher geringeren Deckungsanteilen erreichen als Gruppe schnell einen nicht unerheblichen Anteil an der gesamten Mooschicht. Insbesondere im 1 Jahr nach Ansiedlung unterscheiden sich die Deckungsanteile noch nicht so gravierend, wie ab dem 2 Jahr. Daher kommt es in den ersten 3 Jahren bei den Moosarten stärker als bei den Gefäßpflanzenarten auf einen möglichst breit gemischten Artenpool an, um den Bestandesschluss zu beschleunigen und Nährstoffe bereits vom 1. Jahr nach der Ansiedlung in der Mooschicht optimal zu binden.

Tabelle 5.22. Variantenvergleich Mittelwerte Dominanzen (%) Zielarten Moose.

Variante u. DBF	ZM-Arten	2010	2011	2012
1 K DBF = 12	Calliergon giganteum	0,17	0,92	1,5
	Drepanocladus cossonii	0,08	0,75	1,75
	Helodium blandowii	0	0	0,08
2 Z DBF = 12	Calliergon giganteum	2,92	12,17	14,5
	Drepanocladus cossonii	3,92	18,67	20
	Helodium blandowii	1,75	4,33	4,67
3 ZB DBF = 12	Calliergon giganteum	2,67	9,5	11,67
	Drepanocladus cossonii	4,25	20,83	19,67
	Helodium blandowii	1,75	2,5	2,58
4 ZQ DBF = 12	Calliergon giganteum	2,58	6,17	8
	Drepanocladus cossonii	6,08	17	16,5
	Helodium blandowii	1,42	1,67	1,92
5 QM DBF = 6	Calliergon giganteum	2,33	5,33	5,67
	Drepanocladus cossonii	3,67	11	8
	Helodium blandowii	1	0,5	0,5
6 QMG DBF = 6	Calliergon giganteum	2,17	4,33	7
	Drepanocladus cossonii	5	18,33	21,33
	Helodium blandowii	0,5	0,67	0,17
1-6 Summe DBF = 60	Calliergon giganteum	2,12	6,72	8,4
1-6 Summe DBF = 60	Drepanocladus cossonii	3,73	14,38	14,52
1-6 Summe DBF = 60	Helodium blandowii	1,13	1,82	1,92
ZM-Arten DBF = 60	Gesamtsumme	6,98	22,92	24,84

5.7.1.6 Stetigkeiten und Dominanzen Moose B-Arten

Innerhalb der Artengruppe der als Bestandesbildner eingestuften Moosarten erweisen sich *Bryum pseudotriquetrum*, *Campyllum stellatum* und *Plagiomnium elatum* als die mobileren Arten, die auch in der Kontrollvariante (K) nach 3 Jahren durch Einspülung und Verschleppung in recht hoher Stetigkeit angekommen sind. *Aulacomnium palustre* und *Sphagnum teres* fanden sich hingegen auch im 3. Jahr nach Ansiedlung (2012) in keiner DBF der Kontrollvariante (K), vgl. Abbildung 5.46 und Tabelle 5.23.

Bis auf *Sphagnum teres* fanden sich alle B-Moosarten bereits im 1. Jahr nach Ansiedlung in der Variante Z, ausnahmslos mit erheblich höheren Deckungsanteilen als in der Kontrollvariante (vgl. Tabelle 5.23). Diese Arten sind sicherlich als Sprossstücke, Brutblätter oder Sporen zusammen mit den Z-Moosarten auf die DBF der Variante Z gelangt.

In allen übrigen Varianten (2-6) sind alle B-Moosarten in ähnlichen artspezifischen Stetigkeiten vorhanden. Die Stetigkeit von *Aulacomnium palustre*, *Bryum pseudotriquetrum*, *Campyllum stellatum* und *Plagiomnium elatum* variieren in einer recht engen Spanne von meist 83-100%. *Sphagnum teres* hat in der Variante ZB eine Stetigkeit von 50%, ansonsten in den Varianten ZQ, QM und QMG eine Stetigkeit von je 33%. *Sphagnum teres* ist eine Bulte bewohnende und Bulte bildende Art. Diese Sonderstandorte bilden sich auf einer frisch abgetorften Fläche erst nach einigen Jahren aus. Daher erreicht *Sphagnum teres* zunächst nur sehr geringe mittlere Deckungswerte um 1%.

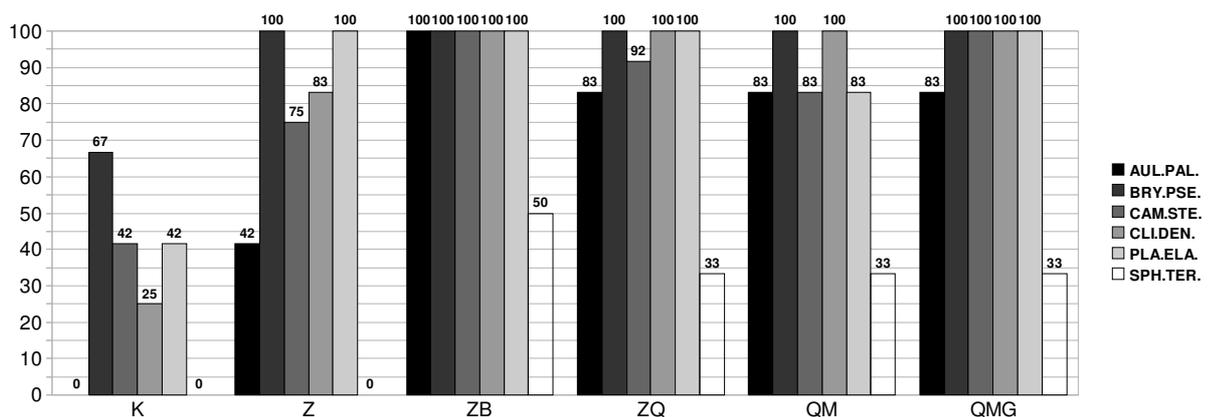


Abbildung 5.46. Stetigkeiten (%) der Bestandesbildner Moose auf den DBF der Varianten (DBF n = 60; Jahr 2012).

Im Ansiedlungserfolg der als B-Arten eingestuften Moose gibt es keine wesentlichen Unterschiede in Abhängigkeit davon, ob die Ansiedlung aus der Querschnittsprobe Moose oder aus Einzelartenausbringung der Moosarten erfolgt. Auch sind die relativen Dominanzwerte der Arten an der gesamten Mooschicht so gering, dass die durch die Varianten bedingten Unterschiede in den ersten Jahren nicht sehr ins Gewicht fallen.

Lediglich *Plagiomnium elatum* und *Sphagnum teres* erreichen durch die Einzelartenausbringung einen um den Faktor 3 höheren Deckungsanteil als bei der Ausbringung über die Querschnittsprobe. Dieser Unterschied wird aber wahrscheinlich auch mit auf Standortunterschiede zwischen den Varianten zurückgehen. *Sphagnum teres* ist anscheinend besonders sensibel gegenüber nährstoffreicheren Rohböden und kann sich nur auf bereits bestehenden Moospolstern anderer Moosarten oder auf nährstoffarmen Rohböden

etablieren. An sich sollte die *Sphagnum teres* auch reichlich genug in der Querschnittsprobe vorhanden gewesen sein.

Im Vergleich zu den als Zielarten ausgewählten Moosarten fallen die geringen absoluten Dominanzanteile der als B-Arten ausgewählten Moosarten im 3. Jahr nach Ansiedlung auf. In der Summe betragen sie 5% im 1. Jahr und dieser Wert wächst bis 2012 im 3. Jahr nach Renaturierung nur um 2,8% auf 7,8% an. Lediglich *Bryum pseudotriquetrum*, *Campylium stellatum*, *Climacium dendroides* und *Plagiomnium elatum* erreichen mittlere Dominanzwert von > 1% im 3. Jahr (2012). Speziell *Sphagnum teres* gehört aber zu den Arten mit großem Potential auf längerer Sicht. Die Art hat offensichtlich Probleme auf offenen Rohboden zu wachsen und benötigt als Unterlage Moospolster anderer Moosarten, um dann selbst als Dominanzart eigene Bulte ausbilden zu können.

Tabelle 5.23. Variantenvergleich Mittelwerte Dominanzen (%) Bestandesbildner Moose (Deckungssumme DBF/Anzahl DBF).

Variante u. DBF	BM-Arten	2010	2011	2012
1 K DBF = 12	<i>Aulacomnium palustre</i>	0,08	0,17	0
	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	0,5	0,58	1
	<i>Campylium stellatum</i>	0,08	0,25	0,58
	<i>Climacium dendroides</i>	0,25	0,33	0,25
	<i>Plagiomnium elatum</i>	0	0,42	0,75
	<i>Sphagnum teres</i>	0	0	0
2 Z DBF = 12	<i>Aulacomnium palustre</i>	0,33	0,17	0,42
	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	1,08	1,42	1,92
	<i>Campylium stellatum</i>	1	1,67	1,75
	<i>Climacium dendroides</i>	1	1	1
	<i>Plagiomnium elatum</i>	0,75	1,08	1,25
	<i>Sphagnum teres</i>	0	0	0
3 ZB DBF = 12	<i>Aulacomnium palustre</i>	1	1,25	1,17
	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	1,5	3,08	3,08
	<i>Campylium stellatum</i>	1,42	3,67	2,67
	<i>Climacium dendroides</i>	2,25	2,92	3,17
	<i>Plagiomnium elatum</i>	1	2,17	3
	<i>Sphagnum teres</i>	0,83	0,67	1
4 ZQ DBF = 12	<i>Aulacomnium palustre</i>	0,75	0,75	0,83
	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	1,08	1,75	1,75
	<i>Campylium stellatum</i>	1,33	1,58	1,67
	<i>Climacium dendroides</i>	1,75	1,83	1,83
	<i>Plagiomnium elatum</i>	0,92	1,17	1,33
	<i>Sphagnum teres</i>	0,25	0,58	1,17

Variante u. DBF	BM-Arten	2010	2011	2012
5 QM DBF = 6	<i>Aulacomnium palustre</i>	1	0,83	0,83
	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	1,17	1,5	1
	<i>Campylium stellatum</i>	1	0,67	0,83
	<i>Climacium dendroides</i>	1,5	1,83	1,67
	<i>Plagiomnium elatum</i>	0,67	1,17	0,83
	<i>Sphagnum teres</i>	0,17	0,33	0,33
6 QMG DBF = 6	<i>Aulacomnium palustre</i>	1	0,5	0,83
	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	1,5	1,33	1,67
	<i>Campylium stellatum</i>	1,67	2,5	3
	<i>Climacium dendroides</i>	1,67	1,67	2
	<i>Plagiomnium elatum</i>	0,67	0,83	1,33
	<i>Sphagnum teres</i>	0,17	0,33	0,33
1-6 Summe DBF = 60	<i>Aulacomnium palustre</i>	0,63	0,6	0,65
1-6 Summe DBF = 60	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	1,1	1,65	1,82
1-6 Summe DBF = 60	<i>Campylium stellatum</i>	1,03	1,75	1,72
1-6 Summe DBF = 60	<i>Climacium dendroides</i>	1,37	1,57	1,62
1-6 Summe DBF = 60	<i>Plagiomnium elatum</i>	0,67	1,17	1,48
1-6 Summe DBF = 60	<i>Sphagnum teres</i>	0,25	0,32	0,5
ZM-Arten DBF = 60	Gesamtsumme	5,05	7,06	7,79

5.7.2 Artenzahlen angesiedelte Pflanzenarten

Als angesiedelte Pflanzenarten sind alle die moortypischen Pflanzenarten bezeichnet, die im Sommer 2009 auf den Versuchsflächen A und B und in deren näheren Umgebung (ca. 50 m Umkreis) nicht nachgewiesen werden konnten, aber nach Ansiedlung im Zeitraum 2010-2012 auf den DBF der beiden Versuchsfläche aufgefunden wurden. Die Vorkommen dieser Pflanzenarten sind mit hoher Wahrscheinlichkeit überwiegend den jeweiligen Ansiedlungsverfahren zuzuschreiben, vom Effekt der Einspülung und Verschleppung zwischen den Varianten einmal abgesehen.

