Berichte Naturwiss. Verein für Bielefeld und Umgegend **56** (2019), S. 30 – 59

Erfolgskontrolle einer Mahdgutübertragung im NSG „Großes Torfmoor“ (Kreis Minden-Lübbecke)

Felix ENGELHARDT, Minden
Dirk ESPLÖR, Minden
Michael MANTHEY, Greifswald

Mit 12 Abbildungen und 4 Tabellen

Inhalt **Seite**

Inhalt
1. Einleitung 32
2. Material und Methoden 33
2.1 Gebietsbeschreibung – Geografische Einordnung 33
2.2 Prinzip der Mahdgutübertragung 36
2.3 Ablauf der Pflegemaßnahme 37
2.4 Erfolgskontrolle 38
3. Ergebnisse 40
3.1 Indikatoren des Restaurationserfolges 40
3.2 Pflanzensoziologische Gliederung 42
3.3 Zusammenhang zwischen Wasserstand und Restaurationserfolg 44
3.4 Saturationsindex (SI) 44
3.5 Vor der Mahdgutübertragung vorhandene Vegetation 45
4. Diskussion 48
4.1 Indikatoren des Restaurationserfolges 48
4.2 Pflanzensoziologische Gliederung 48
4.3 Zusammenhang zwischen Wasserstand und Restaurationserfolg 48
4.4 Saturationsindex (SI) 49
4.5 Vor der Mahdgutübertragung vorhandene Vegetation 51
5. Fazit 51
6. Danksagung 52
7. Literatur 52
Anhang 54

Verfasser:
Felix Engelhardt, E-Mail: felix.engelhardt.pw@gmx.de
Dirk Esplör, Biologische Station Minden-Lübbecke
Michael Manthey, Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Universität Greifswald

Zusammenfassung

Der Entwicklungsverlauf zahlreicher Restaurationsversuche von Moorstandorten ist wegen mangelnder Dokumentation unbekannt. Auch im Fallbeispiel der Mahdgutübertragung im Großen Torfmoor war ein Monitoring zur Erfolgskontrolle des Restaurationsversuches nicht von Beginn an vorgesehen. Ziel dieser Arbeit ist es, die Auswirkungen des Ansiedlungsversuches zu dokumentieren und den Restaurationserfolg zu messen. Ein langfristiger Versuchsaufbau gewährleistet, die Entwicklung der aktuellen Vegetationsaufnahmen fortführend zu betrachten.

Die Untersuchungen konnten zeigen, dass die Anwendung der Mahdgutübertragung auf allen Versuchsflächen zur Vegetationsansiedelung führte. Mittels einer pflanzensoziologischen Gliederung ließen sich die Versuchsflächen zu Gruppen unterschiedlichen Restaurationserfolges zusammenfassen. Im Zuge der Untersuchungen stellte sich heraus, dass auf Empfängerflächen im Durchschnitt mehr Arten vorkommen, als auf Spenderflächen nachgewiesen wurden.

Lineare Regressionsmodelle verdeutlichen die Zusammenhänge zwischen Wasserständen und der Anzahl übertragener Hochmoorarten als auch der Gesamtzahl an übertragenen Arten. Die anfängliche Vermutung eines Zusammenhanges zwischen Wasserständen und Gesamtdeckung sowie der übertragenen Diversität ließ sich nicht nachweisen.

Um die Methodik der Mahdgutübertragung auch für zukünftige Vorhaben effektiv zu gestalten, sollte die Entwicklung des Versuchsverlaufes weiterhin verfolgt werden.

1. Einleitung

Moore bedecken etwa 3 % der Erdoberfläche und lagern mehr als das Zweifache des Kohlenstoffgehaltes der Biomasse sämtlicher Wälder dieser Erde (Bonn et al. 2016). Die Fähigkeit, Kohlenstoff in Form von Torf zu speichern, ist diesem Ökosystem eigen und misst ihm besondere Bedeutung in Hinblick auf Treibhausgasbilanz und Klimawandel zu. Während intakte Moore atmosphärisches Kohlenstoffdioxid aufnehmen und als organische Kohlenstoffverbindungen im Torf speichern, emittieren entwässerte Moore Treibhausgase in Form von CO_2, Methan und Lachgas. Sie verändern sich somit vom einstigen Speicher zu einer Quelle von Treibhausgasen.

