

Zur Entwicklung von Fragmenten borealer Moorvegetation nach ihrer Verpflanzung – Ergebnisse eines Experiments in der Lausitz

Sabrina WOLF

5 Abbildungen und 8 Tabellen

Abstract

WOLF, S.: Post-Translocation development of boreal bog vegetation – results of an experiment in Lusatia. - *Hercynia N. F.* 46 (2013): 75 – 94.

Bogs belong to the most endangered habitats. Opencast mining is one reason of habitat destruction. But can the translocation method help to conserve or spread the rare bog vegetation? This paper describes such a translocation experiment with an opencast mine in Lusatia as a donor site and a pond region in Lusatia as a receptor site. In the year 2005, fragments of the vegetation type *Sphagno tenelli-Rhynchosporium albae* Oswald 1923 were translocated from the opencast mine „Nochten“ to the receptor site „Trebendorfer Tiergarten“. In surveillance plots the moss-coverage decreased from 2005 to 2009, but regeneration was observed until 2012. And herbs decreased between 2005 and 2009 (*Rhynchospora alba*, *Eriophorum angustifolium*) or 2005 and 2012 (*Andromeda polifolia* and *Vaccinium oxycoccos*). *Drosera rotundifolia* is actually stable in the translocated vegetation sods, but invasion of *Phragmites australis* could be a serious problem for the survival of translocated plants. Future observations should show which bog plant species can survive in their new habitat in a long-term perspective.

Key words: bog vegetation, plant translocation, post-translocation vegetation, vegetation surveillance, conservation method

1 Einleitung

Moore können als artenarme Biotoptypen beschrieben werden, zeichnen sich aber durch ihr spezielles Arteninventar aus und besitzen als Lebensraum für reliktiäre und hochspezialisierte Organismen einen sehr hohen naturschutzfachlichen Wert. Auf Grund ihres spezifischen kühlen Klimas sind sie oft die letzten Refugialstandorte für nacheiszeitliche Arten. Neben zirka 20 dikotylen Arten wird der Biotoptyp Moor vor allem durch verschiedene Torfmoose (*Sphagnum*) charakterisiert. Die abgestorbenen Moospflanzenteile können nach und nach mit anderen Pflanzenresten unter den vorherrschenden anaeroben Bedingungen, bei ungenügender bakterieller und pilzlicher Zersetzung, vertorfen (FUKAREK et al. 2000). Aus mächtigen Torfschichten und Waldmooren ist, vorwiegend im Tertiär und Karbon, unter Luftabschluss, hoher Temperatur und Druckeinwirkung Kohle entstanden (WOHLRAB 1995). Die energiereichen Torfschichten wurden, seit der Bronzezeit (2200 - 800 v. Chr.) genutzt und abgebaut (WOHLRAB 1995, SUCCOW & JESCHKE 1986). Bedeutende Kohleflöze, die in Deutschland heute noch abgebaut werden, befinden sich im Rheinischen, Mitteldeutschen und Lausitzer Revier. Dabei ist das Lausitzer Tagebaurevier ein bedeutendes Braunkohlerevier im Nordosten von Sachsen. Durch die Förderung treten Devastierung, Grundwasserentzug sowie Verunreinigungen der Oberflächengewässer und der Luft auf. Vor allem die grundwasserabhängigen Ökosysteme Moore und Bruchwälder sind stark von den Einwirkungen betroffen und werden existenzbedrohend geschädigt (PFLUG 1998). So fielen auch dem zum Lausitzer Tagebaurevier gehörenden und seit 1986 aktiven Tagebau „Nochten“ viele Naturschutzgebiete zum Opfer. Auch das Naturschutzgebiet „Alteicher Moor und Große Jeseritzen“, welches an den Abraum angrenzte, musste weichen.

Dieses Gebiet lag 5 km südwestlich der Stadt Weißwasser und nahm mit dessen einmaligen Heidemooren eine besondere Stellung in der nördlichen Oberlausitz ein (Abb. 1). Grund hierfür ist, dass im Bereich

des ehemaligen Zwischenmoorkomplexes „Große Jeseritzen“ die boreale Vegetationszone ihre südlichste Verbreitungsgrenze erreicht und auf atlantisch-subatlantische Florenelemente trifft (FISCHER et al. 1982). Deshalb war es besonders wichtig, dieses geobotanisch wertvolle Gebiet zu erhalten.

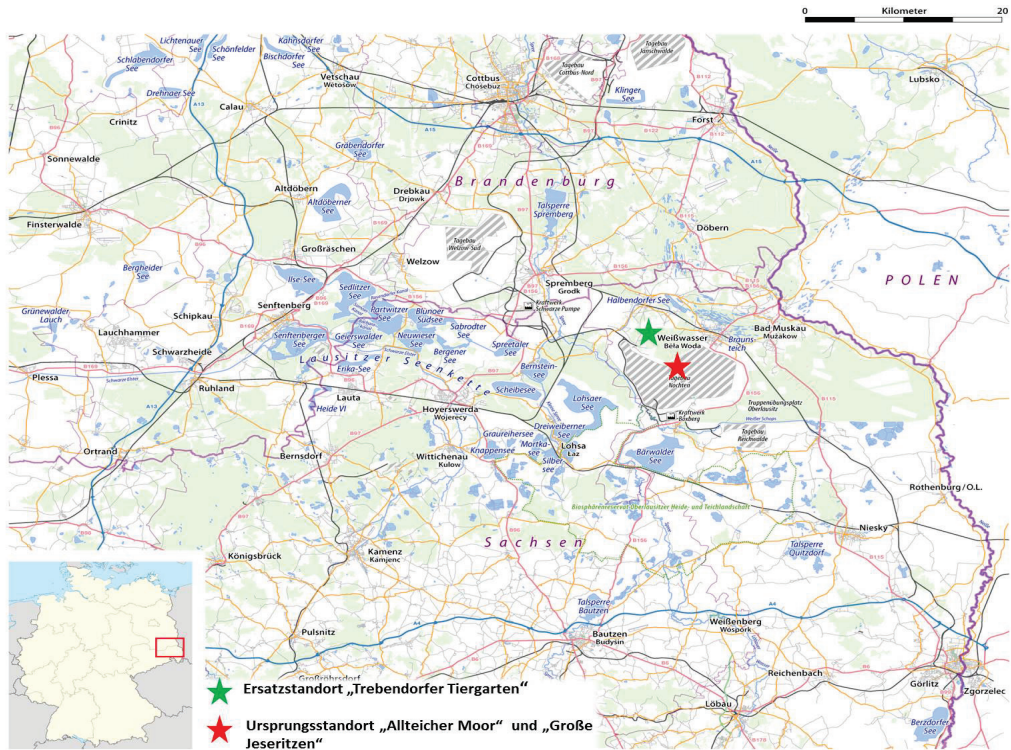


Abb. 1 Übersichtskarte der Lausitz mit Ursprungsstandort ehemaliges NSG „Alteicher Moor und Große Jeseritzen“ und Ersatzstandort FFH-Gebiet „Trebendorfer Tiergarten“. (Quelle: Fb78, Wikimedia Commons, lizenziert unter CreativeCommons-Lizenz “CC-BY-SA 2.0”, Urheber: Maximilian Dörbbecker.
URL:http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/8/8b/Karte_vom_Lausitzer_Seenland.png

Fig. 1 General map of Lusatia with the original position former conservation area “Alteicher Moor und Große Jeseritzen“ and the replacement site FFH-area „Trebendorfer Tiergarten“. (Source: Fb78, Wikimedia Commons, licenced under CreativeCommons-Lizenz “CC-BY-SA 2.0”, creator: Maximilian Dörbbecker
URL:http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/8/8b/Karte_vom_Lausitzer_Seenland.png

Dazu wurden im Jahr 2005 Vegetationsstücke der Schwingdecken- und Verlandungsgesellschaften aus dem Bereich „Große Jeseritzen“ sichergestellt und in den wiedervernässten Waldmoor-Ersatzstandort „Trebendorfer Tiergarten“ transferiert (Abb. 1). Die umgesetzte Moorvegetation wurde in Dauerbeobachtungssoden im Umsetzungsjahr 2005 durch Jana Henker aufgenommen und 2009 durch Ralf Schönherr erneut untersucht und verglichen sowie deren Verhalten und Reaktion auf die Umsetzung ausgewertet.

In der vorliegenden Studie wurden erneut pflanzensoziologische Untersuchungen in den eingerichteten Dauerbeobachtungsflächen vorgenommen. Das Ziel war es, die Entwicklung der Moorvegetation am Ersatzstandort „Trebendorfer Tiergarten“ zwischen der letzten Aufnahme von 2009 bis 2012 sowie über die gesamte Beobachtungsdauer von 2005 bis 2012 zu beschreiben und die Veränderungen der Vegetations-

struktur zu erfassen. Dabei wird nachfolgend auf den Vergleich der erfassten Deckungswerte sowie der mittleren Zeigerwerte zwischen den Untersuchungsjahren fokussiert. Außerdem wird die angewendete Transplantationsmethode als Naturschutzmaßnahme diskutiert und bewertet.