Diese Pflanzenarten können im Detail der Gesamtartenliste auf S. 112 ff. entnommen werden. Die nachfolgenden Tabellen enthalten die Mittelwerte, Minima und Maxima dieser Pflanzenarten in den 6 Ansiedlungsvarianten. Da sich die DBF der Varianten 5 (QM) und 6 (QMG) hinsichtlich der Trophie erheblich unterscheiden (die 6 DBF der Variante QM sind meist nährstoffreicher als die 6 DBF der Variante QMG), werden deren Artenzahlen der angesiedelten Pflanzenarten im Vergleich zum Beschattungsindex in Tabelle 5.25 vollständig aufgeführt.

Tabelle 5.24. Variantenvergleich Mittelwerte, Minima und Maxima der Artenzahlen der angesiedelten Pflanzenarten (DBF n = 24, Jahr = 2012).

Variante	Minimum	Mittelwert	Maximum
K	2	5,75	11
Z	6	10	14
ZB	15	16	17
ZQ	14	17,25	19
QM	8	11,5	14
QMG	11	15	18
Varianten 1-6	2	12,6	19

Tabelle 5.25. DBF der Varianten 5 (QM) und 6 (QMG) Artenzahlen der angesiedelten Pflanzenarten im Vergleich zum Beschattungsindex (Jahr = 2012).

DBF	Beschattungsindex	Artenzahl	Variante
A25	0,39	14	QM
A12	0,55	12	QM
B13	0,73	12	QM
B28	0,73	8	QM
A10	0,06	11	QMG
A24	0,34	18	QMG
B12	0,49	17	QMG
B5	0,49	14	QMG

Hinsichtlich der Artenzahlen der angesiedelten Pflanzenarten ergibt sich anhand der Mittelwerte die folgende Reihung des Ansiedlungserfolgs $ZQ > ZB > QMG > QM > Z$. Dabei sind die Unterschiede zwischen den Varianten ZQ, ZB und QMG nur sehr gering, der Abstand zu allen anderen Varianten mit mindestens 3,5 Arten mehr im Mittel aber recht deutlich. Die Maxima entsprechen weitgehend der Reihung der Mittelwerte. Die 2 Varianten ZQ und ZB schneiden hinsichtlich der Summe aller angesiedelten Pflanzenarten von allen Ansiedlungsvarianten am besten ab.



Abbildung 5.47. *Drosera rotundifolia* vermutlich aus der Querschnittsprobe Moose angesiedelt (Sommer 2010).

Bei der Bewertung des Ansiedlungserfolgs aller angesiedelten Pflanzenarten zwischen den Varianten QM und QMG scheint auch unter Berücksichtigung des Beschattungsindex als indirektem Parameter für die Trophie ein Vorteil bei der Variante QMG im Vergleich zur Variante QM zu bestehen. Innerhalb der Variante QM gibt es zwischen lichtester DBF (A25 Beschattungsindex 0,39, 14 Arten) und den dichtesten DBF (B13; B28 Beschattungsindex jeweils 0,73, maximal 12 Arten) keinen deutlichen Unterschied in der Artenzahl. Auch beim Vergleich nur der hinsichtlich des Beschattungsindex ähnlichen DBF besteht zwischen den Varianten QM und QMG ein Vorteil der Variante QMG (QM A25 Beschattungsindex 0,39, 14 Arten; QMG B12 Beschattungsindex 0,49, 17 Arten, QMG B5 Beschattungsindex 0,49, 14 Arten) gegenüber der Variante QM. Da die Stichprobengröße mit nur je 6 DBF aber zu gering ist und zudem auch noch Einspülungseffekte eine Rolle spielen können, sind die Unterschiede zwischen diesen beiden Varianten immer nur mit Vorsicht zu interpretieren.

Vermutlich sind die in der Variante QM durch den höheren Bultanteil deutlich stärker ausgeprägte Krautschicht (QM = 55%; QMG = 38%; mittlere maximale Höhe QM = 72 cm; QMG = 63 cm; Blattkräuter QM = 30%; QMG = 19%) und in dessen Folge die auch stärker ausgeprägte Streuschicht (QM = 16%; QMG = 11%) mit Ursachen der beobachteten Dichteunterschiede zwischen den Varianten QM und QMG.

5.7.3 Gesamtartenliste

Es wurden auf den Versuchsflächen insgesamt 141 moortypische Pflanzenarten, davon 95 Gefäßpflanzenarten und 46 Moosarten nachgewiesen. Insgesamt 28 Gefäßpflanzenarten und 21 Moosarten sind erst in den Jahren 2010-2012 auf den DBF nach der Ansiedlung nachgewiesen worden. Somit sind 49 moortypische Pflanzenarten durch die Ansiedlungsverfahren neu auf der Versuchsfläche angekommen.

Tabelle 5.26. Gesamtartenliste der Pflanzenarten auf den Versuchsflächen 2009 bis 2012 (Ansiedlung: X = Arten am 16.07.2009 vor Ansiedlung nicht nachgewiesen, aber 2010-2012 auf den DBF gefunden; Artengruppe: Z = Zielarten; B = Bestandesbildner; M = Mesotrophiezeiger; Nachweise am 16.07.2009 = X: A-Fläche = Sandfläche; B-Fläche = Torffläche; Umgebung = ca. 50 m im Umkreis der Abtorfungsflächen auf der Moorfläche).

Gefäßpflanzenarten	Ansiedlung	Artengruppe	A-Fläche	B-Fläche	Umgebung
1. Carex lepidocarpa	X	Z, M			
2. Epipactis palustris	X	Z, M			
3. Liparis loeselii	X	Z, M			
4. Parnassia palustris	X	Z, M			
5. Drosera rotundifolia	X	M			
6. Linum catharticum	X	M			
7. Potentilla erecta	X	M			
8. Vaccinium oxycoccus	X	M			
9. Carex diandra	X	B, M			
10. Carex lasiocarpa		B, M			X
11. Carex panicea		B	X		X
12. Carex rostrata		B		X	X
13. Juncus articulatus		B	X	X	X
14. Agrostis gigantea	X				
15. Agrostis stolonifera			X		X
16. Alnus glutinosa					X
17. Artemisia vulgaris					(X)
18. Berula erecta			X	X	X
19. Calamagrostis canescens	X				
20. Calamagrostis epigejos			X		X
21. Caltha palustris					X
22. Cardamine amara					X
23. Cardamine pratensis ag.			X	X	X
24. Carex acutiformis			X	X	X
25. Carex appropinquata	X				
26. Carex cespitosa					X
27. Carex elata	X				
28. Carex hirta			X		
29. Carex nigra			X		X
30. Carex ovalis	X				
31. Carex paniculata				X	X
32. Carex pseudocyperus	X				
33. Carpinus betulus					(X)
34. Chrysosplenium alternifolium					X

Gefäßpflanzenarten	Ansiedlung	Artengruppe	A-Fläche	B-Fläche	Umgebung
35. <i>Cirsium oleraceum</i>					X
36. <i>Cirsium palustre</i>				X	X
37. <i>Crepis paludosa</i>	X				
38. <i>Deschampsia cespitosa</i>			X		X
39. <i>Eleocharis palustris</i>	X				
40. <i>Epilobium ciliatum</i>				X	X
41. <i>Epilobium palustre</i>			X	X	X
42. <i>Epilobium parviflorum</i>				X	X
43. <i>Equisetum palustre</i>			X	X	X
44. <i>Festuca pratensis</i>	X				
45. <i>Festuca rubra</i>			X		X
46. <i>Galium palustre</i> s. <i>elongatum</i>				X	X
47. <i>Galium uliginosum</i>			X	X	X
48. <i>Geum rivale</i>				X	X
49. <i>Holcus lanatus</i>					X
50. <i>Hydrocotyle vulgaris</i>	X				
51. <i>Hypericum tetrapterum</i>	X				
52. <i>Juncus conglomeratus</i>	X				
53. <i>Juncus effusus</i>			X	X	X
54. <i>Juncus subnodulosus</i>					X
55. <i>Juncus tenuis</i>					X
56. <i>Lathyrus pratensis</i>					X
57. <i>Lemna minor</i>			X	X	X
58. <i>Lemna trisulca</i>				X	X
59. <i>Lotus pedunculatus</i>			X	X	X
60. <i>Lychnis flos-cuculi</i>				X	X
61. <i>Lycopus europaeus</i>			X	X	X
62. <i>Lysimachia thyrsoiflora</i>					X
63. <i>Lysimachia vulgaris</i>			X	X	X
64. <i>Lythrum salicaria</i>					X
65. <i>Mentha aquatica</i>			X	X	X
66. <i>Molinia caerulea</i>			X	X	X
67. <i>Myosotis scorpioides</i> s. <i>scorpioides</i>			X		X
68. <i>Peucedanum palustre</i>	X				
69. <i>Phragmites australis</i>			X	X	X
70. <i>Pinus sylvestris</i>			X	X	X
71. <i>Poa pratensis</i>					X
72. <i>Poa trivialis</i>			X	X	X
73. <i>Potentilla palustris</i>					X
74. <i>Prunella vulgaris</i>	X				
75. <i>Prunus spinosa</i>					(X)
76. <i>Ranunculus acris</i>				X	X
77. <i>Ranunculus repens</i>			X	X	X
78. <i>Salix cinerea</i> ag.			X	X	X

Gefäßpflanzenarten	Ansiedlung	Artengruppe	A-Fläche	B-Fläche	Umgebung
79. <i>Scirpus sylvaticus</i>			X	X	X
80. <i>Scrophularia umbrosa</i>			X	X	X
81. <i>Scutellaria galericulata</i>			X		X
82. <i>Sparganium erectum</i>	X				
83. <i>Stellaria alsine</i>				X	
84. <i>Thelypteris palustris</i>	X				
85. <i>Trifolium pratense</i>	X				
86. <i>Trifolium repens</i>				X	X
87. <i>Triglochin palustre</i>	X				
88. <i>Typha latifolia</i>			X	X	X
89. <i>Urtica dioica</i>			X	X	X
90. <i>Utricularia minor</i>	X				
91. <i>Valeriana dioica</i>					X
92. <i>Veronica anagallis-aquatica</i>			X	X	X
93. <i>Veronica beccabunga</i>			X	X	X
94. <i>Veronica chamaedrys</i>					X
95. <i>Viola palustris</i>			X		X
Moose und Armelechteralgen					
1. <i>Calliergon giganteum</i>	X	Z, M			
2. <i>Drepanocladus cossonii</i>	X	Z, M			
3. <i>Helodium blandowii</i>	X	Z, M			
4. <i>Aneura pinguis</i>		M			X
5. <i>Fissidens adianthoides</i>	X	M			
6. <i>Hamatocaulis vernicosus</i>	X	M			
7. <i>Paludella squarrosa</i>	X	M			
8. <i>Pellia endiviifolia</i>		M			X
9. <i>Philonotis calcarea</i>	X	M			
10. <i>Tomentypnum nitens</i>	X	M			
11. <i>Aulacomnium palustre</i>	X	B, M			
12. <i>Bryum pseudotriquetrum</i>	X	B			
13. <i>Campylium stellatum</i>	X	B, M			
14. <i>Climacium dendroides</i>		B			X
15. <i>Plagiomnium elatum</i>		B			X
16. <i>Sphagnum teres</i>	X	B, M			
17. <i>Amblystegium humile</i>					X
18. <i>Amblystegium serpens</i>	X				
19. <i>Barbula convoluta</i>					X
20. <i>Barbula unguiculata</i>					X
21. <i>Brachythecium mildeanum</i>	X				
22. <i>Brachythecium rivulare</i>					X
23. <i>Brachythecium rutabulum</i>					X
24. <i>Bryum argenteum</i>					X
25. <i>Bryum klinggraeffii</i>					X
26. <i>Bryum rubens</i>					X
27. <i>Calliergonella cuspidata</i>					X