Damit ein Moor als Torf bildendes Ökosystem fortbestehen kann, ist eine ständige Wassersättigung zu mehr als 95 % Grundvoraussetzung, denn die Zersetzungsprozesse des trocken gefallenen Torfes verlaufen bis zu 20-mal schneller als sich Torf bilden kann (Succow & Joosten 2001).

Der größte prozentuale Verlust an Mooren liegt in Europa vor, und ist auf Entwässerung dieser Standorte zurückzuführen. Der Anteil degradierter, nicht restaurierbarer Moore beträgt 43,7 % (Joosten 2016).

Während in Deutschland der Verlust an wachsenden Mooren mehr als 99 % beträgt (Succow & Joosten 2001), werden noch heute 85 % der Moorböden zu landwirtschaftlichen Zwecken genutzt (Joosten & Clarke 2002). Die Wiederherstellung der ursprünglichen Landschaftsform ist in diesen Fällen nicht mehr möglich.

Durch Einschränkung des Wasserhaushalts sind nicht nur die torfbildenden Prozesse betroffen. Mit fortschreitender Entwässerung setzen die Mineralisierung des Torfbodens und zunehmende Trockenheit ein. Hoch spezialisierte Pflanzengesellschaften gehen infolgedessen in Degenerationsstadien über. Die Seltenheit intakter oder noch restaurationsfähiger Hochmoore hat die Gefährdung der mit diesem Standort assoziierten Flora und Fauna zur Folge.

Die Ausweisung lebender Hochmoore als prioritärer FFH-Biotoptyp von „gemeinschaftlichem Interesse“ unterstreicht die Dringlichkeit und ein zunehmendes Bewusstsein für den Schutz dieses Lebensraumes (Richtlinie 92/43/EWG 1992).

Die Ansätze zur Wiederherstellung von Mooren sind vielfältig. Sie reichen von Versuchen der Wiedervernässung bis hin zu Abschiebung der Torfoberfläche und der Ansiedlung von Zielarten in Form von Transplantaten.

Klimkowska et al. (2007) stellen fest und bemängeln, dass in Westeuropa zwar eine Vielzahl an Wiedervernässungs- und Restaurationsmaßnahmen auf Moorstandorten getroffen werden, doch dass eine Auswertung des entwickelten Zustandes oftmals ausbleibt. Eine Berichterstattung über den Verlauf von Restaurationsprojekten ist für die Optimierung und das Fortentwickeln der angewandten Verfahren von essenzieller Bedeutung (González & Rochefort 2014).

Ziel dieser Arbeit ist es, mittels einer vegetationskundlichen Datenerhebung die Auswirkungen der im NSG Großes Torfmoor im Jahre 2014 vollzogenen Mahdgutübertragung frühestmöglich zu dokumentieren. Um Aussagen über den Restaurationserfolg treffen zu können, bedarf es einer Definition und der anschließenden Prüfung des Zielzustands sowie der Festlegung messbarer Indikatoren.

Robroek et al. (2009) konnten in einem früheren Restaurationsverfahren bereits zeigen, dass der Ansiedlungserfolg verschiedener *Sphagnum*-Arten durch den Wasserstand beeinflusst wurde. Im Rahmen der Erfolgskontrolle wird die Hypothese überprüft, dass im Verfahren der Mahdgutübertragung ebenfalls ein Zusammenhang zwischen dem Wasserstand und den auf Restaurationserfolg verweisenden Indikatorarten besteht.

Der zu diesen Zwecken errichtete Versuchsaufbau bildet den Grundstein für Langzeitforschung im NSG Großes Torfmoor und ermöglicht in regelmäßigen Abständen vollzogene Erfolgskontrollen des Ansiedlungsversuchs. Negative Entwicklungstrends sollen auf diese

Weise frühzeitig erkannt werden, sodass die Möglichkeit eines Entgegenwirkens besteht.

2. Material und Methoden

2.1 Gebietsbeschreibung – Geografische Einordnung

Der Untersuchungsgegenstand dieser Arbeit befindet sich im NSG Großes Torfmoor, gelegen im Kreis Minden-Lübbecke.