Für die Untersuchungen wurden folgende Arbeitshypothesen aufgestellt, die es zu prüfen galt. Es wurde angenommen, dass

- 1) alle umgesetzten Arten sich über die gesamte Untersuchungsdauer (von 2005 bis 2012) erhalten konnten und in den Beobachtungsflächen noch zu finden sind,
- 2) sich die Arten, die von 2005 zu 2009 aufgrund der Umsetzung im Rückgang waren, sich bis 2012 wieder regenerierten und
- 3) sich die ökologischen Bedingungen geringfügig, aber nicht signifikant über den gesamten Untersuchungszeitraum, änderten.

2 Grundlagen, Material und Methoden

2.1 Der Ersatzstandort FFH Gebiet „Trebendorfer Tiergarten“

Das Untersuchungsgebiet „Trebendorfer Tiergarten“ befindet sich im Naturraum „Lausitzer Grenzwall“, bzw. in der „Muskauer Heide“, die sich von der Spree südlich von Spremberg bis an die Lausitzer Neiße zwischen Bad Muskau im Norden und Rothenburg im Süden erstreckt. Das FFH-Gebiet, mit einer Größe von ca. 195,6 ha, liegt westlich der Stadt Weißwasser und ist Teil des gleichnamigen Naturschutzgebietes (Abb. 1). Aufgrund der vorherrschenden Fläschung im Boden wird Grundwasser gut gehalten und gestaut, weshalb im Gebiet fünf künstlich angelegte Teiche vorhanden sind. In ein 2005 angelegtes Stillgewässer wurde die Vegetation aus dem Bereich „Große Jeseritzen“ transplantiert.

Das Gebiet besteht aus grundwasser- und staunässebeeinflussten Habitaten. Es wird durch einen torfmoosreichen Pfeifengras-Kiefernwald (Molinio-Piceetum Grosser 1964 oder *Molinia arundinacea*-*Pinus sylvestris*-Gesellschaft) dominiert, aber auch Initialstadien der Hänge-Birken-Stieleichenwälder (Molinio-Quercetum Scamoni et Passarge 1959 oder *Betula pendulae*-*Quercetum roboris* R. Tx. 1930) sind zu finden. Im Kern liegt eine Niedermoorlichtung, ein Heidemoor mit typischer Vegetation, die von der Zwiebelbinsen-Gesellschaft (*Juncus bulbosus*-Gesellschaft oder Isoëto-Littorelletea-Basalgesellschaft) gebildet wird (GROSSER 1956 in MÖCKEL 2004).

2.2 Ursprungsstandort der Moorpflanzen: das ehemalige NSG „Altteicher Moor und Große Jeseritzen“

Als „Altteicher Moor und Große Jeseritzen“ wird ein ehemaliges, 102,35 ha großes Naturschutzgebiet fünf Kilometer südwestlich von Weißwasser bezeichnet (FISCHER et al. 1982), welches unmittelbar an die Abraumkante zum Tagebau „Nochten“ grenzte (Abb. 1). Im nördlichen Teil des Gebietes lag ein großes Verlandungsmoor, das sogenannte „Altteicher Moor“, welches im Norden durch die „Trebendorfer Hochfläche“ und im Süden durch einzelne Dünenreihen eingeschlossen wurde (PIETSCH 1995). Daran anschließend befand sich im südlichen Teil des Naturschutzgebietes ein offenes Verlandungsmoor mit besonderen, hochmoorartigen Bildungen, die „Große Jeseritzen“ (FISCHER et al. 1982). Dabei handelte es sich um ein für die Muskauer Heide und die Lausitzer Niederung typisches, saures, flaches Heidengewässer (PIETSCH 1995), welches Ende 2005 dem Tagebau zum Opfer fiel. Aus diesem Heidemoorbereich „Große Jeseritzen“ stammen die Soden mit Teilen der Moorvegetation für die 2005 durchgeführte Umsetzung in das FFH-Gebiet „Trebendorfer Tiergarten“.

Der offene Moorkomplex im Gebiet „Große Jeseritzen“ war unter anderem umgeben von Torfmoos-Knäuelbinsenried (*Sphagno-Juncetum conglomeratae* Grosser 1956), Torfmoos-Zwiebelbinsenvegetation

(Sphagno-Juncetum bulbosi Grosser 1956) und von der zur Umsetzung verwendeten Schnabelriedgesellschaft (Sphagno tenelli-Rhynchosporium albae Osvald 1923) (PIETSCH 1995). Bereits ab 1960 erfuhr dieses Naturschutzgebiet starke Veränderungen infolge der Absenkung des Grundwasserspiegels durch die Braunkohleförderung der Tagebaue „Nochten“ und „Welzow-Süd“, was zur Verlandung und enormen Schäden an der Heidemoorvegetation führte (HENKER 2006).

2.3 Charakteristik der umgesetzten Pflanzengesellschaft Sphagno tenelli-Rhynchosporium albae Osvald 1923

Die in Sachsen vom Verschwinden bedrohte Schnabelriedgesellschaft (Sphagno tenelli-Rhynchosporium albae Osvald 1923) ist typisch für die oligo- bis mesotrophen Lausitzer Heidemoore und ist charakterisiert durch die Arten *Rhynchospora alba* (Weißes Schnabelried), *Carex limosa* (Schlamm-Segge), *Drosera rotundifolia* (Rundblättriger Sonnentau) und *Utricularia minor* (Kleiner Wasserschlauch) sowie durch diverse Moose (BÖHNERT et al. 2001). Diese atlantisch-subatlantische Gesellschaft ist auf offenen, nackten, längere Zeit überschwemmt, aber zeitweise auch abtrocknenden, nährstoffarmen Torf- und feucht-humosen Sandböden zu finden (POTT 1992, SCHUBERT et al. 2009). Die für Hoch- und Übergangsmoore (Schlenken, Ränder von Torfstichen, Heideweiher, Gräben u. ä.) typische Gesellschaft ist niedrigwüchsig und konkurrenzarm (BÖHNERT et al. 2001).

2.4 Einrichtung des Ersatzstandortes und Versuchsdesign nach Henker (2006)

Das Konzept zur Umsetzung der Moorvegetation aus dem Bereich „Große Jeseritzen“ wurde 2005 in einer Voruntersuchung von Jana Henker in Anlehnung an TRAXLER (1997) entwickelt und durchgeführt. Als Umsiedlungsstandort der Pflanzengesellschaft Sphagno tenelli-Rhynchosporium albae Osvald 1923 diente ein im gleichen Jahr angelegter Teich im Bereich der „ehemaligen“ Niedermoorfläche im FFH-Gebiet „Trebendorfer Tiergarten“. Dazu wurde nach Eignungsprüfung des Standortes durch MÖCKEL (2004) eine ca. 300 m² große Fläche ausgehoben, mit einer Tonschicht abgedichtet und mit Torf des Moores „Große Jeseritzen“ ein Pflanzenbett hergestellt. Ende September 2005 erfolgte dann die Umsetzung der ausgewählten Soden aus dem Originalstandort. Dabei wurden 60x40x25 cm (B/H/T) große Blöcke geschnitten, abtransportiert und noch am selben Tag im „Trebendorfer Tiergarten“ neu eingesetzt, um Austrocknungserscheinungen zu vermeiden. Es wurden dabei Bereiche, die weitestgehend strukturhomogen und frei von größeren Gehölzen waren sowie verschiedene Moossynusien aufwiesen, ausgewählt. Am Ersatzstandort wurden die Soden in gleicher Höhe und mit 10 cm Abstand zu jeder Nachbarsode eingesetzt und die Randbereiche mit Torf aufgefüllt, um ein schnelles Zusammenwachsen der Blöcke zu ermöglichen. Allerdings konnte durch den Umsetzungsprozess die Originalabfolge der Flächen nicht eingehalten werden. Alle Soden wurden beschildert und im Aufmaß dokumentiert. Insgesamt konnten 200 m² Soden umgesetzt werden.