Moose und Armleuchteralgen	Ansiedlung	Artengruppe	A-Fläche	B-Fläche	Umgebung
28. Chara globularis	X				
29. Chara vulgaris			X	X	
30. Cirriphyllum piliferum					X
31. Dicranella varia	X				
32. Dicranum scoparium	X				
33. Drepanocladus aduncus	X				
34. Eurhynchium hians					X
35. Funaria hygrometrica					X
36. Hypnum pratense	X				
37. Leptobryum pyriforme					X
38. Lophocolea bidentata					X
39. Marchantia polymorpha v. aquatica					X
40. Philonotis fontana	X				
41. Physcomitrium pyriforme					X
42. Plagiomnium affine					X
43. Plagiomnium cuspidatum	X				
44. Plagiomnium ellipticum					X
45. Plagiomnium undulatum					X
46. Rhytidiadelphus squarrosus					X

5.7.4 Populationsflächen Zielarten und Bestandesbildner (GIS-Modell)

Die Präsenz/Absenzdaten werden zum einen als Populationsflächen in Quadratmeter für die Versuchsflächen A und B getrennt und als Summe für die Jahre 2010 bis 2012 jahrweise dargestellt. Zum anderen wurden die Veränderungen (Differenztafel) zwischen den Jahren 2010/2011 und 2011/2012 berechnet, in dem jeweils vom Folgejahr die Werte des Vorjahres abgezogen worden sind. Im Fall von *Carex diandra*, die erst 2012 sicher angesprochen werden konnte, liegen daher keine Vergleichsdaten zwischen den Jahren vor. Im Fall von *Tomenthypnum nitens*, eine ursprünglich in der Konzeption als Zielart ausgewählte Moosart, die aber aufgrund ihrer Seltenheit nicht gezielt gesammelt und bei der Querschnittprobe eigentlich nach Möglichkeit ausgespart worden war, wurden Präsenz/Absenzdaten ab 2011 zusätzlich mit erfasst. Für das Jahr 2012 werden zudem die Populationsflächen der ZB-Arten im Variantenvergleich ebenfalls für beide Versuchsflächen separat dargestellt. In dieser Tabelle werden die Unterschiede zwischen den Varianten im Ansiedlungserfolg noch einmal besonders deutlich.

Zwischen den 3 Jahren lassen sich bei einigen Arten sowohl Wachstums- als auch Rückgangsprozesse unterscheiden. Zunächst gelangen 2010 alle Arten (variantenabhängig) an fast jeden Mikrostandort. Zwischen 2010 und 2011 ist bei geeigneten Mikrohabitateigenschaften eine weitgehend konkurrenzfreie Ausbreitung möglich. Ab dem 2. Jahr 2011 beginnen eine Reihe von wuchskräftigeren Arten aus der Kraut- und Moossschicht, insbesondere auf der B-Fläche, Konkurrenzdruck aufzubauen, der 2012 bei einer Reihe von Arten auch auf der A-Fläche einen stärkeren Rückgang bewirkt. Die Rückgänge ab dem ersten Jahr können aber auch zunächst überlebende Sproßstücke von Moosen betreffen, die auf standörtlich ungünstigen Stellen nicht dauerhaft überleben konnten.

Mit wenigen Ausnahmen ist die Entwicklung der Gefäßpflanzen und Moose auf der nährstoffärmeren A-Fläche besser. So ist die Gesamtsumme aller ZB-Populationsflächen auf der A-Fläche mit 1899 m² 2012 noch geringfügig größer als 2010 (1888 m²). Auf der B-Fläche wird der Wert von 2010 (1820 m²) im Jahr 2012 bereits deutlich unterschritten (1647 m²). Allerdings ist auch auf der A-Fläche 2012 ein leichter Rückgang in der Gesamtsumme im Vergleich zum Jahr 2011 (1910 m²) feststellbar. Auf der B-Fläche nimmt die Gesamtsumme hingegen auch schon zwischen 2010 und 2011 um 74 m² ab und damit bereits in einer vergleichbaren Größenordnung wie ab dem 2. Jahr zwischen 2011 und 2012 mit 99 m² Abnahme.

Auf der Fläche A haben sich zwischen 2011 und 2012 die folgenden Arten positiv entwickelt: *Aulacomnium palustre*, *Bryum pseudotriquetrum*, *Calliergon giganteum*, *Campyllum stellatum*, *Carex lepidocarpa*, *Carex panicea*, *Juncus articulatus* und *Plagiomnium elatum*. *Carex rostrata* und *Liparis loeselii* haben keine Nachweise 2010-2012 auf der A-Fläche, entsprechend auch keine Veränderungstendenz. *Climacium dendroides*, *Drepanocladus cossonii*, *Epipactis palustris*, *Helodium blandowii*, *Parnassia palustris* und *Sphagnum teres* wiesen einen Rückgang auf. Eindeutige Vorteile auf der A-Fläche im Vergleich zur B-Fläche haben *Campyllum stellatum*, *Carex lasiocarpa*, *Carex panicea*, *Drepanocladus cossonii* und *Parnassia palustris*. Bemerkenswert ist auch die Entwicklung der Funde von *Paludella squarrosa*. Diese Moosart wurde als besonders bemerkenswerte Art auf den Subplots mit erfasst. Erstmals 2010 auf der B-Fläche gefunden (2010: B = 2 m²) und dort 2011 häufiger als auf der A-Fläche (2011: A = 2 m², B = 5 m²) hat sich das Verhältnis 2012 umgekehrt (2011: A = 5 m², B = 2 m²).

Auf der Fläche B haben sich zwischen 2011 und 2012 noch die folgenden Arten positiv entwickelt: *Bryum pseudotriquetrum*, *Carex diandra*, *Carex lepidocarpa*, *Carex panicea*, *Carex rostrata*, *Juncus articulatus*, *Plagiominum elatum*. *Calliergon giganteum* und *Epipactis*

palustris blieben in diesem Zeitraum konstant. *Epipactis palustris* wies im Jahresvergleich 2010/2011 aber einen erheblichen Rückgang auf, *Calliergon giganteum* zeigte in diesem Zeitraum noch einen deutlichen Zuwachs auf der B-Fläche. Alle übrigen Arten nahmen zwischen 2011 und 2012 auf der B-Fläche ab. Die drei ZB-Arten mit der stärksten Abnahme waren *Sphagnum teres*, *Campylium stellatum* und *Climacium dendroides*. Den allerstärksten Rückgang von allen erfassten Arten zeigte *Tomentypnum nitens*. Eindeutige Vorteile auf der B-Fläche im Vergleich zur A-Fläche haben nur *Carex lasiocarpa*, *Climacium dendroides* und *Juncus articulatus*. Hier ist bemerkenswert, dass *Carex lasiocarpa* (wie auch *Carex acutiformis*) nach Düngungsversuchen als höherproduktive Art eingeschätzt wird, die im Gegensatz zu *Carex diandra* und *Carex rostrata* von einer höheren Stickstoffversorgung profitiert (Aerts et al. 1992, Güsewell 2004).

Mittel- bis längerfristig erscheint daher nur die A-Fläche als geeignet, um den meisten der ZB-Arten einen geeigneten Lebensraum zu bieten.

Beim Vergleich der Ansiedlungsvarianten schneidet die Variante ZB hinsichtlich der erreichten Populationsflächen um den Faktor 1,1 (B-Fläche) und 1,25 (A-Fläche) besser ab, als die zweitbeste Variante ZQ. Der Abstand der drittbesten Variante Z zur zweitbesten Variante ZQ entspricht in etwa dem Abstand von ZB zu ZQ. ZQ ist um den Faktor 1,1 auf der A-Fläche und um den Faktor 1,3 auf der B-Fläche besser als die Variante Z. Die viertbeste Variante QMG erreicht in der Summe nur noch 55% der Populationsflächen der drittbesten Variante Z und schneidet in der räumlichen Verteilung der Arten ganz erheblich schlechter ab als die Varianten Z, ZB, ZQ. Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs von QMG ist dieser Unterschied aber leider nicht sehr gut statistisch abgesichert.

Tabelle 5.27. Populationsflächen (m²) der Zielarten und Bestandesbildner sowie zusätzlich auf den Subplots erfasster bemerkenswerter Arten (*) auf den Versuchsfeldern (A = Sandfläche; B = Torffläche; A+B = Sandfläche und Torffläche).

Jahr	2010			2011			2012		
	Versuchsfeld	A	B	A+B	A	B	A+B	A	B
Aulacomnium palustre	90	88	178	63	79	142	65	65	130
Bryum pseudotriquetrum	193	149	342	211	119	331	216	135	351
Calliergon giganteum	209	207	416	232	227	459	241	227	468
Campylium stellatum	196	153	349	193	113	306	200	68	268
Carex diandra	2	0	2	0	0	0	0	23	23
Carex lasiocarpa	0	9	9	13	50	63	18	29	47
Carex lepidocarpa	7	54	61	85	92	178	115	104	218
Carex panicea	7	2	9	9	2	11	16	5	20
Carex rostrata	0	0	0	0	5	5	0	9	9
Climacium dendroides	189	176	364	171	160	331	146	149	295
Drepanocladus cossonii	218	209	427	241	205	445	238	187	425
Epipactis palustris	36	27	63	40	14	54	34	14	47
Helodium blandowii	155	155	310	130	149	279	117	135	252
Juncus articulatus	268	265	533	268	263	531	270	270	540
Liparis loeselii	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Parnassia palustris	40	72	112	52	68	119	50	47	97
Plagiomnium elatum	187	207	394	137	133	270	160	139	299
Sphagnum teres	90	47	137	63	70	133	14	41	54
Gesamtsumme ZB-Arten	1888	1820	3708	1910	1746	3656	1899	1647	3546
Paludella squarrosa*	0	2	2	2	5	7	5	2	7
Tomentypnum nitens*	k. A.	k. A.	k. A.	162	202	364	90	61	151

Tabelle 5.28. Differenztafel der Populationsflächen (m²) der Zielarten und Bestandesbildner sowie von *Tomentypnum nitens* auf den Versuchsflächen mit den Jahresvergleichen 2010/2011 und 2011/2012 (A = Sandfläche; B = Torffläche; A+B = Sandfläche und Torffläche).

Jahresvergleich Versuchsfläche	2011-2010			2012-2011		
	A	B	A+B	A	B	A+B
<i>Aulacomnium palustre</i>	-27	-9	-36	2	-14	-11
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	18	-29	-11	5	16	20
<i>Calliergon giganteum</i>	22	20	43	9	0	9
<i>Campylium stellatum</i>	-2	-41	-43	7	-45	-38
<i>Carex diandra</i>	k. A.	k. A.	k. A.	0	23	23
<i>Carex lasiocarpa</i>	13	41	54	5	-20	-16
<i>Carex lepidocarpa</i>	79	38	117	29	11	41
<i>Carex panicea</i>	2	0	2	7	2	9
<i>Carex rostrata</i>	0	5	5	0	5	5
<i>Climacium dendroides</i>	-18	-16	-34	-25	-11	-36
<i>Drepanocladus cossonii</i>	23	-5	18	-2	-18	-20
<i>Epipactis palustris</i>	5	-14	-9	-7	0	-7
<i>Helodium blandowii</i>	-25	-7	-32	-14	-14	-27
<i>Juncus articulatus</i>	-1	-2	-2	2	7	9
<i>Liparis loeselii</i>	0	0	0	0	2	2
<i>Parnassia palustris</i>	11	-5	7	-2	-20	-22
<i>Plagiomnium elatum</i>	-49	-74	-124	22	7	29
<i>Sphagnum teres</i>	-27	23	-5	-50	-29	-79
Summe ZB-Arten	22	-74	-52	-11	-99	-110
<i>Tomentypnum nitens</i>	k. A.	k. A.	k. A.	-72	-142	-214

Tabelle 5.29. Variantenvergleich der Populationsflächen (m²) der Zielarten und Bestandesbildner auf den Versuchsflächen (Jahr 2012; DBF n = 60).