Mit einer Ausdehnung von 550 ha umfasst es den größten in NRW verbliebenen Hochmoorkomplex. Gleichzeitig gilt das Große Torfmoor als noch restaurierfähig, da es in vergleichsweise geringem Umfang entwässert wurde und somit stellenweise ursprüngliches Arteninventar aufweist (Belting Umweltplanung 2008). Das Schutzgebiet befindet sich im nordöstlichen Teil von Nordrhein-Westfalen.

Das Wiehengebirge und die Bundesstraße B 65 bilden die südliche Grenze zum Großen Torfmoor. Im Norden grenzt das Schutzgebiet an den Mittellandkanal. Die Stadt Lübbecke grenzt die beschriebene Lokalität von Westen ein und von östlicher Seite ist die Gemeinde Hille die Begrenzung. Die Lage des Gebietsmittelpunktes ist durch die Dezimalkoordinaten 8,6933° östliche Länge und 52,3531° nördliche Breite beschrieben (Biotopkataster NRW).

2.1.1 Moorgenese

Die Ausgangsbedingungen für die Entstehung des Großen Torfmoores sind in den Zeitraum der Saale-Eiszeit vor etwa 240.000–180.000 Jahren einzuordnen. durch das Vordringen des saalezeitlichen Gletschers kam es zu einer Flussbettverlagerung des Weserstroms nördlich entlang des Wiehen-