2.5 Vegetationskundliche Untersuchungen

Jede Dauerbeobachtungsfläche wurde mit Hilfe des Aufmaßes von HENKER (2006) und anhand der Markierungen und Nummerierungen aufgesucht. Aufgrund starker Verschilfung konnten im Untersuchungsjahr 2012 nur 30 von 36 Dauerbeobachtungsflächen untersucht werden. Für die lokalisierbaren Soden erfolgten die Schätzung der Gesamtdeckungen der Kraut- und Mooschicht sowie die Bestimmung von deren maximalen Wuchshöhen. Außerdem wurden die Artmächtigkeiten geschätzt. Die Aufnahmen erfolgten vom Rand des Gewässers aus oder es wurde für schwer erreichbare Flächen eine Leiter auf die Moosdecke gelegt, um Störungen zu vermeiden. Zur Schätzung fand die nach LONDO (1976) erweiterte Aufnahmeskala von BRAUN-BLANQUET (1964) Verwendung, die feiner differenziert ist und damit gut auf kleinen überschaubaren Flächen anzuwenden ist.

Tab. 1 Aufnahme- und Transformationskalen der Vegetationserfassungen. Bezeichnungen für die Individuenschätzung nach LONDO -Skala: r (raro) - sporadisch, p (paululum) - wenige Exemplare, a (amplius) - zahlreiche Exemplare, m (multum) - sehr zahlreiche Exemplare. Die Transformation nach VAN DER MAAREL erfolgte nach der Formel $y = ax^w$ (a- Anpassungsfaktor; x- ursprünglicher Wert; w = 1,5-Transformationsexponent).

Tab. 1 Survey- and transformation-scales of the vegetation survey. Notation for the estimation of the individuals after LONDO: r (raro) -infrequent specimen, p (paululum) - a few specimen, a (amplius) - numerous specimen, m (multum) - very numerous specimen. The transformation after VAN DER MAAREL was carried out with the formula $y = ax^w$ (a-matching coefficient; x-original value; w = 1,5-transformation exponent).

Londo	mittlere Deckungswerte	Ordinalskala	v. d. Maarel (w = 1,5)	Deckung in %
0,1r	0,1	1	1	>1 %
0,1p	0,2	2	2,83	
0,1a	0,4	3	5,2	
0,1m	0,8	4	8	
0,2r	1	5	11,18	1-3 %
0,2p	1,5	6	14,7	
0,2a	2	7	18,52	
0,2m	2,5	8	22,63	
0,4r	3	9	27	3-5 %
0,4p	3,5	10	31,62	
0,4a	4	11	36,48	
0,4m	5	12	41,57	
1-	7,5	13	46,87	5-10 %
1+	12,5	14	52,38	10-15 %
2	20	15	58,09	15-25 %
3	30	16	64	25-35 %
4	40	17	70,09	35-45 %
5-	47,5	18	76,37	45-50 %
5+	52,5	19	82,82	50-55 %
6	60	20	89,44	55-65 %
7	70	21	96,23	65-75 %
8	80	22	103,19	75-85 %
9	90	23	110,3	85-95 %
10	100	24	117,58	95-100 %

Die ermittelten Deckungsgrade werden zur weiteren Auswertung und Berechnung in die Ordinalskala überführt, mit der dann die Umrechnung nach VAN DER MAAREL (1996) vorgenommen wird. Die van der Maarel-Transformation beruht auf der Formel $y = ax^w$ (a - Anpassungsfaktor; x - ursprünglicher Wert; w = 1,5-Transformationsexponent) und ermöglicht eine überhöhte Darstellung mit einer feingliedrigen Abstufung der ursprünglichen Schätzwerte. Die Taxonomie richtet sich nach JÄGER & WERNER (2005) und die der Moose nach FRAHM & FREI (1992) bzw. SCHUBERT et al. (2000). Die Nomenklatur der Pflanzengesellschaften folgt SCHUBERT et al. (2009) und RENNWALD (2000).

2.6 Berechnung der mittleren Zeigerwerte (nach ELLENBERG et al. 2001)

Wie bereits in den vorangegangenen Untersuchungen von 2006 und 2009 wurden auch in dieser Analyse 2012 die Zeigerwerte Lichtzahl (L), Temperaturzahl (T), Kontinentalitätszahl (K), Reaktionszahl (R), Stickstoffzahl (N) und Feuchtezahl (F) nach ELLENBERG et al. (2001) für jede aufgenommene Art bestimmt. Zur Berechnung der mittleren gewichteten Zeigerwerte wurden die geschätzten Werte nach LONDO durch Tabelle 1 in mittlere Deckungswerte umgewandelt und mit dem Zeigerwert für die jeweilige Art nach ELLENBERG et al. (2001) multipliziert. Diese Produkte wurden für jede Art in jeder Sode berechnet und anschließend aufsummiert. Der erhaltene Wert wurde dann durch die Summe der mittleren Deckungswerte aller Arten in der Sode geteilt, um die mittleren gewichteten Zeigerwerte für jede Dauerbeobachtungsfläche zu erhalten. Für Arten, denen kein Zeigerwert zugeordnet werden kann, konnte kein mittlerer gewichteter Zeigerwert berechnet werden und sie wurden aus den Analysen und statistischen Auswertungen ausgeschlossen.

2.7 Statistische Auswertung

Die statistischen Auswertungen erfolgten neben Excel mit dem Programm „R“ der Version 2.12.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010). Die verwendeten R-Packages waren MASS (VENABLES & RIPLEY 2002), nlme (PINHEIRO et al. 2010), multcomp (HOTHORN et al. 2008) und vegan (OKSANEN et al. 2012).

Es wurden nicht-lineare gemischte Modelle mit dem Zufallseffekt der Dauerbeobachtungsfläche aufgestellt. Der Einfluss der Jahre (erklärende Variable) wurde auf die Artdeckungen und Zeigerwerte (Antwortvariablen) getestet, um eventuelle Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren zu erkennen. Alle nicht signifikanten Effekte wurden aus den Analysen ausgeschlossen und somit zum minimal adäquaten Modell vereinfacht.

Zusätzlich zu diesen Analysen wurde eine multivariate Ordination, die DCA (Detrended Correspondence Analysis) durchgeführt. Durch diese wird ein Überblick über die floristischen Unterschiede im zeitlichen Verlauf gegeben. Sie dient der Prüfung der Ähnlichkeiten zwischen den Arten und der Artabundanzen. Zusätzlich fließen die mittleren gewichteten Zeigerwerte mit ein. Die Berechnung erfolgte auf Grundlage der Vegetationsaufnahme pro Sode, wobei die Artdeckungen, die Zeigerwerte und die Scores der einzelnen Untersuchungsjahre gemittelt wurden.

3 Ergebnisse

3.1 Entwicklung der Artmächtigkeit

Betrachtet man die Gesamtdeckungen der Arten am Ersatzstandort zunächst in Kraut- und Mooschicht getrennt, wird deutlich, dass sowohl die Arten der Krautschicht (Zwergsträucher inbegriffen), als auch die Moose in den Jahren von 2005 bis 2009 stark zurück gegangen sind (Abb. 2). Nach 2009 nimmt die Deckung der Moose in den Soden wieder zu, die Deckung der Kräuter zeigt eine fortschreitende Verringerung.

Hinsichtlich der einzelnen Arten stellt sich für *Andromeda polifolia* (Rosmarinheide) ($\chi^2_{(1)} = 30.582$, $p < 0.001$) und *Vaccinium oxycoccos* (Gewöhnliche Moosbeere) ($\chi^2_{(1)} = 10.045$, $p < 0.01$) eine signifikante Abnahme der Deckung von 2005/2009 auf 2012 heraus (Tab. 2, Tab. 3; Abb. 3).

Drosera rotundifolia (Rundblättriger Sonnentau) ($\chi^2_{(1)} = 8.8208$, $p < 0.05$) zeigt 2009 einen Rückgang, doch hat diese Art bis 2012 wieder flächendeckend zugenommen (Tab. 2, Tab. 3; Abb. 3). Sowohl bei *Rhynchospora alba* (Weißes Schnabelried) ($\chi^2_{(1)} = 24.258$, $p < 0.001$) als auch bei *Eriophorum angustifolium* (Schmalblättriges Wollgras) ($\chi^2_{(1)} = 10.045$, $p < 0.01$) kann eine Abnahme der Deckung von 2005 auf 2009 verzeichnet werden. In den letzten Jahren (2009-2012) konnte kein signifikanter Unterschied in

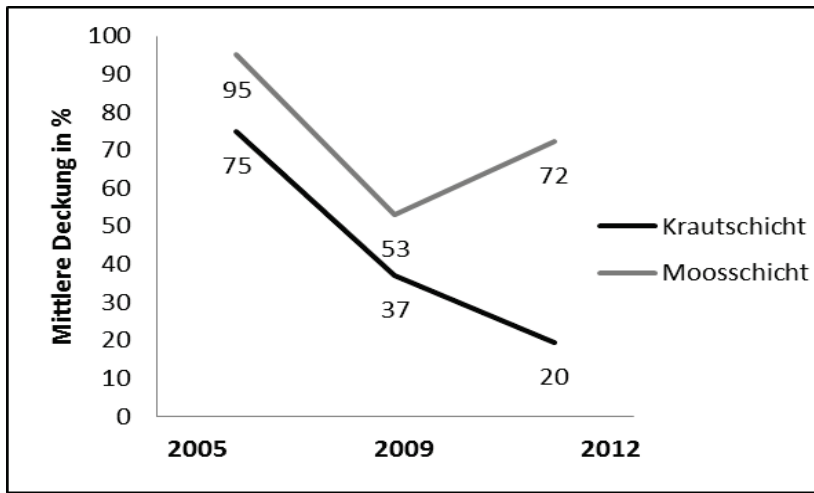


Abb. 2 Gesamtdeckungen der Moos- und Krautschicht zwischen den Jahren 2005-2012. Aufgetragen sind die Mittelwerte der geschätzten Deckungen nach LONDO in Prozent.