ZB-Arten	A = Sandfläche						B = Torffläche					
	K	Z	ZB	ZQ	QM	QMG	K	Z	ZB	ZQ	QM	QMG
Aulacomnium palustre	0	5	31	11	7	11	0	7	31	13	7	7
Bryum pseudotriquetrum	27	34	54	52	23	27	5	20	38	38	14	20
Calliergon giganteum	25	54	54	54	27	27	20	52	49	54	27	25
Campylium stellatum	20	43	52	45	13	27	2	9	29	13	5	9
Carex diandra							7	0	9	5		2
Carex lasiocarpa	0	2	9		2	4	0	0	9	13		7
Carex lepidocarpa	0	36	34	31		14	14	27	22	27	5	9
Carex panicea	5	2	2			7			5			
Carex rostrata								0	9			
Climacium dendroides	9	18	47	34	20	18	0	16	49	43	20	20
Drepanocladus cossonii	23	54	54	54	27	27	9	45	40	47	20	25
Epipactis palustris	0	9	20	5				4	5	4	0	0
Helodium blandowii	0	38	40	27	7	5	2	43	45	43	2	0
Juncus articulatus	54	54	54	54	27	27	54	54	54	54	27	27
Liparis loeselii												2
Parnassia palustris	0	16	18	14		2	0	18	11	18	0	0
Plagiomnium elatum	7	29	52	34	16	22	7	20	47	34	16	16
Sphagnum teres			9	2		2	0	0	20	13	4	2
Summe	170	394	521	415	169	218	120	315	452	406	143	169

5.7.5 Keimungsraten Gefäßpflanzen

Die Keimungsraten der ausgebrachten Gefäßpflanzen der Zielarten und Bestandesbildner sind aus der ausgebrachten potentiell fertilen Samenmenge und der 2012 auf den 3 Mikroplots (MP) je DBF vorgefundenen Sprossanzahl der betreffenden Arten berechnet. Eine sichere Unterscheidung der aus Samen entstandenen Sprosse von solchen, die sich vegetativ von in der Umgebung bereits vorhandenen Pflanzen ausgebreitet haben, war nicht in jedem Fall möglich.

Die Tabelle enthält die gezählten Sprossanzahlen und berechneten Keimungsraten in Abhängigkeit von der Höhenlage im Mikrorelief nach 3 Jahren. Die Schwerpunkte des Vorkommensbereichs hinsichtlich der Höhenlage (B = Bult, I = intermediäre Höhenlage, S = Schlenke) sind je nach Intensität der Präferenz hervorgehoben. Da die Mikroplots mit 0,25 x 0,25 m eine starre Größe hatten, sind sie nicht immer vollständig einer Höhenlage (B, I oder S) zuzuordnen.

Für alle ausgewählten Gefäßpflanzen (Z und B) sind Bult- oder Intermediärlage günstig zur Keimung. In den Schlenken und wahrscheinlich nur an ihren Rändern kann sich gemäß den vorliegenden Daten nur *Carex lepidocarpa* und *Carex rostrata* entwickeln. Die Keimungsraten unter Feldbedingungen sind mit durchschnittlichen Werten zwischen 0,21 und 4,6 % und Maximalwerten zwischen rund 1 und 10 % recht gering.

Tabelle 5.30. Keimungsraten der Zielarten auf den Mikroplots (MP = Mikroplot; Ave = Mittelwert; Max = Maximum; B = Bult; I = intermediäre Höhenlage; S = Schlenke; Varianten Z, ZB, ZQ; Jahr 2012; DBF n = 36).

Zielarten	Samen / MP	Parameter	Sprossanzahl / MP			Keimungsrate %		
			B	I	S	B	I	S
<i>Carex lepidocarpa</i>	50	Ave	1,14	2,28	1,08	2,28	4,56	2,17
		Max	10	12	9	20	24	18
<i>Epipactis palustris</i>	80	Ave	0,17	0,22	0	0,21	0,28	0
		Max	4	4	0	5	5	0
<i>Liparis loeselii</i>	500	Ave	0	0	0	0	0	0
		Max	0	0	0	0	0	0
<i>Parnassia palustris</i>	50	Ave	0,83	0,11	0	1,67	0,22	0
		Max	7	2	0	14	4	0

Tabelle 5.31. Keimungsraten der Bestandesbildner auf den Mikroplots (MP = Mikroplot; Ave = Mittelwert; Max = Maximum; B = Bult; I = intermediäre Höhenlage; S = Schlenke; Variante ZB; Jahr 2012; DBF n = 12).

Bestandesbildner	Samen / MP	Parameter	Sprossanzahl / MP			Keimungsrate %		
			B	I	S	B	I	S
<i>Carex diandra</i>	50	Ave	0,08	0	0	0,17	0	0
		Max	1	0	0	2	0	0
<i>Carex lasiocarpa</i>	10	Ave	0,17	0,42	0	1,67	4,17	0
		Max	1	3	0	10	30	0
<i>Carex panicea</i>	50	Ave	0,08	0	0	0,17	0	0
		Max	1	0	0	2	0	0
<i>Carex rostrata</i>	50	Ave	0	0	0,25	0	0	0,5
		Max	0	0	3	0	0	6

5.7.6 Wachstumsraten Moose

Die Wachstumsraten der ausgebrachten Moose der Zielarten und Bestandesbildner wurden aus der ausgebrachten Moosmenge und der 2012 auf den Mikroplots geschätzten Dominanzwerte nach Londo (1976) der betreffenden Arten berechnet. Als zusätzliche Einheit wird der theoretisch erreichte mittlere Deckungswert in Prozent pro 1 g Mooshäcksel der betreffenden Art auf 1 m² Ansiedlungsfläche nach 3 Jahren angegeben (Umrechnung der ausgebrachten Menge auf 0,0625 m² des Mikroplots auf 1 m² Ansiedlungsfläche). Da die Mikroplots mit 0,25 x 0,25 m eine starre Größe hatten, sind sie nicht immer vollständig einer Höhenlage (B, I oder S) zuzuordnen.

Tabelle 5.32. Wachstumsraten der Zielarten auf den Mikroplots (MP = Mikroplot; Ave = Mittelwert; Max = Maximum; B = Bult; I = intermediäre Höhenlage; S = Schlenke; Varianten Z, ZB, ZQ; Jahr 2012; DBF n = 36).

Zielarten	g / MP	Parameter	Londo (1976) auf MP			Dominanz % je 1 g auf 1 m ²		
			B	I	S	B	I	S
<i>Calliergon giganteum</i>	2,7	Ave	0,25	0,44	1,09	0,058	0,103	0,252
		Max	1	2	6	0,231	0,463	1,389
<i>Drepanocladus cossonii</i>	4,9	Ave	0,96	1,49	0,9	0,122	0,191	0,116
		Max	6	6	5	0,766	0,766	0,638
<i>Helodium blandowii</i>	3,5	Ave	0,33	0,23	0,06	0,058	0,042	0,011
		Max	3	2	1	0,536	0,358	0,178

Tabelle 5.33. Wachstumsraten der Bestandesbildner auf den Mikroplots (MP = Mikroplot; Ave = Mittelwert; Max = Maximum; B = Bult; I = intermediäre Höhenlage; S = Schlenke; Variante ZB; Jahr 2012; DBF n = 12).

Bestandesbildner	g / MP	Parameter	Londo (1976) auf MP			Dominanz % je 1 g auf 1 m ²		
			B	I	S	B	I	S
<i>Aulacomnium palustre</i>	8,3	Ave	0,11	0,11	0,01	0,008	0,008	0,000
		Max	0,4	1	0,1	0,030	0,075	0,008
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	7,2	Ave	0,09	0,29	0,13	0,008	0,025	0,011
		Max	0,2	2	0,4	0,017	0,173	0,034
<i>Campylium stellatum</i>	10,6	Ave	0,08	0,07	0,11	0,005	0,005	0,006
		Max	0,4	0,2	0,4	0,023	0,013	0,023
<i>Climacium dendroides</i>	7,7	Ave	0,43	0,18	0,12	0,036	0,016	0,009
		Max	1	0,4	0,4	0,081	0,033	0,033
<i>Plagimonum elatum</i>	2,2	Ave	0,43	0,18	0,11	0,120	0,052	0,031
		Max	3	0,4	0,2	0,852	0,114	0,056
<i>Sphagnum teres</i>	14,4	Ave	0,2	0,2	0,12	0,009	0,009	0,005
		Max	1	0,4	0,4	0,044	0,017	0,017

Auch die meisten ausgewählten Moosarten entwickeln sich auf der Bult- und Intermediär-Lage am besten. Allerdings gibt es unter ihnen auch Arten die Schlenken bevorzugen oder zumindest nicht deutlich schwächer besiedeln (*Calliergon giganteum*, *Campylium stellatum*, *Drepanocladus cossonii*). Deutlich gemieden werden Schlenken nur von *Helodium blandowii* und *Aulacomnium palustre*.

5.7.7 Diversitätsindizes Pflanzenarten

In der Tabelle 5.34 sind die gebräuchlichsten Biodiversitätsindizes für das 1. Jahr 2010 und für das 3. Jahr 2012 dargestellt. Die Berechnung erfolgte mit dem Programm Turboveg aus den vollständigen Vegetationsaufnahmen. Da zwischen den Varianten durch Einspülung und Verschleppung der Artenaustausch im Lauf der Zeit zunahm, wird für die Bewertung des Ansiedlungserfolgs bei der Artenzahl das Jahr 2010 als Referenzjahr gewählt. Da die eingespülten oder verschleppten Arten aber meist nur geringe Dominanzwerte erreichen, kann für den Vergleich der anderen Indizes (Shannon, Äquität, Simpson) besser das Jahr 2012 als Bezugsjahr gewählt werden, in dem auch einige Arten ansprechbar waren, die in den Jahren zuvor nicht noch nachgewiesen werden konnten.

Tabelle 5.34. Variantenvergleich Mittelwerte der Diversitätsindizes auf den DBF der Varianten auf den Versuchsflächen (A = Sandfläche; B = Torffläche; DBF n = 24).

		2010			2012		
Variante	Index	A	B	A+B	A	B	A+B
1 K	Shannon	2,58	2,62	2,6	3,08	2,75	2,92
	Äquität	0,77	0,79	0,78	0,82	0,83	0,83
	Simpson	0,85	0,87	0,86	0,92	0,91	0,92
	Artenzahl	28,5	28	28,3	42	28	35
2 Z	Shannon	3,06	3,02	3,04	2,79	2,76	2,78
	Äquität	0,85	0,81	0,83	0,76	0,75	0,76
	Simpson	0,92	0,9	0,91	0,89	0,89	0,89
	Artenzahl	37	41,5	39,3	39	39,5	39,25
3 ZB	Shannon	2,96	3,14	3,05	2,94	3,07	3,01
	Äquität	0,79	0,81	0,8	0,75	0,79	0,77
	Simpson	0,88	0,92	0,9	0,9	0,91	0,91
	Artenzahl	43,5	48	45,8	51	49,5	50,25
4 ZQ	Shannon	2,73	3,1	2,92	2,83	2,95	2,89
	Äquität	0,7	0,77	0,74	0,71	0,74	0,73
	Simpson	0,83	0,88	0,86	0,86	0,87	0,87
	Artenzahl	48,5	56,5	52,5	53	54,5	53,75
5 QM	Shannon	2,66	3,01	2,84	2,73	2,78	2,76
	Äquität	0,68	0,78	0,73	0,7	0,75	0,73
	Simpson	0,83	0,9	0,87	0,83	0,87	0,85
	Artenzahl	50,5	47	48,8	50,5	43,5	47
6 QMG	Shannon	2,71	2,75	2,73	2,66	2,75	2,71
	Äquität	0,74	0,7	0,72	0,69	0,71	0,7
	Simpson	0,85	0,84	0,85	0,84	0,84	0,84
	Artenzahl	39	50	44,5	49	48,5	48,75
Mittelwert 1-6	Shannon	2,78	2,94	2,86	2,84	2,84	2,84
Mittelwert 1-6	Äquität	0,75	0,78	0,77	0,74	0,76	0,75
Mittelwert 1-6	Simpson	0,86	0,88	0,87	0,87	0,88	0,88
Mittelwert 1-6	Artenzahl	41,17	45,17	43,17	47,42	43,92	45,67

Shannon

Der Shannon-Index (auch Shannon-Wiener-Index genannt) beschreibt die Diversität der Pflanzenarten auf den DBF unter Berücksichtigung von Artenzahlen und deren Dominanzwerten.