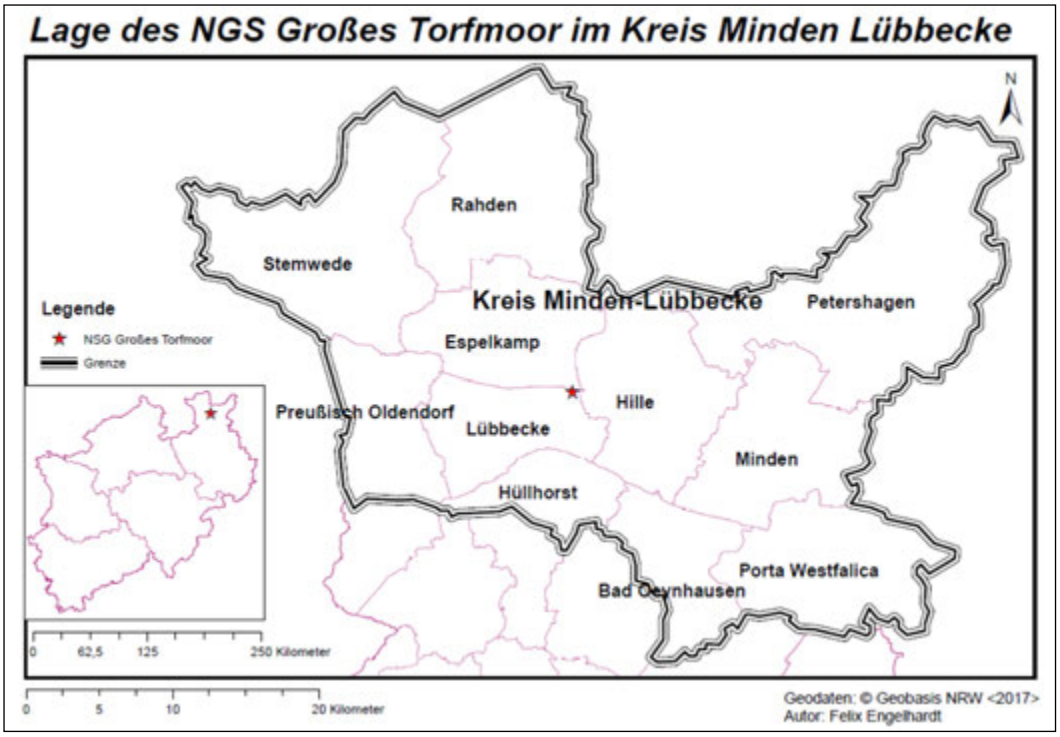


Abb. 1: *Lage des NSG Großes Torfmoor im Kreis Minden-Lübbecke*

gebirges. Fluviatile Kames-Sande und -Kiese, die am heutigen Standort des Großen Torfmoores eine Mächtigkeit von bis zu 23 m erreichen, sind die Zeugen des ursprünglichen Flussverlaufs (LOELF 1989). Durch den Rückgang des Gletschers nahm die Weser ihren ursprünglichen Flussverlauf an, sodass der abreißende Weser-Altarm als See innerhalb der Urstromtalniederungen zurückbleibt. Mit dem Rückgang des letzten Gletschers vor ca. 11.000 Jahren bildet sich eine durch Torfmuddenablagerung entstehende Schicht, die den Zufluss von Grundwasser nach und nach unterbindet (LOELF 1989). Das sich mit fortschreitender Verlandung des Sees bildendende Niedermoor ist zunächst nährstoffreich. Mit zunehmendem Einfluss von Regenwasser auf die Wasserversorgung entwickelt es sich allmählich zu einem Hochmoor. Die geologische Querschnittskarte veranschaulicht die Geschichte des auf Niedermoortorfen aufwachsenden Hochmoores (Anhang 1: Querschnittskarte Großes Torfmoor).

2.1.2 Moornutzung im Großen Torfmoor

Für den Abbau von Torf oder zur landwirtschaftlichen Nutzung von Moorstandorten ist es erforderlich, zuvor den Wasserstand zu senken. Auf diese Art und Weise ist auch im heutigen Naturschutzgebiet Großes Torfmoor vorgegangen worden.

Beginnend um 1700 weiten sich vom Rand des Moores her verlaufende Torfstiche bis 1837, den Zeitpunkt an dem „alle wesentlichen Entwässerungsgräben und Transportdämme angelegt“ sind, auf das Moorzentrum aus (Diesing 2005). Die für das Verschwinden der hochmoortypischen Flora und Fauna ursächlichen Entwässerungsmaßnahmen sind nach Diesing (2005) der Bau des Mittellandkanals im Zeitraum von 1916–1918 sowie die 1958–1960 vollzogenen Flurbereinigungsverfahren zur Gewinnung neuer Grünlandflächen. Dem in Einzelfällen bis 1971 andauernden Handtorfstichverfahren schließt sich die Gewinnung von Badetorf als folgende und bis heute andauernde Nutzungsform an. Bis zur Reglementierung von Abbaumenge und -weise des Badetorfes im Jahre 1973 ist der maschinell gewonnene Torf über ein Schienensystem abgeführt worden (Diesing 2005).

Die heutigen Torfentnahmen erfolgen auf lokal begrenzten Flächen durch die Bädergemeinschaft Ostwestfalen und das Staatsbad Pyrmont.

Die jährlichen Förderungsmengen des Staatsbades Pyrmont betragen 130 m^3 Torf und sind nach einem zwölf Jahre andauernden Aufbereitungsverfahren erneut als Badetorf nutzbar (mündliches Zitat: Langhammer 2016).

2.1.3 Schutzgebietsausweisung

Der folgende Abschnitt nimmt Bezug auf die von Diesing (2005) erarbeitete Chronik der für die Schutzgebietsausweisung des Großen Torfmoores relevanten Geschehnisse in den Jahren 1970–1974 (Anhang 2: Chronik zur Schutzgebietsausweisung).

Ausschlaggebend für das Einsetzen der Naturschutzbemühungen ist eine seitens der Stadt Lübbecke geplante Klärschlammablagerung, die innerhalb des Großen Torfmoores erfolgen sollte. Nährstoffeinträge dieser Größenordnung hätten den Verlust des Lebensraumes Hochmoor bewirkt. Die Klärschlammablagerung konnte im Jahr 1970 verhindert werden. Der Landschaftsbeauftragte für Naturschutz Zimmermann legte daraufhin im April des Folgejahres die Grenzen des Naturschutzgebietes fest.

Im Mai 1971 bestimmt die Landschaftsschutzkommission den Begriff „Großes Torfmoor“ als Gebietsbezeichnung. Zu diesem Zeitpunkt entsprachen die Vorstellungen der Landschaftsschutzkommission einem Schutzgebiet mit Naherholungsfunktion.

Im Juli 1971 einigen sich das Land NRW und die Kreise Minden und Lübbecke auf eine gemeinsame Lösung zur Finanzierung des Naturschutzprojektes. In der Folge kaufte

das Land NRW in einem Zeitraum von über 40 Jahren einen Großteil des Großen Torfmoores auf und ist heute Haupteigentümer.