Fig. 2 Total coverage of the moss and herb layer between the years 2005-2012. The mean values of the estimated coverage are shown in percent after LONDO.

der Deckung beobachtet werden (Tab. 2). Über die gesamte Untersuchungsdauer betrachtet gingen diese Arten jedoch signifikant zurück (Tab. 2, Tab. 3).

Tab. 2 Änderung der Artdeckungen zwischen den Jahren 2005, 2009 und 2012. Dargestellt sind die p-Werte des Tukey-post hoc-Testes. n. s.: nicht signifikant ($p > 0,05$).

Tab. 2 Rearrangements in the species coverage between the years 2005, 2009 and 2012. The p-values of the Tukey-post hoc-tests are shown. n. s.: not significant ($p > 0.05$).

Jahre	<i>Andr.poli</i>	<i>Dros.rot</i>	<i>Dros.int</i>	<i>Rhyn.al</i>	<i>Vac.oxy</i>	<i>Moli.caer</i>	<i>Erio.ang</i>
2005- 2009	n.s.	<0,05	n.s.	<0,001	n.s.	n.s.	<0,05
2005- 2012	<0,0001	n.s.	n.s.	<0,001	<0,001	n.s.	<0,05
2009- 2012	<0,0001	<0,05	n.s.	n.s.	<0,05	n.s.	n.s.
	<i>Pin.syl</i>	<i>Betu.pen</i>	<i>Poly.long</i>	<i>Sph.papil</i>	<i>Sph.falcus</i>	<i>Dre.adu</i>	<i>Phragm.austr</i>
2005- 2009	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
2005- 2012	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
2009- 2012	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Direkt nach der Umsetzung konnte in 14 Soden *Pinus sylvestris* (Wald-Kiefer) als Juvenile oder Keimlinge aufgenommen werden. In der Untersuchung 2012 konnten keine Keimlinge gefunden werden und die umgesetzten juvenilen Bäume waren unterdessen am Untersuchungsstandort abgestorben (Anhang, Tab. 8).

Für die Arten *Drosera intermedia* (Mittlerer Sonnentau), *Molinia caerulea* (Gewöhnliches Pfeifengras), *Betula pendula* (Hänge-Birke), *Polytrichum longisetum* (Zierliches Widertonmoos), *Sphagnum papillosum* und *Sphagnum fallax et cuspidatum*, *Drepanocladus aduncus* (Krallenmoos) und *Phragmites australis* (Schilf) konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Jahren festgestellt werden (Tab. 2). Aus diesem Grund sind diese Arten nicht in Abbildung 2 aufgeführt und im Weiteren wird nicht auf sie eingegangen. Für *Warnstorfia fluitans* konnte aufgrund der Datenlage von 2005 bereits 2009 keine Auswertung vorgenommen werden und muss daher an dieser Stelle ebenfalls vernachlässigt werden.

Tab. 3 Mittlere Deckungen jeder Art nach VAN DER MAAREL zum Vergleich zwischen den Untersuchungsjahren 2005, 2009 und 2012.

Tab. 3 Coverage ratios of each species after VAN DER MAAREL for the comparison between the observation years 2005, 2009 and 2012.

Art	Deckungen nach v. d. Marel		
	2005	2009	2012
<i>Andromeda polyfolia</i>	50,19	50,45	28,67
<i>Drosera rotundifolia</i>	32,58	19,33	31,55
<i>Drosera intermedia</i>	0,13	0,19	0,19
<i>Rhynchospora alba</i>	48,09	31,73	24,42
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	49,43	46,83	36,82
<i>Molinia caerulea</i>	0,62	0,32	0,16
<i>Eriophorum angustifolium</i>	7,45	0,09	0,03
<i>Pinus sylvestris</i>	3,24	1,34	0
<i>Betula pendula</i>	0,03	0	0
<i>Polytrichum longisetum</i>	7,90	7,55	11,01
<i>Sphagnum papillosum</i>	27,80	30,11	34,43
<i>Sphagnum fallax</i>	64,42	67,40	69,10
<i>Drepanocladus aduncus</i>	0,53	0,62	0,62
<i>Phragmites australis</i>	0	0	0,13

Die DCA zeigt deutlich, dass sich die Abundanzen zwischen der Umsetzung 2005 und dem Jahr 2009 kaum verschoben haben (Abb. 4). Eine stärkere Artenveränderung kann von 2009 zu 2012 beobachtet werden.

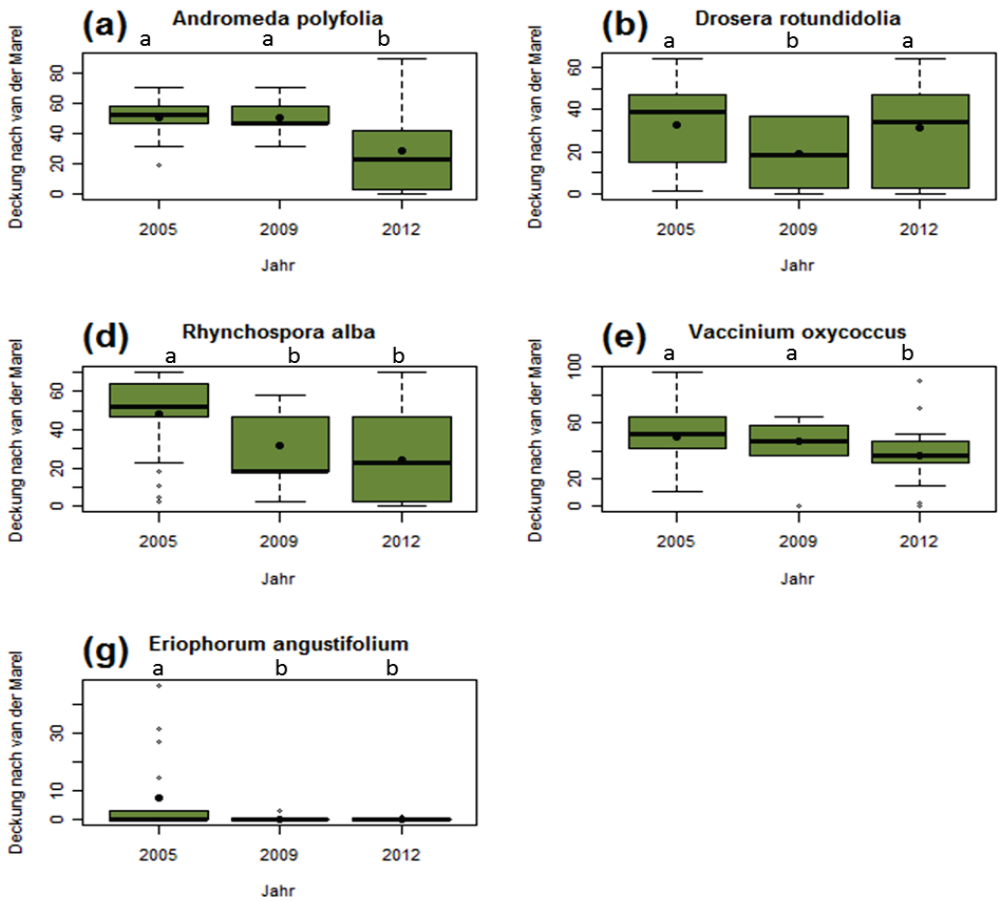


Abb. 3 Änderungen der Artdeckungen nach VAN DER MAAREL in den Dauerbeobachtungssoden der Jahre 2005 bis 2012. Dargestellt sind nur Arten mit signifikanten Unterschieden ($p < 0.05$) zwischen den Jahren. Die Boxplots zeigen: Box: Interquartil-Bereich, Whiskers: typischer Bereich, leere Kreise: Ausreißer, Linie: Median, Punkte: Mittelwerte.