Die beiden Varianten mit Ansiedlung mit den höchsten Werten sind 2012 die Variante ZB (3,01) und ZQ (2,89).

Äquität

Die Äquität (auch species evenness genannt), berücksichtigt die Verteilung der Dominanzen zwischen den Arten unter Berücksichtigung der Dominanzsumme aller Pflanzenarten einer Aufnahme. Als Ungleichverteilungsmaß drückt die Äquität aus, wie stark die Dominanzen unterschiedlich zwischen den Pflanzenarten einer Aufnahme verteilt sind. Je größer der Wert der Äquität, desto gleichmäßiger sind die Dominanzen zwischen den Pflanzenarten verteilt.

Die Varianten mit Ansiedlung mit der größten Äquität sind 2012 die Variante ZB (0,77) und Z (0,76).

Simpson

Der Simpson-Index drückt die Wahrscheinlichkeit aus, dass auf zwei zufällig ausgewählten Teilflächen einer DBF die angetroffenen Pflanzenarten nicht der gleichen Art angehören. Er berücksichtigt ähnlich des Shannon-Indexes Artenanzahl und Dominanzwerte. Je größer sein Wert ist, desto diverser sind die Arten kleinräumlich auf der DBF verteilt.

Die beiden Varianten mit Ansiedlung mit den höchsten Werten sind 2012 die Variante ZB (0,91) und Z (0,89).

Artenzahl

Die Artenzahl umfasst die Zahl aller Gefäßpflanzen und Moosarten auf der betreffenden DBF (Abundanz). Die Variante mit den höchsten Artenzahlen ist 2010 die Variante ZQ (52,5). Danach folgen mit geringem Abstand die Varianten QM (48,8), ZB (45,8) und QMG (44,5) sowie mit größerem Abstand Z (39,3) und K (28,3). Der Unterschied der Variante ZQ zur Kontrolle K beträgt im Mittel 24,2 Arten mehr durch die Ansiedlung. Bis 2012 hat sich die Artenzahl-Reihung der Varianten etwas verändert ($ZQ > ZB > QMG > QM > Z > K$). Die überwiegend auf nährstoffreichere Standorte verteilte Variante QM ist relativ zurückgefallen. Dies kann an der geringeren Verfügbarkeit von Gefäßpflanzensamen in QM liegen, die in den anderen Varianten erst mit einer zeitlichen Verzögerung zu einer Erhöhung der Artenanzahl beitragen, aber auch der Standortunterschied zu den anderen Varianten kann eine Rolle spielen. Die Kontrolle hat durch Einspülung und Verschleppung aus der Nachbarschaft aufgeholt. Ansonsten sind die Verhältnisse ähnlich geblieben und die 4 Varianten mit den höchsten Artenzahlen unterscheiden sich weiterhin nur geringfügig.

Die unterschiedlich starke Einspülung zwischen den Flächen A und B wird beim Vergleich der Artenzahlen der Variante K zwischen 2010 und 2012 deutlich. Auf Fläche B ist die Artenzahl auch 2012 noch bei 28 Arten wie 2010, auf der lichtereren Fläche A hingegen inzwischen bei 42 Arten (2010 = 28,5 Arten).

Bemerkenswert ist zudem, dass auf Fläche A generell Zuwächse und auf Fläche B überwiegend leichte Rückgänge der mittleren Artenzahlen in den Varianten auftreten.

6 Bewertung der Ansiedlungsverfahren

6.1 Bewertungsparameter

In den getesteten Varianten wurden verschiedene Ansiedlungsverfahren (Einzelartenübertragung von Zielarten und Bestandesbildnern, Querschnittsprobenübertragung aus der Mooschicht und durch Drusch aus Mähgut) in unterschiedlichen Kombinationen getestet. Die Details der Vor- und der Nachteile hinsichtlich des Ansiedlungserfolgs wurden in den vorangegangenen Kapiteln ausführlich diskutiert. Für die zusammenfassende Bewertung der Varianten und Verfahren werden an dieser Stelle nur die wichtigsten Unterschiede zwischen den Verfahren und Varianten dargestellt. Die folgenden Kriterien sind zur Bewertung herangezogen worden:

- Etablierungserfolg Zielarten
- Etablierungserfolg Bestandesbildner
- Repräsentativität des angesiedelten Artenpools
- Hemmung von Gehölzarten
- Hemmung von Konkurrenzarten
- Restauration ökosystemarer Funktionen
- Eingriffsminimierung in den Entnahmegebieten
- Anwendbarkeit (Hochskalierbarkeit)
- Kostenminimierung

Zunächst werden die getesteten Verfahren bewertet und ihre Stärken und Schwächen herausgestellt. Anschließend werden die getesteten 6 Varianten (z. T. Verfahrenskombinationen) besprochen. Danach werden in Abhängigkeit vom Entwicklungsziel optimierte Verfahrenskombinationen für zukünftige Renaturierungsprojekte empfohlen.

6.2 Verfahrensbewertung

6.2.1 Ansiedlung von Einzelarten Gefäßpflanzen

Vorteile

Die Aufsammlung von Gefäßpflanzen-Samen von Hand ist bei den meisten Arten bei genauer Kenntnis der lokalen Vorkommen und der regionalen Samenreifezeiten einfach durchführbar. Die meisten Gefäßpflanzenarten können unter Anleitung von Art- und Gebietskennern auch von Hilfskräften nach kurzer Einarbeitungszeit gesammelt werden. Der Aufwand, um eine Samenmenge von Zielarten zu erhalten, die schätzungsweise für ein Ansiedlungsgebiet reicht (2.000-25.000 Samen je nach Keimungsrate, diese Zahl ist nicht für Orchideenarten gültig), ist vertretbar. Der Aufwand zur Etablierung einer überlebensfähigen und ausbreitungsfähigen Population (Konzept der kleinsten überlebensfähigen Population (engl. Minimum Viable Population oder MVP), vgl. Amler et al. 1999) von Zielarten ist von der Größe des Ansiedlungsgebietes weitgehend unabhängig. Bei großen Ansiedlungsgebieten steigt der Aufwand für Zielarten daher nur geringfügig beim Ausbringen der Samen auf größeren Flächen, die Samenanzahl selbst muss nicht unbedingt erhöht werden, sofern nicht Wert auf die Etablierung größerer Populationen gelegt wird.

Ein weiterer Vorteil ist das sichere Auffinden der Pflanzen zur Fruchtzeit. Eventuell empfiehlt es sich bei unscheinbaren Arten (oder bei zur Fruchtzeit nicht mehr sicher ansprechbaren Arten) die Vorkommen zur Blütezeit per GPS einzumessen und/oder zu markieren.

Zudem ist die Entnahmemenge sehr gut kontrollierbar, wenn die Samengewichte bekannt sind oder berechnet werden oder Samenkapseln bzw. Fruchtstände als Sammeleinheiten benutzt werden. Dies ist besonders bei seltenen Arten mit nur noch kleinen Restvorkommen unverzichtbar. Die zu übertragenden Samenmengen sind vom Gewicht und Volumen her sehr klein. Es entstehen weder bei der Lagerung im Kühlschrank noch beim Transport technische Probleme. Die Entnahme ist weitgehend witterungsunabhängig, da die Flächen nicht mit Maschinen befahren werden müssen. Auch ist bei der Entnahme von Hand ein sehr vorsichtiges Entnehmen auf sensiblen Flächen möglich. Das Ausbringen der Samen kann zielgenau auf optimal geeignete Mikrostandorte begrenzt werden. Damit wird der Etablierungserfolg im Bezug auf die eingesetzte Samenmenge maximiert.

Nachteile

Das Verfahren kann bei einer großen Zahl zu übertragender Gefäßpflanzenarten und im Fall einer großen Samenmenge von Bestandsbildnerarten sehr hohe Kosten verursachen. In Abhängigkeit von unterschiedlichen Samenreifezeiten können dann mehrere Sammeltermine im Jahr in jeweils mehreren Gebieten erforderlich werden. Dabei haben oft auch einzelne Arten in verschiedenen Gebieten unterschiedliche Samenreifezeiten. Entsprechend kann der Fahrt- und Zeitaufwand sehr hoch werden. Auch kann es praktische Probleme mit den Mahdzeitpunkten in den Entnahmegebieten geben. Sollen Teilflächen für die spätere Samengewinnung bei der Mahd durch den Flächennutzer ausgespart bleiben, ist es zwingend erforderlich die Mahd vor Ort zu begleiten, ansonsten werden die Flächen mit großer Wahrscheinlichkeit trotz Markierungen doch mitgemäht. Auch können Bestandsbildnerarten aus Aufwandsgründen u. U. nicht in den benötigten großen Samenanzahlen gesammelt werden, wenn eine sehr rasche Etablierung dieser Arten gewünscht ist. Der aus der Diasporenbank im Boden aufgelaufene Bestand an *Juncus articulatus* auf den Kunster Versuchsflächen wäre aus Einzelartenaufsammlung in dieser Dichte sicher nicht aufzubauen gewesen.

Eine kurze Projektlaufzeit bzw. Verzögerungen in der Projektumsetzung können hinsichtlich der fest stehenden Samenerntezeiträume und der zum Teil begrenzten Lagerfähigkeit der Samen zu Problemen führen. Einige Samen sind nur wenige Wochen oder nur rund ein Jahr lang lagerfähig. Es kann daher sinnvoll sein, die Ansiedlung der Gefäßpflanzenarten mit nicht lagerfähigen Samen solange zurückzustellen, bis die Flachabtorfungsflächen fertig gestellt und die Ausbringungszeiträume sicher geplant werden können.

Anwendung

Nur mit diesem Verfahren können sehr seltene Gefäßpflanzenarten (Zielarten) zuverlässig und in kontrollierter Menge übertragen werden. Es sollte in allen Renaturierungsprojekten mit Ansiedlung seltener Gefäßpflanzenarten (Rote Liste Kategorien der Bundesländer 0, 1 und 2) eingesetzt werden. Es ist auch für die Ansiedlung von ausgewählten Bestandsbildnern gut geeignet. Insbesondere auch für die Arten, die bereits in der ersten Pionierphase den Bestandesschluss beschleunigen (z. B. *Carex lepidocarpa*, *Juncus articulatus*). Das Verfahren sollte nach Möglichkeit immer mit der Übertragung einer Querschnittsprobe aus der Mooschicht kombiniert werden, um einen raschen Aufbau einer Nährstoffe bindenden Mooschicht zu erreichen.

Vor der Ausbringung der Samen sollten sowohl die Krautschicht als auch die Mooschicht einen Deckungsgrad von 10-20 % entwickelt haben. Dies sichert zum einen die Verbreitung von Mykorrhizapartnern, zum anderen bietet die lichte Vegetationsstruktur etwas Schutz vor UV-Licht und bietet so mehr Keimungsnischen. Sinnvoll ist daher die Ausbringung der Gefäßpflanzen ein halbes bis ein Jahr nach Ausbringung der Moosarten. Nach der Flachabtorfung sollten noch 2 Jahre Zeit für die eigentliche Ansiedlung eingeplant werden. Im ersten Jahr nach der Flachabtorfung könnten die Moose im Frühjahr (März-Mai) oder Herbst ausgebracht werden, im zweiten Jahr die Gefäßpflanzenamen im Spätsommer oder Frühherbst, am besten direkt nach Abschluss der Samenaufsammlung. Alternativ können die Gefäßpflanzenamen auch schon im Spätsommer oder Frühherbst des ersten Jahres nach Flachabtorfung ausgebracht werden. Dann sollte die Moosausbringung aber entweder schon im Herbst des Vorjahres (September bis Oktober) erfolgen oder zumindest so früh wie möglich im Frühjahr des ersten Jahres nach Flachabtorfung. Für sehr seltene Arten oder solche mit problematischen Etablierungseigenschaften (z. B. manche Orchideen mit obligater Mykorrhizierung) kann eine Zwischen-Kultivierung zur Gewinnung von Samen oder Setzlingen notwendig sein und den Aufwand weiter erhöhen.