Den Kreisen Minden und Lübbecke oblagen Beaufsichtigung und die im Schutzgebiet zu treffenden Pflegemaßnahmen sowie die Instandhaltung von Wanderwegen und Parkplätzen. Die Errichtung von Wanderwegen, Parkplätzen und Beschilderungen finanzierten Land und Kreisen gemeinsam.

Im Zeitraum von 1971–1974 war Kurt Brinkschmidt, Landschaftsarchitekt des Amts für Landespflege, mit der Erstellung des Landschaftsplanes „Bastauniederung-Wickriede“ befasst. Der Landschaftsplan umfasst die Naturschutzziele und gibt Maßnahmen zur Restauration des Großen Torfmoores an und gilt als fachliche Grundlage zur Ausweisung des Schutzgebietes.

Im Dezember 1980 trat der Landschaftsplan „Bastauniederung-Wickriede“ als erster Landschaftsplan Nordrhein Westfalens in Kraft, somit erlangte das Große Torfmoor seine Geltung und Rechtswirkung als Naturschutzgebiet.

Abb. 2: *Neubau von Torfdämmen zur Wiedervernässung (Foto: Dirk Esplör)*

Abb. 3: *Verdichtung des Materialaushubs von Oberflächenabschiebungen und der Torfkantenabschrägung (Foto: Dirk Esplör)*

2.1.4 EU Life-Projekt: Regeneration des Großen Torfmoores

Der seit 1980 bestehende Schutzgebietsstatus, das durch Brutvogel- und Vegetationskartierung bestätigte Arteninventar, sowie der seit den 70er Jahren veranlasste Flächenankauf sind „Meilensteine“ auf dem Weg der Eingliederung des Naturschutzgebiets „Großes Torfmoor“ in das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Am 04.08.2003 bewilligte die Europäische Kommission den seitens des NABU Kreisverbandes Minden-Lübbecke eingereichten Projektantrag: „Regeneration des Großen Torfmoores“, sodass Finanzmittel bis zu 1.800.400 € zur Verfügung stehen.

Das Planungsbüro Belting Umweltplanung stellt in seinem Abschlussbericht des EU-Life-Projektes die angestrebten Projektziele und deren Umsetzung vor. Hauptaugenmerk liegt auf dem Erwerb verbliebener Privatgrundstücke mit einem Gesamtflächenumfang von 15 ha, um Wiedervernässungsmaßnahmen auf ca. 430 ha realisieren zu können. Ein angepasstes Management von Mahd und Schafbeweidung, die Eindämmung invasiver Arten sowie Flächenabschiebungen in Teilbereichen sollten die Regeneration der hochmoortypischen Vegetation fördern. Abb. 4 zeigt die ersten Ergebnisse eines Monitorings auf den Wiedervernässungsflächen.

Die Dauerbeobachtungsflächen (DBF) des Life-Projekts belegen im Zeitraum von 2003 bis 2006 die ersten Fortschritte der Wiedervernässungsmaßnahmen. Dem Abschlussbe-

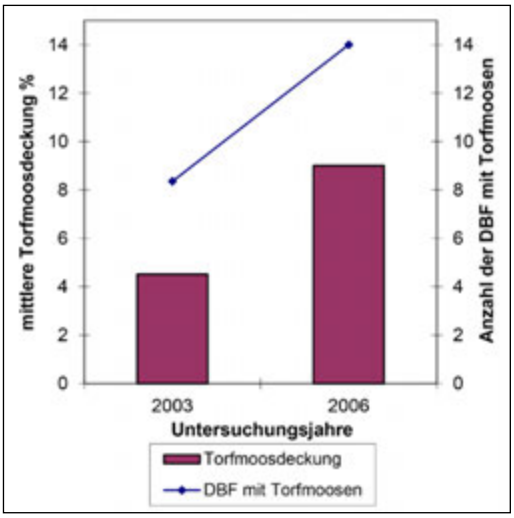


Abb. 4: *Entwicklung der Torfmoosdeckung zwischen 2003 und 2006, Belting Umweltplanung*

richt zufolge hat sich die mittlere Torfmoosdeckung nahezu verdoppelt. Drei Jahre nach den Wiedervernässungsmaßnahmen werden auf fünf zusätzlichen Dauerbeobachtungsflächen Torfmoose nachgewiesen.