Fig. 3 Species coverage rearrangement after VAN DER MAAREL within the continuous observation sods for the years 2005-2012. Only species with determined significant differences are shown ($p < 0.05$). The boxplots are showing: box: interquartile range, whiskers: typical range, empty circle: outlier, line: median, dots: mean values.

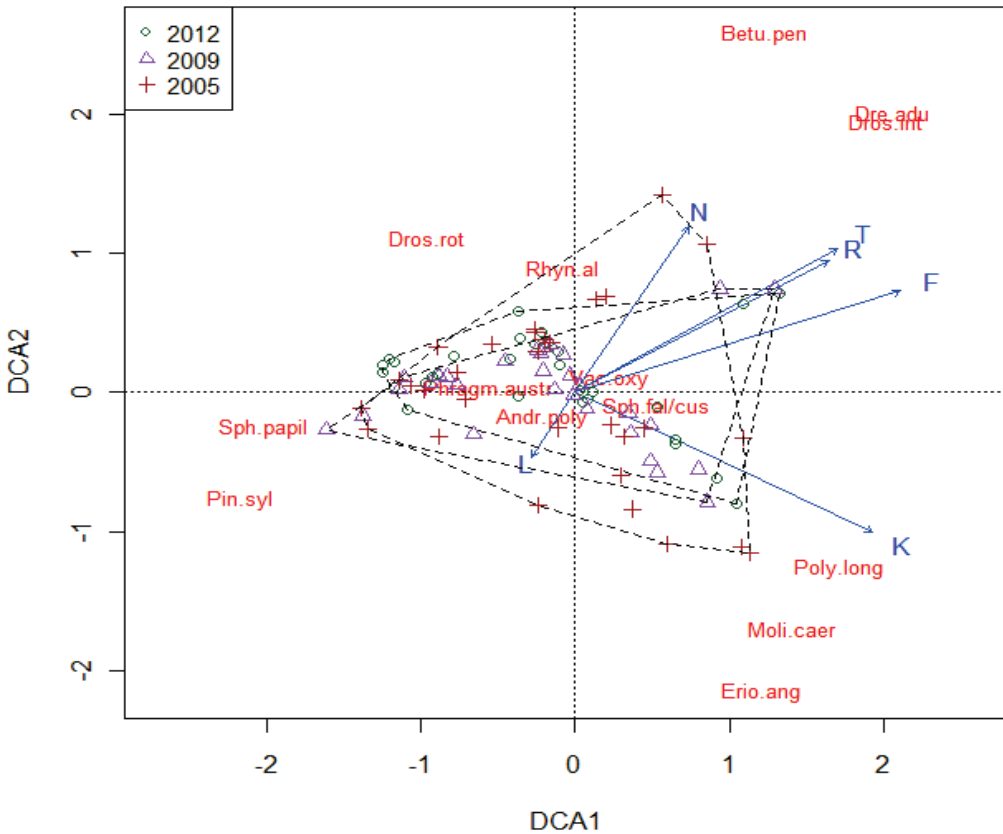


Abb. 4 Die DCA (2. Achse gegen 1. Achse) stellt die Ähnlichkeiten der Arten und Artenverschiebung über die Jahre nach der Umsetzung dar. Die Trends der mittleren gewichteten Zeigerwerte sind als Vektorpfeile dargestellt. °, △, + : Aufnahmen der Soden des entsprechenden Jahres.

Fig. 4 The DCA (2nd axis against 1st axis) illustrates the species similarities and the species shift after the translocation over the years. The trends of the mean weighted indicator value are shown as vector arrows. °, △, + : surveys of the sods for the respective years.

3.2 Entwicklung der mittleren Zeigerwerte (nach ELLENBERG et al. 2001)

Betrachtet man die mittleren Zeigerwerte der Jahre 2005, 2009 und 2012 kann für die Stickstoffzahl (N) keine signifikante Veränderung über die Jahre festgestellt werden (Tab. 4; Abb. 5). Es fällt auf, dass sich die Reaktionszahl (R) ($\chi^2_{(1)} = 10.522$, $p < 0.01$), die Feuchtezahl (F) ($\chi^2_{(1)} = 8.056$, $p < 0.05$), die Kontinentalitätszahl (K) ($\chi^2_{(1)} = 7.7493$, $p < 0.05$) und die Temperaturzahl (T) ($\chi^2_{(1)} = 39.162$, $p < 0.001$) signifikant über die Jahre geändert haben (Tab. 4, Abb. 5).

Die Medianwerte aus Abbildung 4 zeigen eine signifikante Zunahme der Kontinentalitätszahl von 2005 bis 2012. Die Temperatur-, Feuchte- und Reaktionszahl nahmen über die gesamte Beobachtungsdauer signifikant ab (Abb. 5, Tab. 4, Tab. 5).

Tab. 4 Änderungen der Zeigerwerte zwischen den Jahren 2005, 2009 und 2012. Dargestellt sind die p-Werte des Tukey-Post hoc-Testes. (n. s.: nicht signifikant ($p > 0.05$), N: Stickstoffzahl; R: Reaktionszahl; F: Feuchtezahl; K: Kontinentalitätszahl; T: Temperaturzahl; L: Lichtzahl).

Tab. 4 Indicator value rearrangements between the years 2005, 2009 and 2012. The p-values of the Tukey-post hoc-tests are shown. (n. s.: not significant ($p > 0.05$). N: Nitrogen, R: Reaction, F: Moisture, K: Continentality, T: Temperature, L: Light).

Jahre	L	T	K	F	R	N
2005- 2009	<0,05	<0,05	n. s.	n. s.	<0,05	n. s.
2005- 2012	n. s.	<0,001	<0,05	<0,05	<0,05	n. s.
2009- 2012	n. s.	<0,001	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.

Tab. 5 Mediane der Zeigerwerte der Abb. 4 für die Jahre 2005, 2009 und 2012. In den Wert einbezogen sind alle Arten und Soden. n. s.: nicht signifikant über die gesamte Betrachtungsdauer.

Tab. 5 Medians of the indicator values of Fig. 4 for the years 2005, 2009 and 2012. All species and sods are included in the median value. n. s.: not significant over the whole observation period.

Zeigerwert	2005	2009	2012	Änderungstendenz
L	8,0	8,1	8,0	n. s.
T	3,6	3,5	3,1	↓
K	4,6	4,9	5,1	↑
F	7,9	7,7	7,5	↓
R	1,3	1,1	1,1	↓
N	1,3	1,1	1,1	n. s.

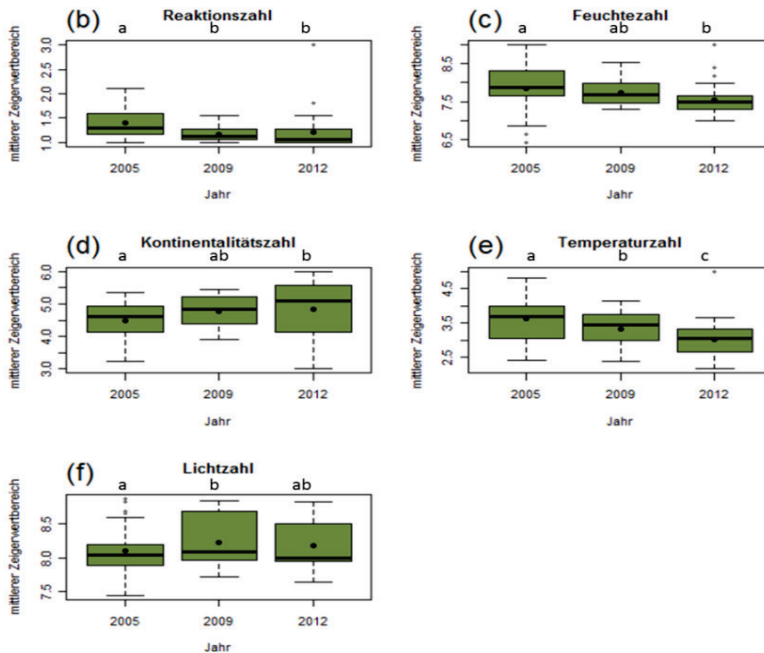


Abb. 5 Änderungen der mittleren Zeigerwerte (nach ELLENBERG et al. 2001) in den Dauerbeobachtungssoden der Jahre 2005 bis 2012. Dargestellt sind nur Arten mit signifikanten Unterschieden ($p < 0.05$) zwischen den Jahren. Die Boxplots zeigen: Box: Interquartil-Bereich, Whiskers: typischer Bereich, leere Kreise: Ausreißer, Linie: Median, Punkte: Mittelwerte.

Fig. 5 Illustration of the indicator value rearrangements (according to ELLENBERG et al. 2001) within the continuous observation sods of the years 2005-2012. Only species with determined significant differences ($p < 0.05$) are shown. The boxplots are showing following statistics of the data: box: interquartile range, whiskers: typical range, empty circle: outlier, line: median, dots: mean values.