Zur Ausbringung hat es sich bewährt die Samen kurz vor der Ausbringung mit Sägespänen zu mischen, um die Samen besser verteilen zu können. Vorsichtshalber empfiehlt es sich dabei stark riechende Hölzer mit vermutlich biozider Wirkung zu meiden (z. B. Tropenhölzer und besonders harzhaltige Nadelhölzer).

6.2.2 Ansiedlung von Einzelarten Moose

Vorteile

Die Aufsammlung von Moosarten von Hand ist bei entsprechender Gebiets- und genauer Artenkenntnis einfach durchführbar. In der Regel können dabei aber keine unausgebildeten Hilfskräfte eingesetzt werden, da für Laien die Unterschiede von Moosarten wesentlich schwerer erfassbar sind als die von Gefäßpflanzenarten. Anders als bei den Gefäßpflanzenarten ist die Sammlung der Moosarten nicht an einen artspezifischen Zeitraum im Jahr gebunden und kann für alle Moosarten an einem Termin gemeinsam erfolgen. Auch gibt es keine Unterschiede zwischen den Gebieten hinsichtlich der Entnahmezeiten. Daher ist der Fahrt- und Organisationsaufwand, verglichen mit der Gefäßpflanzenentnahme, eher gering. Der Sammelaufwand pro Art ist je nach deren Häufigkeit auf wenige Stunden begrenzt. Abhängig von der Größe des Ausbringungsgebietes und der vertretbaren Entnahmemenge sind wenige hundert Gramm bis wenige Kilogramm je Hektar und Moosart aus mehreren Entnahmegebieten zu sammeln. Ein Einsatz von Maschinen ist für landesübliche Projektgebietsgrößen nicht erforderlich. Die Entnahme ist weitgehend witterungsunabhängig und kann auch in schwer zugänglichen Gebieten erfolgen. Zudem ist die Entnahmemenge sehr gut mit einer einfachen Brief- oder Laborwaage kontrollierbar. Der Transportaufwand (wenige hundert Gramm je Moosart) ist für seltene Zielarten gering. Bei der Entnahme kleiner Mengen von Hand ist ein sehr vorsichtiges Entnehmen auf sensiblen Flächen möglich. Das Ausbringen der Moose kann zielgenau auf optimal geeignete Mikrostandorte begrenzt werden. Damit wird der Etablierungserfolg im Bezug auf die eingesetzte Moosmenge maximiert.

Nachteile

Bei einer großen Zahl zu übertragender Arten steigt auch der Aufwand der Einzelarten-Ansiedlung der Moose. Er bleibt jedoch mäßig, da nur zu einer Jahreszeit gesammelt werden

muss. Ein ebenfalls nur geringer organisatorischer Nachteil ist, dass die Moose in frischem Zustand rasch wieder ausgebracht werden müssen. Eine feuchte Zwischenlagerung ist vor dem Häckseln möglich, jedoch nur im Rahmen von einer bis wenigen Wochen.

Für Bestandesbildnerarten und in großen Beständen wachsende Zielarten ist der Aufwand der Einzelartenentnahme unnötig groß. Diese Arten werden weit effektiver über eine Querschnittsprobe entnommen.

Anwendung

Das Verfahren ist die Methode der Wahl zur zusätzlichen Übertragung seltener Zielarten, die in den Entnahmegebieten zur Schonung der Vorkommen nicht in beliebiger Menge entnommen werden dürfen. Am besten geeignet ist das Frühjahr (März-Mai), wenn die Krautschicht noch nicht so hoch ist und die Arten aber zum Teil schon Sporen und Brutblätter ausgebildet haben. Aber auch im Frühsommer (Juni) oder Herbst (September-Oktober) ist die Entnahme noch möglich.

Die Moose sind mit einem Gartenhäcksler (sogenannter Leisehäcksler mit Fräswalzenschneidsystem) zu zerkleinern und anschließend sofort oder am nächsten Tag in den Ansiedlungsgebieten auszubringen. Das Verfahren sollte nach Möglichkeit immer mit der Übertragung einer Querschnittsprobe aus der Mooschicht kombiniert werden, um auch Bestandesbildner in ausreichender Menge zum raschen Aufbau einer Nährstoffe bindenden Mooschicht zu übertragen.

6.2.3 Ansiedlung durch Querschnittsprobe von Moos- und Gefäßpflanzenarten

Vorteile

Bei der Querschnittsprobenentnahme werden von ausgewählten Stellen aus mehreren Entnahmegebieten Teile der Mooschicht in großen Stücken entnommen. Es werden zugleich Samen und lebende Teile von Gefäßpflanzen (und andere Organismen), die in der Mooschicht eingeschlossen sind, relativ zuverlässig mit übertragen. Diese Entnahme ist unspezifischer als bei der Einzelartensammlung und Artenkenntnisse sind für Hilfskräfte (die aber nur unter Anleitung eingesetzt werden können) nicht erforderlich. Es müssen vorher durch Art- und Gebietskenner Teilflächen markiert werden, die hohe Anteile der gewünschten Moos- und Gefäßpflanzenarten (-samen) enthalten.

Es können große Mengen in kurzer Zeit entnommen und übertragen werden. Das Verfahren ist auch für mehrere Hektar große Ansiedlungsgebiete anwendbar (großer Scheibenhäcksler mit etwa 40-50 PS Motorleistung für Baumschnitt mit abgasunterstütztem Auswurf zum Häckseln nötig). Die benötigte Menge kann bei der Entnahme und Ausbringung leicht über Volumeneinheiten (Packkisten) mit bekanntem Volumengewicht kontrolliert werden.

Es werden zugleich Gefäßpflanzensamen von häufigeren Arten (und andere Organismen), die in der Mooschicht eingeschlossen sind, relativ zuverlässig mit übertragen.

Nachteile

Aufgrund der weniger spezifischen Entnahme werden sehr seltene Arten nicht zuverlässig oder möglicherweise nur in geringen Mengen übertragen, so dass ihre Ansiedlung durch Querschnittsproben nicht gesichert ist. Das gilt vor allem für Gefäßpflanzen, deren Samen in unbekannter Menge mit den Moospolstern transportiert werden.

Bei der Entnahme besteht die Gefahr seltene Moos- und Gefäßpflanzenarten ungewollt und in unkontrollierter Menge mitzunehmen. Daher ist eine vorherige Abgrenzung der zu schonenden Bereiche durch Spezialisten (Art- und Gebietskenner) unbedingt erforderlich.

Die zu transportierenden Moosmengen sind recht groß (rund 1 Tonne Moose je Hektar Ansiedlungsfläche bei einer Ausbringungsmenge von 100 g je m²). Bei unzugänglichen Entnahmegebieten und bei einer schlecht ausgeprägten Mooschicht in den Entnahmegebieten können Transport und Entnahme einen zu hohen Aufwand darstellen. Es sind daher immer gut zugängliche Spendergebiete mit gut ausgeprägter Mooschicht erforderlich. Auch können unzugängliche Ausbringungsgebiete ein Problem darstellen, da Flachabtorfungen nur noch sehr bedingt befahren werden können und der menschlichen Transportkapazität Grenzen gesetzt sind. Unter Umständen ist die Ausbringungsmenge pro m² den lokalen Transportmöglichkeiten anzupassen und ggf. der Einzelartensammlung doch der Vorzug zu geben, um die Transportmenge klein zu halten.

Ein geringer organisatorischer Nachteil ist, dass die entnommenen Moospolster in frischem Zustand rasch wieder ausgebracht werden müssen. Eine feuchte Zwischenlagerung ist möglich (vor dem Häckseln), jedoch nur im Rahmen von einer bis wenigen Wochen.

Anwendung

Das Verfahren ist für die Ansiedlung aller vergleichsweise häufigen Moos- und Gefäßpflanzenarten der Zielvegetation geeignet. Wenn bei der Sammlung sehr seltene Moosarten gezielt und in vertretbarer Menge mitgenommen werden, ist eine Ansiedlung solcher Arten auch mit der Querschnittsprobe gewährleistet. Für seltene Gefäßpflanzen sollte es nur in Kombination mit Einzelartensammlung zur Anwendung kommen.

6.2.4 Ansiedlung durch Querschnittsprobe Drusch aus Mähgut

Vorteile

Bei der Mahd werden Gefäßpflanzenarten verschiedener Arten aus einer Samenreifungsperiode zusammen in relativ großen Mengen entnommen. Mahd und Transport sind mit herkömmlicher Technik einfach. Wenn auf Entnahmeflächen regelmäßig eine Pflegemahd durchgeführt wird, steht Mähgut ohne Zusatzaufwand zur Verfügung. Durch den Drusch wird der Nährstoffeintrag reduziert und die ausgedroschenen Samen sind leicht zu transportieren und auszubringen. Das Ausbringen der Samen kann zielgenau auf optimal geeignete Mikrostandorte begrenzt werden. Damit wird der Etablierungserfolg im Bezug auf die eingesetzte Samenmenge maximiert.

Nachteile

Es werden vor allem hochwüchsige und häufige Arten übertragen. Viele Zielarten mit nur geringer Wuchshöhe und vor allem die Moose wachsen unterhalb der Schnitthöhe oder werden beim Einsammeln nicht oder unterrepräsentiert erfasst. Es müssen mindestens zwei verschiedene Schnitttermine gewählt werden, um früh- und spätreifende Arten zu erfassen. Selbst wenn Schnittgut aus regelmäßiger Pflegemahd für einen Zeitpunkt zur Verfügung steht, wird zusätzlich Mahdgut von einem weiteren Zeitpunkt benötigt. Dieselbe Fläche kann jedoch in einem Jahr entweder nur früh oder nur spät gemäht werden.

Im Versuch wurde das Mähgut sofort nach der Mahd mitgenommen, auf einer Plane getrocknet und auf dieser Plane dann von Hand ausgedroschen. Dieses Verfahren ist für größere Flächen nicht anwendbar. Für den Drusch größerer Mengen sind Spezialmaschinen

erforderlich. Herkömmliche Mähdrescher bzw. deren Saatgutreinigungseinrichtungen sind nicht für eine Mischung unterschiedlicher Samengewichte und Samengrößen ausgelegt. Entsprechend wäre die Anpassung deren Technik erforderlich oder die vom Mähdrescher als Abfall ausgesonderte Mischung aus Samen und Pflanzenteilen müsste nach dem Drusch gesiebt werden.

Der Abtransport des frischen Mähgutes und die Trocknung erfordert wiederum spezielle Verfahren und Technik. Möglich ist z. B. das Zusammenschieben des Mähgutes und dann das Trocknen auf einer Plane oder einer befestigten Fläche. Alternativ kann auch auf der Fläche frisch gepresst werden und sofort danach in einer Ballentrocknungsanlage bei verträglicher Temperatur getrocknet werden, um später dann auszudreschen.

Nicht immer sind die Moorflächen zu einem frühen Zeitpunkt im Sommerhalbjahr aufgrund der Wasserstände bereits befahrbar. Das Entnahmeverfahren ist daher stark witterungsabhängig.

Anwendung

Das Verfahren hat gegenüber den anderen Verfahren zu große Nachteile und ist daher zur Wiederansiedlung von flachabgetorften, nassen Mooren nicht zu empfehlen.

Es kann aber unter Umständen als effektives Ernteverfahren für einzelne Bestandesbildner der Gefäßpflanzen eingesetzt werden, wenn Dominanzbestände dieser Arten abgemäht, wie im Versuch auf einer Plane getrocknet und von Hand gedroschen werden.