Während sich auf den Dauerbeobachtungsflächen bereits Torf bildende Vegetation ansiedelte, bleiben einige Flächen der Torfkantenabschrägung nahezu frei von Vegetation. Im Rahmen der Gebietsbetreuung stellt die Biologische Station Minden-Lübbecke fest, dass diese Flächen auch fünf Jahre nach Durchführung der Wiedervernässung vegetationsarm bis -frei bleiben und somit weiterer Pflege bedürfen. Spontane Vegetationsansiedlung erscheint als unwahrscheinlich.

Die Betreuung des Schutzgebietes Großes Torfmoor oblag seit den 1970er Jahren dem Kreis Minden-Lübbecke (zunächst mit seiner Kreisgärtnerei, später durch die Untere Naturschutzbehörde). Auch der örtliche Naturschutzbund (NABU) engagierte sich seit den 1970er Jahren stark im Großen Torfmoor und übernahm während des LIFE-Projektes auch die Gebietsbetreuung.

Um dem gestiegenen Betreuungsaufwand für das durch das LIFE-Projekt weitgehend wiedervernässte und entbuschte Moor gerecht zu werden, übernahm 2012 die Biologische Station Minden-Lübbecke die Schutzgebietsbetreuung. Diese führt u. a. die im LIFE-Projekt begonnenen Entwicklungsmaßnahmen zur Moorrestitution weiter fort, organisiert die notwendigen Pflegemaßnahmen und führt regelmäßig Untersuchungen zur Flora und Fauna des Gebietes durch.

2.2 Prinzip der Mahdgutübertragung

Die Mahdgutübertragung (bzw. das Frisch- oder Grünmulchverfahren) ist ein im Grünland angewendetes Pflegeverfahren zur Wiederherstellung oder Entwicklung von Pflanzengesellschaften (LANUV NRW 2011). Der Grundgedanke der unter anderem vom LANUV NRW vorgestellten Restaurationsmaßnahme besteht darin, verlorenes Arteninventar einer Empfängerfläche, durch eine auf Spenderflächen noch existierende Gesellschaft, zu übertragen. Der Artentransfer erfolgt durch künstliche Anlage einer Diasporenbank. Um einer möglichen Florenverfälschung entgegen zu wirken, ist das Mahdgut einer standortnahen Spenderfläche zu entnehmen.

Sowohl der Schnittzeitpunkt als auch die Abstimmung zwischen Spender- und Empfängerflächen sind maßgebliche Einflussfaktoren auf den Restaurationserfolg einer Mahdgutübertragung. So ist laut LANUV NRW empfehlenswert, eine dreifache Staffelmahd der Spenderflächen vorzunehmen und den Zeitpunkt der Mahd nach der Diasporenreife der erwünschten Zielarten auszurichten.

Im Fallbeispiel „Großes Torfmoor“ schien die selbstständige Ansiedlung einer geschlossenen Vegetationsdecke als unwahrscheinlich. Nach fünf Jahren der im LIFE-Projekt vollzogenen Wiedervernässungsmaßnahmen blieben zahlreiche Flächen der Torfkantenabschiebung weiterhin frei oder arm an Ve-

getation. Unter diesen Umständen ist nicht nur die Bildung von Torf ausgeschlossen, sondern durch Veränderung der physikalischen Eigenschaften trockengefallenen Torfes (Torfsackung, Abnahme des Porenraumvolumens, zunehmende Hydrophobizität, siehe Succow & Joosten 2001) verschlechtern sich die Standortsbedingungen für die Ansiedlung der ursprünglich Torf bildenden Vegetation.

Das in diesem Restaurationsansatz verfolgte Ziel besteht darin, die für Austrocknung und Erosion anfälligen Torfflächen mit flächendeckender Vegetation zu besiedeln, um die Mineralisation des Torfes zu vermindern. Darüber hinaus sollten in diesem Ansiedlungsversuch die standörtlich angepassten Hochmoorarten des Großen Torfmoores übertragen werden. Zum einen, um die Funktionalität der ehemals Torf bildenden Vegetation wiederherzustellen; andererseits zählen nicht alle Hochmoorarten zu den Torfbildnern, wohl aber zu den in NRW gefährdeten bis stark gefährdeten Arten, deren Bestände es möglichst großflächig zu sichern gilt.