4 Diskussion

Im Jahre 2009 konnten von SCHÖNHERR noch alle Arten, die aus dem gefährdeten Standort „Alteicher Moor und Große Jeseritzen“ in den „Trebendorfer Tiergarten“ umgesetzt wurden, in den Dauerbeobachtungssoden aufgefunden und dokumentiert werden (Vegetationsentwicklung seit Umsetzung 2005 und 1. Wiederaufnahme 2009 siehe SCHÖNHERR 2009). Anhand der aktuellen Untersuchung kann bestätigt werden, dass sich alle wertvollen Arten von 2005 bis 2012 in den Beobachtungsflächen halten konnten und aktuell noch in den Flächen vorhanden sind. Damit kann die erste Arbeitshypothese bestätigt werden.

Die zweite Hypothese, dass sich die Arten, die von 2005 zu 2009 aufgrund der Umsetzung im Rückgang waren, sich bis 2012 wieder regenerierten, musste allerdings abgelehnt werden, da sich Arten wie *Rhynchospora alba* und *Eriophorum angustifolium*, die von 2005 zu 2009 im Rückgang waren, sich bis 2012 nicht wieder regenerieren konnten. Die Deckungswerte von *Andromeda polifolia* und *Vaccinium oxycoccos* haben sich weiter signifikant reduziert (Tab. 2, Tab. 3, Abb. 5).

Zu Beginn der Analysen wurde angenommen, dass eine geringfügige, aber nicht signifikante Veränderung der ökologischen Bedingungen, dargestellt anhand der Zeigerwerte, über die gesamte Untersuchungsdauer zu beobachten ist. Diese dritte Arbeitshypothese musste widerlegt werden, da sich über die ganze Untersuchungsdauer von 2005 bis 2012 die Reaktions-, Feuchte-, Kontinentalitäts- und Temperaturzahl

signifikant änderten (Tab. 4). Allerdings handelt es sich um geringfügige Änderungen, die sich aufgrund der Wichtung der Zeigerwerte mit den Artmächtigkeiten ergeben haben. Die Kontinentalitätszahl zeigt eine signifikante Zunahme von 2005 bis 2012. Die Temperatur-, Feuchte- und Reaktionszahl nahmen über die gesamte Beobachtungsdauer signifikant ab (Abb. 5, Tab. 4, Tab. 5). Die Verringerung der Temperaturzahl von 3,6 (Kühlezeiger bis Mäßigwärmezeiger) auf 3,1 (Kühlezeiger) kann mit einer Zunahme von *Polytrichum longisetum* und *Sphagnum*-Arten erklärt werden (Tab. 5).

In den letzten Jahren hat sich die Vegetationsstruktur verändert. *Pinus sylvestris* (Wald-Kiefer) ist in den Soden überhaupt nicht mehr zu finden. Auch die 2005 bei der Umsetzung aufgenommenen *Betula pendula*-Keimlinge (Hänge-Birke) kamen bereits 2009 nicht mehr in den Untersuchungsflächen vor (Anhang, Tab. 6-8). Das einstige Auftreten dieser Gehölze zeigt, dass das Hydroregime im „Altteicher Moor und Große Jeseritzen“ bereits infolge der Entwässerung des Tagebaues „Nochten“ gestört war und zu trockene Bereiche in den Bulten auftraten, an denen ausreichend Sauerstoff zur Keimung der Gehölzsamen vorhanden war (STEINER 2005). Nach Translokation der Moorvegetation in den „Trebendorfer Tiergarten“ wurde auf eine ausreichende Wassersättigung des Torfkörpers geachtet und ein optimales Wasserniveau von zirka 10 cm unter der Torfmoosoberfläche durch Kontrollen gehalten (BÖHNERT et al. 2006 in SCHÖNHERR 2009). Dadurch war im Umsetzungsgewässer nicht mehr genügend Sauerstoff für die Keimung und das Wachstum der juvenilen Gehölze vorhanden und eine Etablierung in den Dauerbeobachtungsflächen war nicht möglich. Dank deren Verschwinden konnten Konkurrenten für die Moorvegetation ausgeschlossen und ein Wasserentzug vermieden werden. Somit wurde theoretisch eine angemessene Ökohydrologie für die Moorentwicklung bereitgestellt.

Gesamtdeckungen

Die beschriebene Veränderung des Wasserregimes nach der Umsiedlung der Moorvegetation begründet wahrscheinlich auch den beobachteten Rückgang der Gesamtdeckungen der Arten der Krautschicht, einschließlich Zwergsträucher und Moose im ersten Untersuchungszeitraum (Abb. 2). Die Moose sind in den Jahren von 2005 bis 2009 zurückgegangen, konnten sich innerhalb der letzten Beobachtungsperiode allerdings wieder regenerieren (Abb. 2). Die Abnahme der Artmächtigkeit der Moose in den ersten Jahren nach Umsetzung könnte damit erklärt werden, dass sie durch die Entwässerung und „Trockenheit“ vor Umsetzung geschädigt worden sind, eine Austrocknung erfuhren und somit im Wachstum gestört wurden. Des Weiteren konnte festgestellt werden, dass sich nicht nur die Wasserstandshöhe zwischen Originalstandort „Große Jeseritzen“ und dem Ersatzstandort unterschieden, sondern auch die wasserchemischen Parameter, wie pH-Wert, Nitrat-, Nitrit-, Calcium-, Magnesium- und Ammoniumgehalt. Alle analysierten Komponenten wiesen im „Trebendorfer Tiergarten“ eine höhere Konzentration auf. Auffällig ist der höhere pH-Wert des Wassers an diesem Standort. Die Veränderung des pH-Wertes vom sauren (pH = 3,44) in den schwach-sauren Bereich (pH = 5,5) am Ersatzstandort könnte auch mit dem Rückgang der *Sphagnum*-Arten zwischen 2005 und 2009 korreliert sein. Der optimale pH-Wert-Bereich der Torfmoose liegt bei 3 bis 4 und sie reagieren sehr sensibel auf pH-Wert-Änderungen (HÖLZER 2010). So kann die plötzliche Schwankung sie negativ im Wachstum beeinflusst und das Vorkommen minimiert haben. Der Anstieg der Gesamtdeckung der Torfmoose zwischen den Jahren 2009 bis 2012 hängt wahrscheinlich mit der Adaption der Torfmoose an den höheren pH-Wert und die höheren Nährstoffkonzentrationen zusammen und sie konnten sich unter dem neuen Wasserregime bei konstant gehaltenen Bedingungen gut regenerieren.

Die Gesamtdeckung der Arten der Krautschicht verringerte sich in den letzten Jahren von 2009 bis 2012 jedoch zunehmend von 37 % auf 20 % (Abb. 2). Ein Grund für diesen unerwünschten Rückgang könnte auch die veränderte Wassersituation sein, worauf diese Arten, im Gegensatz zu den Moosen, negativ reagieren. Aufgrund des höheren Wasserniveaus könnte zu wenig Sauerstoff in den obersten Torfschichten für diese Arten vorhanden sein. Wegen der trockeneren Verhältnisse am Ursprungsort kann sich womöglich das Wurzelsystem nicht ausreichend ausgebildet haben und verkümmert sein. Die Wurzeln konnten sich unter den neuen Bedingungen am Ersatzstandort kaum „erholen“. Bei einer Umsiedlung wird das Wurzelsystem der Pflanzen gestört und teilweise geschädigt (FAHSELT 2007, CRAFT et al. 1988). Außerdem wird die Verbindung zwischen den einzelnen Soden gebrochen und der Kontakt zum Unterboden ge-

löst, wodurch der Wasserhaushalt in den Pflanzen und im Torfkörper zusätzlich unterbrochen wird (FAHSELT 2007). Überdies wanderte die invasive Art *Phragmites australis* (Schilfrohr) in den letzten Jahren in den Ersatzstandort „Trebendorfer Tiergarten“ ein. Diese Art kann mit der Moorvegetation in Konkurrenz treten, sie beschatten und schwächen und zu einem Rückgang führen (LAUBE 2009).