Das Verfahren kann bei sehr begrenzten finanziellen Mitteln in Erwägung gezogen werden, wenn die Übertragung von Einzelartenaufsammlungen und einer Querschnittsprobe aus der Mooschicht nicht bezahlbar ist. Wenn einerseits Mähgut von hochwertigen Spendergebieten kostenlos anfällt und andererseits sich eine Lösung für den Drusch finden lässt, wäre dies zumindest besser als auf eine Renaturierung mit Wiederansiedlung ganz zu verzichten.

6.3 Variantenbewertung

6.3.1 Variante 1 Kontrolle (keine Ausbringung) (K)

Das Ergebnis der Kontrollvariante bestätigt, dass sich weder die Zielarten noch die meisten ausgewählten Bestandesbildner oder die meisten übrigen typischen Arten der mesotrophen Moorvegetation innerhalb von 3 Jahren von selbst auf die abgetorften Flächen ausbreiten können. Lediglich wenige, vergleichsweise häufige mesotrophente Arten oder Bestandesbildner, die in der Umgebung vorhanden sind, etablieren sich (z. B. *Viola palustris*, *Juncus articulatus*).

Ziel der aktiven Wiederherstellung der offenen Moor-Vegetation mesotroph-basenreicher Standorte ist eine schnelle Vergrößerung dieser hochbedrohten Lebensräume um dem Aussterben seltener Arten entgegen zu wirken. Dazu ist nicht nur die Ansiedlung dieser seltenen Arten erforderlich sondern auch der rasche Aufbau einer Moosschicht erforderlich. Dadurch werden Gehölzarten und Konkurrenzarten gehemmt und verfügbare Nährstoffe rasch weitgehend gebunden. Daher ist eine Flachabtorfung ohne Ansiedlungsmaßnahmen grundsätzlich nicht zur Wiederherstellung der Zielvegetation geeignet.

6.3.2 Variante 2 Zielarten Gefäßpflanzen + Moose (Z)

Das Verfahren ist nur zur Etablierung ausgewählter Zielarten geeignet. Diese Arten haben zunächst einen Startvorteil, weil innerhalb von 3 Jahren die Konkurrenz durch die häufigen Bestandesbildner noch gering ist. Das zeigt sich vor allem daran, dass Deckungswerte von Zielarten und Mesotrophiezeigern in der Summe höher ausfallen als in den anderen Varianten. Bestandesbildner und sonstige charakteristische Arten werden jedoch nur unzureichend übertragen. Daher bleibt die Artenzahl verglichen mit den anderen Ansiedlungsvarianten niedrig und steigt innerhalb von 3 Jahren nicht weiter an. Auch bleibt die Deckung der Moosschicht in den ersten Jahren erheblich niedriger. Damit wird wahrscheinlich auch die Etablierung von Gehölzarten und unerwünschten Konkurrenzarten in der Krautschicht begünstigt. Darauf deuten jedenfalls die leicht erhöhten Vegetationsdichten und -höhen der Krautschicht und die leicht erhöhten Gehölzdeckungswerte hin. Weil die lebensraumtypische Biodiversität nicht angenähert wiederhergestellt wird, ist diese Variante nicht oder höchstens eingeschränkt empfehlenswert, zumal die langzeitige Entwicklung noch nicht bekannt ist.

6.3.3 Variante 3 Zielarten Gefäßpflanzen + Moose und Bestandesbildner Gefäßpflanzen + Moose (ZB)

Die Variante ZB bringt, gemeinsam mit der Variante ZQ, hinsichtlich des Ansiedlungserfolgs für Zielarten plus Bestandesbildner und deren Populationsflächen sowie für alle lebensraumtypischen Mesotrophiezeiger gemessen an den Artenzahlen das beste Ergebnis aller getesteten Varianten. Auch hinsichtlich der Gesamtartenzahl, also der insgesamt entstandenen Biodiversität, ergeben sich nur wenig geringere Werte als bei ZQ und nahezu die gleichen wie bei den Varianten mit Querschnittsprobe (QM, QMG). Eine mögliche Erklärung für dieses günstige Abschneiden liegt darin, dass mit der Gesamt-Menge der einzeln gesammelten Z- und B-Moosarten, die deutlich größer als bei Variante Z ausfiel, weitere Arten übertragen wurden. Zusätzlich blieben die Konkurrenzeffekte geringer, die durch die Querschnittsprobe hervorgerufen wurden. Allerdings ist nach 3 Jahren noch nicht endgültig zu entscheiden, mit welcher Variante die größere Artenzahl übertragen wurde, da

manche Arten verzögert zur Keimung kommen. Der Aufwand der getrennten Sammlung der Bestandesbildnerarten ist aber im Vergleich zur Querschnittsprobenentnahme aus der Moosschicht recht hoch. Er wäre nochmals höher, wenn versucht würde eine höhere Menge von Arten einzeln zu übertragen.

Die Nährstoffbindung in der Moosschicht ist in den ersten Jahren im Vergleich zur Variante ZQ aber nicht optimal. Damit werden unerwünschte Konkurrenzarten in der Krautschicht und vermutlich auch die Etablierung von Gehölzarten leicht begünstigt. Ein gleichwertiges Ergebnis wird mit geringerem Aufwand beim Verzicht auf den Drusch und dafür Sammlung weitere Gefäßpflanzenarten der Bestandesbildner von Hand mit einem der Variante ZQ ähnlichem Verfahren erreicht.

Das Verfahren sollte nur dann eingesetzt werden, wenn die Transportkapazität in schlecht zugängliche Ansiedlungsgebiete limitierend auf die übertragbare Moosmenge wirkt.

6.3.4 Variante 4 Zielarten Gefäßpflanzen + Moose und Querschnittsprobe Moose + Gefäßpflanzen (Drusch) (ZQ)

Die Variante ZQ bringt, gemeinsam mit der Variante ZB, hinsichtlich des Ansiedlungserfolgs wie oben bereits erklärt, das beste Ergebnis. Eine Ursache dafür war auch die deutlich höhere Moosmenge aus der Querschnittsprobe. Das bessere Ergebnis im Vergleich mit den anderen Varianten mit Querschnittsprobe liegt vor allem im besseren Ansiedlungserfolg der Gefäßpflanzen-Zielarten aus der Einzelarten-Sammlung. Moosarten werden auch durch die Querschnittsproben allein relativ gut übertragen, allerdings verbessert die zusätzliche Einzelartensammlung den Ansiedlungserfolg erkennbar. Der hohe Aufwand des Drusches von Mahdgut, kann durch die Entnahme der Bestandesbildner von Hand ersetzt werden. Die Variante schneidet hinsichtlich der Berücksichtigung aller Kriterien am besten ab. Die auszubringende Querschnittsprobenmenge aus der Moosschicht kann dem Renaturierungszweck und notfalls auch den realisierbaren Transportmöglichkeiten angepasst werden.

6.3.5 Variante 5 Querschnittsprobe Moose (QM)

Die Variante ist zur Wiederherstellung der Moor-Vegetation mesotroph-basenreicher Standorte allein nicht empfehlenswert, da seltene Gefäßpflanzenarten nicht oder nur in zu geringer Menge übertragen werden. Für seltene Moosarten besteht auch ein merklicher Nachteil zu den Varianten mit Einzelartensammlung, aber er ist nicht sehr groß.

Da der Ansiedlungsaufwand vergleichsweise gering ist, kann sie jedoch für Maßnahmen mit finanziellen Begrenzungen zur Erhöhung der Biodiversität auch hinsichtlich mesotropher Arten, insbesondere der Moosarten empfohlen werden. Zudem ist sie für die Wiederherstellung ökosystemarer Funktionen nach Flachabtorfungen in eutrophen Mooren geeignet.

6.3.6 Variante 6 Querschnittsprobe Moose + Gefäßpflanzen (Drusch) (QMG)

Die Variante bringt hinsichtlich der erreichten Gesamtartenzahl und der Anzahl an Mesotrophiezeigern ein relativ gutes Ergebnis. Der Ansiedlungserfolg für Zielarten und Bestandesbildner, besonders für die Gefäßpflanzen, ist aber den Varianten ZB und ZQ deutlich unterlegen. Der Unterschied zur Variante QM ist weniger groß als der Vergleich von Mittelwerten verschiedener Parameter zeigt, wenn die geringe Stichprobenzahl und die deutlichen Unterschiede in der Nährstoffversorgung zur Interpretation berücksichtigt werden. Deutlich bessere Ergebnisse im Vergleich zu QM sind an den Artenzahlen der Zielarten, der Bestandesbildner, in der Summe der Populationsflächen von Zielarten und Bestandesbildnern und an den Artenzahlen der Mesotrophiezeiger erkennbar. Zudem ist der Aufwand beim Drusch für große Flächen recht groß und es sind nur wenige spezialisierte Dienstleister überhaupt in der Lage Mahd und Drusch in Mooren einzusetzen. Da die Einzelartenaufsammlung mit weniger Aufwand die zusätzlich zur Querschnittsprobe der Moosschicht benötigten Samenanzahlen der Gefäßpflanzen erreicht, ist der Drusch in Kombination mit der Querschnittsprobe der Moosschicht keine sinnvolle Kombination. Prinzipiell ist der Variante ZQ, in Sonderfällen auch der Variante ZB, der Vorzug zu geben.

Drusch allein kann bei sehr begrenzten finanziellen Mitteln in Erwägung gezogen werden, wenn die Übertragung von Einzelartenaufsammlungen und einer Querschnittsprobe aus der Moosschicht nicht bezahlbar ist. Wenn einerseits Mähgut von hochwertigen Spendergebieten kostenlos anfällt und andererseits sich eine Lösung für den Drusch finden lässt, wäre dies zumindest besser, als auf eine Renaturierung mit Wiederansiedlung ganz zu verzichten.

7 Entwicklungsprognose und Managementempfehlung

7.1 Entwicklungsprognose

Von den beiden Versuchsflächen haben anscheinend nur größere Teile der A-Fläche (Sandfläche) insbesondere am westlichen Mittel- und Unterhang das Potential dauerhaft mesotrophe Vegetation auszubilden. Die B-Fläche (Torffläche) ist überwiegend zu nährstoffreich, dort finden sich derzeit nur im nordwestlichen Bereich Anteile mit mesotropher Vegetation. Da die Teilflächen der A-Fläche und der B-Fläche mit mesotrophen Potential sehr klein sein, werden Schilf und Großseggen in wenigen Jahren vom Rand her in die gesamte Fläche wieder einwandern. Auch werden vermutlich Grauweiden-Gebüsche und später auch vermehrt Erlen aufwachsen, zumal die Sandauflage der A-Fläche für Gehölzarten einen standfesten Untergund bietet. Die Entwicklung zu einem dichten Röhricht oder zu einer von Gehölzarten dominierten Fläche würde die derzeit erfolgreich etablierte mesotrophe Vegetation zumindest in Teilen wieder verschwinden lassen.

Ob durch das Aufwachsen der Moose und den damit verbundenen Rückstau des Grundwassers eine weitere Gehölzsukzession gebremst oder gar gestoppt wird, kann jetzt noch nicht abgeschätzt werden. Der langfristige Ausgang des bisher erfolgreichen Ansiedlungsversuches sollte daher weiter im Sinne eines Vegetationsmonitorings langfristig begleitet werden.

Für den zukünftigen Umgang mit den Versuchsflächen und den nicht abgetorften umgebenden Moorbereichen sollte zudem eine Zielfestlegung getroffen werden. Hierbei ist in mögliche Maßnahmen zu Verbesserung der Habitategenschaften der gesamten Kunsterwiese südlich der Kunster und in mögliche Maßnahmen auf den Versuchsflächen zu unterscheiden. Aus anderen Moorreanaturierungen mit Wiedervernässung ist bekannt, dass es nach der Wiedervernässung einige Jahre dauert, bis sich die Nährstoffverhältnisse wieder einem naturnahen niedrigen Niveau angeglichen haben.