Arten, deren soziologisches Verhalten nach Ellenberg (1992) den Klassen Scheuchzerio-Caricetea nigrae und Oxycocco-Sphagnetea zugeordnet ist, werden im Folgenden als Zielarten betrachtet. Zu diesen Arten zählen: *Drosera rotundifolia, Drosera intermedia, Rhynchospora alba, Eriophorum vaginatum, Eriophorum angustifolium, Sphagnum* spec., *Erica tetralix, Oxycoccus palustris* und *Andromeda polifolia*.

Das 2014 im Großen Torfmoor angewandte Grünmulchverfahren erweist sich zum einen durch die Nähe und Vollständigkeit des zu übertragenen Arteninventars als vorteilhaft. Das Risiko einer möglichen Florenverfälschung besteht ebenfalls nicht. Außerdem scheint der Mangel an Wasser, wie Eingehens erläutert, ein für die Vegetationsansiedlung limitierender Faktor zu sein. Price et al. (1998) ermitteln für Mulchschichten eine niederschlagsspeichernde Wirkung von bis zu 2 mm pro Niederschlagsereignis, sie zeigen darüber hinaus, dass durch Vorhandensein einer Mulchdecke die Ansiedlung von *Sphagnum* unterstützt wird. Das Auftragen der Mahdschicht als Feuchtespeicher ist möglicherweise ausreichend, um die Ansiedlung der in ihr enthaltenen Arten zu begünstigen.

2.3 Ablauf der Pflegemaßnahme

Angeleitet wurde diese Biotoppflegemaßnahme von der Biologischen Station Minden-Lübbecke.

Im Zeitraum vom 01.09 bis 19.09.2014 waren sechs Mitarbeiter der Biologischen Station mit dem Arbeitseinsatz befasst. Vier Bundesfreiwilligendienstleistende sowie zwei Praktikanten verteilten das Mahdgut von ausgewählten Spenderflächen aus der unmittelbaren Umgebung auf insgesamt 23 Empfängerflächen.

Die Mahd erfolgte durch einen mit Fangkorb ausgestatteten Schlägelmulcher, sodass die gemähte Vegetationsschicht direkt an die betreffenden Empfängerflächen gefahren werden konnte. Daraufhin wurde das Mahdgut mit Heugabeln in einer durchschnittlich 10 cm starken Mulchschicht auf den Flächen ausgebracht.

Abb. 5: *Aufbringen und Verteilen des Mahdgutes durch Mitarbeiter der Biologischen Station Minden Lübbecke (Foto Dirk Esplör)*

Der Mahdzeitpunkt und die Verfügbarkeit der Spenderflächen richteten sich zum Einen nach der Befahrbarkeit der Mähflächen, vor allem stand aber die Brutzeit gefährdeter Vogelarten im Vordergrund, sodass ein früheres Mähen hinsichtlich der Diasporenreife erwünschter Zielarten nicht möglich gewesen wäre (mündliches Zitat: Esplör 2016).

Die Mahd der Spenderflächen erfolgte also unter der Zielsetzung, möglichst das volle Spektrum hochmoortypischer Arten für den Transfer zu erfassen. Durch Verfolgung dieser Strategie erscheint eine flächendeckende Wiederbesiedelung der Empfängerflächen am wahrscheinlichsten.

Neben Süß- und Sauergräsern, Moosen, Torfmoosen, Heidekrautarten und weiteren Zwergsträuchern waren im Mahdgut auch Binsen und vollständige Soden der Grasnarbe enthalten.

2.4 Erfolgskontrolle

Die zukünftigen Auswirkungen der Mahdgutübertragung auf die Artenzusammensetzung und den Deckungsgrad der sich auf den Versuchsflächen ansiedelnden Vegetation sind nicht vorhersehbar. Um festzustellen, inwieweit sich die getroffene Entwicklungsmaßnahme in Richtung Restaurationsziel auswirkt, ist ein Monitoring, also die Dauerüberwachung der Versuchsflächenentwicklung, unerlässlich. Eine sogenannte Erfolgskontrolle hat zum Ziel, die durch die Maßnahme bewirkten Folgen möglichst frühzeitig zu erfassen, um mögliche negative Rückwirkungen festzustellen, ihnen entgegen zu lenken und sie in zukünftigen Entwicklungskonzepten zu vermeiden (Dierssen & Dierssen 2001, S. 194ff).