Entwicklung der Artmächtigkeiten

Spezies, die mit in die krautigen Pflanzen einbezogen wurden und den Rückgang der Gesamtdeckungen prägen, sind unter anderem *Andromeda polifolia* (Rosmarinheide) und *Vaccinium oxycoccos* (Gewöhnliche Moosbeere). Sie weisen eine signifikante Abnahme der Deckung von 2005, 2009 zu 2012 auf, das heißt, sie sind seit der Translokation konstant zurückgegangen. 2009 konnte bereits eine geringe Abnahme der Individuenzahl von *A. polifolia* beobachtet werden, der Zustand wurde von SCHÖNHERR (2009) allerdings noch als „vital“ bezeichnet. Der Bestand ist in den letzten Jahren stärker als in den Vorjahren (von 2005 zu 2009) zurückgegangen (Abb.3, Tab. 3). Von einer akuten Bedrohung oder dem Verschwinden der Art aus den Untersuchungsplots kann nicht gesprochen werden. Dies trifft auch für *V. oxycoccos* zu. Obwohl SCHÖNHERR (2009) sie als „standorttreu“ und „sehr häufig auftretend“ bezeichnete, muss im Untersuchungsjahr 2012 jedoch von einem signifikanten Rückgang gesprochen werden, der allerdings auch nicht als bestandsbedrohend eingeschätzt wird.

Für die Arten *Rhynchospora alba* (Weißes Schnabelried) und *Eriophorum angustifolium* (Schmalblättriges Wollgras) musste nach der Umsetzung 2005 bis 2009 ebenfalls eine starke Abnahme der Individuenzahl verzeichnet werden. Zwischen 2009 und 2012 hat sich das Vorkommen dieser beiden Arten nicht signifikant verändert. *Rhynchospora alba* bevorzugt staunasse, temporär leicht überschwemmte, mäßig nährstoffreiche und mäßig saure, *Eriophorum angustifolium* nasse und überschwemmte, nährstoffarme, mäßig saure Bedingungen, die sich wahrscheinlich erst im Laufe der letzten Jahre optimal im neuen Habitat eingestellt haben (OBERDORFER & SCHWABE 2001).

Ein weiterer Grund für den in den ersten Jahren aufgetretenen Rückgang der Cyperaceae-Arten könnte das bereits genannte Verletzen oder Zerstören der Wurzeln oder Rhizome im Torfboden, durch das Schneiden und Trennen der Soden, sein (BROWN & BEDFORD 1997, CRAFT et al. 1988). *E. angustifolium* kann bis zu 50 cm tief wurzeln und beim Schneiden einer Sode bis in eine Tiefe von 40 cm in den Torfkörper ist es naheliegend, dass die Wurzeln bei der Translokation vom Unterboden abgetrennt und verletzt worden sind. Der Bestand von *E. angustifolium* gilt im Jahr 2012 als stark bedroht, da im gesamten Untersuchungsfeld nur sehr wenige Exemplare (< 0,1 %) aufgefunden werden konnten.

Eine Art, die sich gut regenerieren und etablieren konnte, ist *Drosera rotundifolia*. In den Jahren 2005 und 2009 mit starken Verlusten vorgefunden und meist auf freien Torfstellen außerhalb der Dauerbeobachtungssoden vorkommend, ist sie derzeit über die ganze Untersuchungsfläche reichlich verbreitet.

Weitere Ursachen

Neben den bereits aufgeführten, möglichen Ursachen kann außerdem das veränderte Mikroklima im neuen Habitat eine entscheidende Rolle in der Entwicklung der Moorpflanzen spielen. Weitreichend bekannt ist, dass Pflanzen am besten an die herrschenden biotischen und abiotischen Bedingungen am Ursprungsort angepasst sind. Nach Umsiedlung in ein neues Habitat müssen sie sich neu adaptieren, selbst an geringe mikroklimatische Veränderungen. Zudem wird aufgrund der Translokation in andere, vom Ursprungsort abweichende Umgebungen die Fitness der Pflanzen reduziert (MONTALVO & ELLSTRAND 2000 in FAHSELT 2007), sei es durch Adaption oder die Störungseinwirkung. Daher sind nach BOX et al. (2011) durch Translokationen Veränderungen in der Vegetationsstruktur nie auszuschließen und sie gehen immer mit einem Artenrückgang einher. Aus diesem Grund ist es extrem wichtig, die neuen Habitate im Voraus gründlich zu untersuchen und auf Eignung zu prüfen (MAUNDER 1992 in HODDER & BULLOCK 1997). Es sollten neben vegetationskundlichen und faunistischen Untersuchungen auch Daten zum Wasserhaushalt, zu chemischen Wasserparametern, dem Zustand des Torfkörpers und zum Nährstoffhaushalt sowohl des neuen potentiellen Habitats als auch des Ursprungsortes vorliegen (REIDL 2006). Trotz aller akribischen Prüfung und Anpassung ist der neue Ersatzstandort immer vom Originalstandort unterschiedlich und die

Voruntersuchungen geben keine Garantie für eine erfolgreiche Umsetzung (FAHSELT 2007). Viel wichtiger und entscheidender ist das anschließende Monitoring über mehrere Jahre hinweg. Unabdingbar sind dabei die Kontrolle des Wasserspiegels und der Wasserzusammensetzung in regelmäßigen Abständen sowie das Entfernen von Gehölzkeimlingen, Neophyten und von Bäumen im nahen Umfeld.

Ausblick

Es sollte regelmäßig (jährlich oder aller zwei Jahre) und auf Dauer (bis zu 25 Jahre) eine Bestandaufnahme der Vegetation durchgeführt werden (BOX et al. 2011, FAHSELT 2007). Das Untersuchungsintervall von vier Jahren der Pflanzengesellschaft im „Trebendorfer Tiergarten“ stellt eine zu große Spanne dar und sollte wenigstens auf zwei Jahre verkürzt werden, da sonst, infolge des großen Zeitraumes, Arten unbemerkt zurückgehen und aus der Untersuchungsfläche verschwinden können.

In den nächsten Jahren sollte damit gerechnet werden, dass die derzeit nur vereinzelt auftretenden Arten, wie *Polytrichum longisetum* (Zierliches Widertonmoos), *Eriophorum angustifolium* (Schmalblättriges Wollgras) und *Drepanocladus aduncus* (Krallenmoos), eventuell nicht mehr auf den Flächen vorkommen. Um einer Verschlechterung des Vegetationszustandes entgegenzuwirken, sind auf jeden Fall alle laufenden Pflege- und Erhaltungsmaßnahmen, wie die Beseitigung von *Phragmites australis* (Schilfrohr) und die Kontrolle aller Wasserparameter, weiterhin erforderlich.

Schlussfolgernd kann herausgestellt werden, dass die vorgenommene Translokation der Moorpflanzen am Beispiel „Große Jeseritzen“, regional gesehen, die einzig mögliche und richtige Maßnahme zum Erhalt der gefährdeten Schnabelriedgesellschaft ist und sie einen nützlichen Beitrag zur Erprobung dieses Schutzverfahrens leistet.

5 Zusammenfassung

WOLF, S.: Zur Entwicklung von Fragmenten borealer Moorvegetation nach ihrer Verpflanzung – Ergebnisse eines Experiments in der Lausitz. - Hercynia N. F. 46 (2013): 75 – 94.

Die Moore gehören aufgrund ihrer ökologischen Bedingungen und Seltenheit zu den besonders stark gefährdeten Lebensräumen. Aus diesem Grund wurde im Jahr 2005 eine Umsetzung der durch den Tagebau „Nochten“ gefährdeten Moorvegetation, aus dem NSG „Alteicher Moor und Große Jeseritzen“, in den nahe gelegenen Ersatzstandort „Trebendorfer Tiergarten“ vorgenommen. Im Jahr der Translokation 2005 (HENKER) sowie 2009 (SCHÖNHERR) wurde die Moorpflanzenvegetation der Gesellschaft *Sphagnum tenellum*-*Rhynchosporium albae* Osvald 1923 in den Dauerbeobachtungsflächen dokumentiert und nach der Londo-Skala (LONDO 1976) aufgenommen. Es wurden die Gesamtdeckungen der Moose und krautigen Pflanzen, deren Wuchshöhen und die Artmächtigkeiten bestimmt. In dieser Studie sollten erneut pflanzensoziologische Untersuchungen an den Soden vorgenommen und die Deckungswerte und mittleren Zeigerwerte der verschiedenen Untersuchungsjahre verglichen werden. Die Entwicklung der Moorvegetation wurde für den Zeitraum von 2005 bis 2012 beschrieben und Veränderungen erfasst. Der Vergleich der Deckungswerte zeigt, dass die Gesamtdeckung der Moose in den Jahren von 2005 bis 2009 zurückgegangen ist, sich aber innerhalb der letzten Beobachtungsperiode von 2009 bis 2012 wieder regenerierte. Die Deckung der Arten der Krautschicht ist konstant über den Zeitraum von 2005 bis 2012 zurückgegangen. Dies kommt durch den kontinuierlichen Rückgang der krautigen Arten, wie *Andromeda polifolia* und *Vaccinium oxycoccos* von 2005-2012 zu Stande. Für die Arten *Rhynchospora alba* und *Eriophorum angustifolium* musste nach der Umsetzung 2005 bis 2009 ebenfalls ein starker Rückgang verzeichnet werden.