7.2 Managementempfehlung

Um die Entwicklung naturnaher niedriger Nährstoffkonzentrationen auf den die Versuchsflächen umgebenden Moorbereichen zu unterstützen, wäre eine jährliche Mahd mit Entfernung des Mähgutes oberhalb der Versuchsflächen (wie bisher auch) für 5-10 Jahre weiterhin sinnvoll, um aus diesen Bereichen Nährstoffe zu entfernen, die in der Entwässerungsphase freigesetzt wurden. Dies würde sich positiv auf die unterhalb gelegenen Ansiedlungsflächen auswirken, da so der Nährstoffeintrag über das Zulaufwasser weiter reduziert würde. Die Mahd könnte auch auf die westliche und östliche Umgebung der Versuchsflächen und auf den zwischen den beiden Versuchsflächen gelegenen verfüllten Graben ausgedehnt werden, um Schilf daran zu hindern Nährstoffe über seine Rhizome auf die Versuchsflächen zu bringen. Weitere Abtorfungen in der Umgebung sind nicht sinnvoll, da diese den Grundwasserstand auf den Versuchsflächen absenken würden. Auch sind weitere Ansiedlungsmaßnahmen nicht erforderlich. Es wäre aber sinnvoll zu untersuchen, ob in Zukunft eine Ausbreitung der eingebrachten Arten erfolgt.

Für die eigentlichen Versuchsflächen ist abzuwägen, ob der erreichte Zustand mit dem angesiedelten Artenpool der Zielvegetation möglichst erhalten werden soll und im Fall einer ungünstigen Entwicklung (Verschilfung oder Verbuschung) pflegend eingegriffen werden soll oder ob das wissenschaftliche Interesse an der langfristigen Untersuchung einer natürlichen Entwicklung des Ansiedlungsversuchs ohne Eingriffe auf der Versuchsfläche im Vordergrund stehen soll. Da der Schwerpunkt des Ansiedlungsversuchs auf der wissenschaftlichen

Untersuchung lag und die Versuchsflächen recht klein sind, empfehlen wir zumindest innerhalb einer Zeitspanne von 20 Jahren nach 2009 keine Eingriffe auf den Versuchsflächen selbst vorzunehmen, sofern eine weitere wissenschaftliche Begleitung in irgendeiner Form möglich ist.

In jedem Fall sind die Untersuchungsergebnisse so relevant für die zukünftige Renaturierung von Quell- und Durchströmungsmooren, dass Wiederholungsuntersuchungen ausgehend von 2009 nach 6 Jahren (2015), nach 10 Jahren (2019) und nach 15 Jahren (2024) dringend empfohlen werden.

8 Zusammenfassung

Die Wiederansiedlung naturnaher Pflanzengesellschaften mesotropher basenreicher Moore ist auf Moorflächen mit Oberbodenentfernung (Flachabtorfung) und mit geeignetem Standortpotenzial mit Hilfe eines Teils der getesteten Verfahren innerhalb weniger Jahre möglich. Als optimales Verfahren ist eine Kombination aus Einzelartensammlung seltener Gefäßpflanzen und weiterer Bestandesbildner Gefäßpflanzen, seltenen Moosarten und einer Querschnittsprobe aus der Mooschicht zu empfehlen. Die Artenanteile der Querschnittsprobe können dabei durch Vorauswahl der Teilflächen relativ gut festgelegt werden. Desto weniger Querschnittsprobenmenge je Quadratmeter ausgebracht werden kann (im Fall schlecht zugänglicher Gebiete), desto genauer sollte die Vorauswahl der Querschnittsprobe erfolgen, um möglichst einen großen Anteil gewünschter Arten zu erhalten. Auf einem Quadratmeter Entnahmefläche finden sich in intakten Mooren mit optimal ausgeprägter Mooschicht etwa 17,8 kg lebende Moose. Für 1 ha Ansiedlungsfläche werden bei Ausbringung von 75-100 g je m² Querschnittsprobe aus der Mooschicht etwa 42-56 m² Entnahmefläche in intakten Mooren benötigt.

Die Ausbringung der Gefäßpflanzenarten sollte ein halbes bis ein Jahr nach Ausbringung der Moosarten erfolgen. Optimal wäre es nach einer Flachabtorfung 2 Jahre Zeit für die Ansiedlung zu haben. Im ersten Jahr nach der Flachabtorfung werden die Moose im Frühjahr (März-Mai) ausgebracht, im zweiten Jahr die Gefäßpflanzensamen im Spätsommer oder Frühherbst, am besten direkt nach Abschluss der Samenaufsammlung. Alternativ können die Gefäßpflanzensamen auch im Spätsommer oder Frühherbst des ersten Jahres nach Flachabtorfung ausgebracht werden. Dann sollte die Moosartenausbringung aber entweder schon im Herbst des Vorjahres (September bis Oktober) erfolgen oder zumindest so früh wie möglich im Frühjahr des ersten Jahres nach Flachabtorfung.

Zur Ermittlung des Standortspotenzials ist immer eine gebietsspezifische Analyse des Torfprofils (Trophie, Basenstatus) und der aktuellen Standortssituation (Wasserstandsanalyse, Bioindikation, bei spezifischen Unwägbarkeiten weitere Standortsmessdaten). Für Entscheidungen zu Maßnahmen und Ansiedlungsmethoden sollten Informationen zur aktuellen Vegetation und der Anwesenheit von Zielarten oder speziellen Schutzgüter in der Umgebung verfügbar sein oder erhoben werden.

Die empfohlenen Ausbringungsmengen der Querschnittsprobe (gehäckselte Moospolster) sind abhängig von der Zielstellung. Steht die Ansiedlung offener bis halboffener mesotropher Vegetation und seltener Zielarten im Vordergrund, sollten auf den Abtorfungsflächen 75-100 g Moose pro Quadratmeter ausgebracht werden. Damit können in 2-3 Jahren nahezu geschlossene Moosrasen entstehen. Diese Menge sollte zu 1/3 in die Schlenken und zu 2/3 auf intermediäre Höhenlagen und Bulte verteilt werden. In einem Pufferstreifen von 20-25 m Breite am Oberhang sollten nach Möglichkeit 175-200 g Moose pro Quadratmeter ausgebracht werden, um schneller eine wirksame Filterstrecke am eutrophen Oberhang

aufzubauen. Diese Mengen verringern bereits nach einem Jahr die Nährstoffverfügbarkeit für unerwünschte Konkurrenzarten in der Krautschicht und möglicherweise auch für Gehölzartenkeimlinge.

Um eine mesotrophe Vegetation zu erreichen, sind neben mesotrophen Torfen auch ausreichend lange Filterstrecken in der Moosschicht erforderlich. Aus den Erfahrungen des Kunster-Projektes und aus Vegetationsdaten anderer Moore des Nordostdeutschen Tieflandes liegt das Optimum bei 75-100 m Filterstrecke in Laufrichtung des Grundwassers oberhalb der eigentlichen Zielflächen. Sind die erreichbaren Filterstrecken erheblich kürzer, ist zwar eine Renaturierung mit Ansiedlung trotzdem sinnvoll, es ist dann aber eher unwahrscheinlich, dass sich dann Arten, die an sehr nährstoffarme Bedingungen (Stickstoffzahl nach Ellenberg et al. (1991) = 2) gebunden sind, erfolgreich etablieren können.

Auch hangparallel sollten möglichst große zusammenhängende Flächen ausgewählt und abgetorft werden, um Randeffekte zu reduzieren. In diesem Zusammenhang ist das Verfüllen von Gräben mit nährstoffarmen Torf oder Sand nach oben hin abzuschliessen.

Ist das Ziel lediglich die Wiederherstellung moortypischer ökologischer Funktionen, wie Wasserspeicherung, Nährstofffestlegung und Torfbildung und spielt das Aufkommen von Röhrichtarten und Gehölzen keine Rolle, so reichen 10-25 g Moose aus der Querschnittsprobe (QM) pro Quadratmeter aus, um innerhalb von 4 Jahren eine naturnahe Moosschicht aufzubauen. Der Aufwand reduziert sich damit für die Querschnittsprobe (im Vergleich zur Ausbringung von 75-100 g Moose pro Quadratmeter) der Moosschicht auf ca. 60% der Kosten.

9 Literatur und Quellenverzeichnis

- Aerts, R.; Caluwe, H. De; Konings, H. et al. (1992) Seasonal allocation of biomass and nitrogen in four *Carex* species from mesotrophic and eutrophic fens as affected by nitrogen supply. *Journal of Ecology* 1992, 80, 653-664.
- Amler, K., A. Bahl, K. Henle, G. Kaule, P. Poschlod & J. Settele (1999) *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren*. Ulmer, Stuttgart.
- Craft, C.B., Seneca, E.D. & Broome, S.W. (1991) Loss on ignition and kjeldahl digestion for estimating organic carbon and total nitrogen in estuarine marsh soils: Calibration with dry combustion. *Estuaries and Coasts* 14 (2): 175-179.
- Ellenberg, H.; Weber, H.E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulßen, D. (1991) *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*. Scripta Geobotanica 18. Verlag E. Goltze, Göttingen: 248 S.
- Fox, J. (2005) The R Commander: A basic-statistics graphical user interface to R. *Journal of Statistical Software*, 19 (9): 1-42.
- Güsewell, S. (2004) N : P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist* 164: 243-266.
- Hennekens, S.M. & J.H.J. Schaminee (2001) Turboveg, a comprehensive database management system for vegetation data. – *Journal of Vegetation Science* 12: 589-591.
- Jansen, F. & Dengler, J. (2008) *GermanSL – Eine universelle taxonomische Referenzliste für Vegetationsdatenbanken in Deutschland*. *Tuexenia* 28: 239-253. Göttingen.
- Jenness, J. (2005). Repeating shapes extension for ArcView 3.x. Jenness Enterprises. Available at: http://www.jennessent.com/arcview/repeat_shapes.htm
- Kopp, D., Schwanecke, W. (1994) *Standörtlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft*. Dt. Landwirtschaftsverlag Berlin GmbH, 248 S.
- Koska, I., Manthey, M., Jansen F. (2002) Weiterentwicklung des Vegetationsformenkonzeptes. – *Wirner, M., Lemke, E. (Hrsg.): „Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung“ und „Weiterführung der Naturraumkunde“ – Vortragsband zum Festkolloquium anlässlich des 80. Geburtstages von Dr. habil. D. Kopp und des 60. Geburtstages von Prof. Dr. M. Succow am 20. April 2001: 195-222, Landesforstanstalt Eberswalde, Eberswalde.*
- Landgraf, L. (2008) *Ergänzung der Renaturierungsplanung Kunster Wiese des Planungsbüros Krusemann*. Landesumweltamt Brandenburg, Referat Ö 4 / Projektgruppe „Moorschutz“, Potsdam; 02.10.2008 (Anlage auf der CD-ROM).
- Londo, G. (1976) The decimal scale for relevés of permanent quadrats. – *Vegetio*, The Hague, 33, 1: 61-64.
- Pereira, M.G., Espindula, A. JR., Valladares, G.S., Cunha dos Anjos, L.H., de Melo-Benites, V. & Schultz, N. (2006) Comparison of Total Nitrogen Methods Applied for Histosols and Soil Horizons with High Organic Matter Content. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 37: 939-943.
- R Core Team (2013) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. <http://www.R-project.org>
- Remke, E. (2009) *Impact of atmospheric nitrogen deposition on lichen-rich, coastal dune grasslands*. PhD thesis, Radboud University Nijmegen. http://www.waddenacademie.nl/fileadmin/inhoud/pdf/06-wadweten/Proefschriften/Thesis_Eva_Remke_2009_EBOOK_version_01.pdf
- Simonne, E.H., Millsa, H.A., Jones, J.B. JR., Doyle A. smittle & Hussey, C.G. (1994) A comparison of analytical methods for nitrogen analysis in plant tissues. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 25 (7-8): 943-954.
- Succow, M.; Joosten, H. (Hrsg.; 2001) *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Stuttgart): 622 S.