Drosera rotundifolia ist nach anfänglichen Verlusten wieder stabil verbreitet. Positiv ist das Verschwinden von *Pinus sylvestris* und *Betula pendula*-Keimlingen, negativ jedoch das Auftreten der invasiven Art *Phragmites australis*. Mit Hilfe der mittleren Zeigerwerte kann eine ökologische Trendaussage für den Bestand vorgenommen werden. Die Reaktions-, Feuchte-, Kontinentalitäts- und Temperaturzahl änderten sich geringfügig, aber signifikant über den gesamten Untersuchungszeitraum. Für die Stickstoffzahl konnte keine signifikante Änderung festgestellt werden.

Die Prognose für die Entwicklung des Bestandes in den nächsten Jahren weist darauf hin, dass derzeit vereinzelt auftretende Arten aus den Beobachtungsflächen verschwinden können. Aus diesem Grund sollten alle laufenden Pflege- und Erhaltungsmaßnahmen fortgeführt werden und der Untersuchungszeitraum von vier auf zwei Jahre verkürzt werden.

Generell kann gesagt werden, dass die Umsetzung von Moorpflanzen, wie am Beispiel „Große Jeseritzen“, eine nützliche und erfolgreiche Maßnahme zum Erhalt schützenswerter und gefährdeter Pflanzengesellschaften ist und entsprechend modifiziert an weiteren Habitaten praktiziert werden sollte.

6 Danksagung

Für die Möglichkeit der Durchführung der Untersuchungen danke ich dem Landratsamt Görlitz und ganz besonders Frau I. Rumpel für die umfassende Betreuung. Außerdem ein Dank an Frau Dr. M. Partzsch für die Anregungen und nützlichen Hinweise.

7 Literaturverzeichnis

- BÖHNERT, W., GUTTE, P., SCHMIDT, A. (2001): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens. - Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie.
- BOX, J., BROWN, M., COPPIN, N., HAWKESWOOD, N., WEBB, M., HILL, A., PALMER, Q., PUTWAIN, P. (2011): Experimental wet heath translocation in Dorset, England. - *Ecol. Engineering* 37: 158 – 171.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. - Springer Verlag, Wien.
- BROWN, S. C., BEDFORD, B. L. (1997): Restoration of wetland vegetation with transplanted wetland soil: an experimental study. - *Wetlands* 17: 424 – 437.
- CRAFT, C. B., BROOME, S. W., SENECA, E. D. (1988): Nitrogen, phosphorus and organic carbon pools in natural and transplanted bog soils. - *Estuaries and Coasts* 11: 272 – 280.
- ELLENBERG, H., WEBER, H., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta Biologica*, Heft 18 (3. Aufl.).
- FAHSELT, D. F. D. (2007): Is transplanting an effective means of preserving vegetation? - *Bot.* 85: 1007 – 1017.
- FISCHER, W., GROSSER, K. H., MANSIK, K. H., WEGENER, U. (1982): Handbuch der Naturschutzgebiete der Deutschen Demokratischen Republik: Naturschutzgebiete der Bezirke Potsdam, Berlin - Hauptstadt der DDR, Frankfurt (Oder) und Cottbus. - Urania-Verlag, Berlin.
- FRAHM, J.-P., FREY, W. (1987): Moosflora. - Ulmer Verlag, Stuttgart.
- FUKAREK, F., SCHULTZE-MOTEL, J., SIEGEL, M. (2000): Urania-Pflanzenreich. Moose, Farne, Nacktsamer. - Urania Verlag, Stuttgart.
- HENKER, J. (2006): Vegetationsökologische Untersuchungen zur Umsiedlung borealer Moorvegetation der Lausitzer Heidemoore am Beispiel der „Große Jeseritzen“ im Bereich des Tagebau „Nochten“ bei Weißwasser. – Dipl.arb., Hochschule f. Technik u. Wirtschaft Dresden (FH).
- HODDER, K. H., BULLOCK, J. M. (1997): Translocations of native species in the UK: implications for biodiversity. - *J. Appl. Ecol.* 34: 547 – 565.
- HÖLZER, A. (2010): Die Torfmoose Südwestdeutschlands und der Nachbargebiete. - Weissdorn-Verlag, Jena.
- HOTHORN, T., BRETZ, F., WESTFALL, P. (2008): Simultaneous Inference in General Parametric Models. - *Biometrical J.* 50: 346 – 363.
- JÄGER, E., WERNER, K. (2005): Exkursionsflora von Deutschland: Gefäßpflanzen: Grundband, 2. Band. - Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg, Berlin
- LAUBE, J. (2009): Die Revitalisierung der Moore im Steinwald. - *Anzeiger* 48 (1): 36.
- LONDO, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. - *Plant Ecol.* 33: 61 – 64.
- VAN DER MAAREL, E. (1996): Vegetation dynamics and dynamic vegetation science. - *Acta Bot. Neerlandica* 45: 421 – 442.
- MÖCKEL, R. (2004). Erkundung des Moorersatzstandortes auf der Trebendorfer Hochfläche. - Unveröff. Manuskript, S. 5.
- OBERDORFER, E., SCHWABE, A. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. - Ulmer Verlag, Stuttgart.

- OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., HENRY H., M., WAGNER, S. & H. (2011): vegan: Community Ecology Package. - R package version 2.0-1.
- PFLUG, W. (1998): Braunkohlentagebau und Rekultivierung. - Springer Verlag, Berlin.
- PIETSCH, W. (1995): Untersuchungen zu den Pflanzengesellschaften der Lausitzer Heidemoore, Teiche und Tümpel, einschließlich ihrer Boden- und Wassercharakteristik und den Veränderungen nach Einleitung von Zusatzwasser (bisherige Ergebnisse und Prognosen). - Büro f. Umwelt- u. Naturschutz, Wasserwirtschaft u. Landschaftsökologie Dresden: 5.
- PINHEIRO, J., BATES, D., DEBROY, S., SARKAR, D., R Development Core Team (2012): nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. - R package version 3.1-105.
- POTT, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - Ulmer Verlag, Stuttgart.
- R Development Core Team (2010): R: A language and environment for statistical computing. - R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- REIDL, K., RÖHL, M., KOCH, A. (2006): Renaturierung von Mooren – ein Beispiel für integrative Konzepte im Naturschutz. - Horizonte (28).
- RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – SchriftenR. f. Vegetationskunde. - Bundesamt f. Naturschutz 35: 1 – 800.
- SCHÖNHERR, R. (2009): Vegetationskundliche Analyse von Ersatzstandorten eines ehemaligen Heidemoores bei Weißwasser unter besonderer Berücksichtigung weiterführender Regenerationsmaßnahmen in der Bergbaufolgelandschaft. – Dipl.arb., Hochschule f. Technik u. Wirtschaft Dresden (FH).
- SCHUBERT, R., VENT, W. (1994): Exkursionsflora von Deutschland: Gefäßpflanzen. Kritischer Band. - Fischer Verlag, Jena.
- SCHUBERT, R., HANDKE, H. H., PANKOW, H. (2000): Exkursionsflora von Deutschland: Gefäßpflanzen. Niedere Pflanzen. - Fischer Verlag, Jena.
- SCHUBERT, R., HILBIG, W., KLOTZ, S. (2009). Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. - Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg.
- STEINER, G. M. (2005): Zum Verständnis der Ökohydrologie von Hochmooren. - Stapfia 85, zugleich Kataloge der OÖ. Landesmuseen, Neue Serie 35: 27 – 39.
- SUCCOW, M., JESCHKE, L. (1986): Moore in der Landschaft: Entstehung, Haushalt, Lebewelt, Verbreitung, Nutzung und Erhaltung der Moore. - Urania-Verlag, Berlin.
- TRAXLER, A. (1997): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Teil A: Methoden. - Monografien d. Bundesministeriums f. Umwelt, Jugend u. Familie, Band 89A: 1 – 391.
- VENABLES, W. N., RIPLEY, B. D. (2002): Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. - Springer Verlag, New York.
- WOHLRAB, B. (1995): Oberflächennahe Rohstoffe: Abbau, Rekultivierung, Folgenutzung - im Spannungsfeld zwischen gesicherter Versorgung und Umweltverträglichkeit. - Fischer Verlag, Jena.
- ZITZEWITZ, J., RENTSCH, M. (2004): FFH Managementplan - pSCI 97 - „Trebendorfer Tiergarten“ des BFU. - Bürogemeinschaft f. Forst- u. Umweltplanung.

Manuskript angenommen: 1. August 2013

Anschrift der Autorin:

Sabrina Wolf (Bachelor of Science Biologie)

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg;

Institut für Biologie/Geobotanik und Botanischen Garten, Am Kirchtor 1, D-06108 Halle (Saale)

E-Mail: sab.wolf@gmx.net