2.4.1 Versuchsdurchführung/Datenerhebung

Für den im Folgenden beschriebenen Versuchsaufbau ist im Voraus ein Antrag zur Befreiung von den Verbotsbestimmungen des Naturschutzgebietes „Großes Torfmoor" gestellt und auch genehmigt worden.

Die Empfängerflächen wurden über vorherige Ermittlung der Koordinaten und den Einsatz von GPS verortet und gekennzeichnet.

Im Zeitraum vom 04.–05.08.2016 erfolgt auf allen Empfängerflächen eine erste Einschätzung der Gesamtdeckung angesiedelter Arten. Zur vegetationskundlichen Erfassung sind die Empfängerflächen E1, E3, E5, E8, E9, E13, E15, E21, E22 und E23 (Anhang 3: Übersichtskarte der Spender- und Empfängerflächen) ausgewählt worden.

Die Versuchsflächen S1, S2, S4, S5 und S6 sind am verlässlichsten den Spenderflächen der Mahdgutübertragung zuzuordnen. Hinweise zur Einordnung liefern Spuren des Mähwerks und die Abwesenheit von Streu.

Die Empfängerflächen (Daten der Biologischen Station) wurden in Arc GIS 10.2.1 als Raster dargestellt (Anhang 4: Rasterdarstellung der Versuchsflächen E7–E15; E23 und S4), sodass jede Empfängerfläche in Form gleichmäßiger Quadrate vorliegt. Durch Auslosung der Raster ist auf jeder Versuchsfläche die zufällige Verteilung der Plots gewährleistet. Die zu jedem Raster ausgelosten Koordinaten dienten dem Auffinden und Verorten der Versuchsquadrate. Die Software GPS-Status ermöglichte das Einrichten der Probeflächen mithilfe eines Smartphones. Die Messgenauigkeit umfasst einen Radius von 5 m.

180 Lattenstücke von etwa 50 cm Länge kennzeichnen die Eckpunkte der 45 Plots. Jedes Versuchsquadrat mit einer Fläche von 4 m^2, bemessen durch das Auslegen von vier Zollstöcken, der Kantenlänge des Versuchsquadrats entsprechend, ist über GPS eingemessen worden (Anhang 5: Empfängerfläche E22 als beispielhafter Versuchsaufbau: die Hornlose Moorschnucke war während der Datenerhebung ein stetiger Begleiter). Die Diagonale aller Plots wurde in Richtung Norden ausgerichtet. Um ein Ausreißen der Markierungspfähle, durch freilaufende Schafe zu verhindern, wurden diese zur Hälfte in die Torfschicht eingeschlagen. Eine blaue Schnur

gab während der Vegetationsaufnahme die Konturen der Versuchsflächen an.

Die Position der Versuchsquadrate innerhalb der Spenderflächen wurde auf identische Weise ermittelt.

Im Zeitraum von 08.–13.08.2016 wurde die Vegetationserfassung auf sämtlichen Empfänger- und Spenderflächen durchgeführt. Aufnahmezeitpunkt, geografische Position, Gesamtdeckung, Artenvorkommen und deren Deckungswerte wurden auf Erfassungsbögen notiert. Torfmoose wurden bis zum Gattungsniveau bestimmt. Der Deckungsgrad restlicher Moose ist zusammengefasst notiert worden.

Den erfassten Deckungsgraden liegt die zehnstufige Skala nach Peet et al. (1998) zugrunde. Diese ermöglich im Vergleich zur Braun-Blanquet-Skala eine genauere Differenzierung der unteren Deckungsprozente, was zur Erfassung sich etablierender Vegetation als sinnvoll erachtet wird.

Am 16.08.2016 wurden die zum Messen der Wasserstände erforderlichen Bohrlöcher mithilfe eines Gummihammers und eines Bohrstocks 90 cm tief geschlagen. Der Materialaushub blieb zur späteren Verfüllung in Bohrlochnähe zurück. Die Messstellen wurden in 29 cm (eine Fußlänge) Entfernung vom südlichen Eckpunkt jedes Versuchsquadrates errichtet. Die Messung/Auswertung aller Wasserstände erfolgte am Folgetag. Ein mit Papierstreifen versehener Zollstock diente als Anzeiger des Wasserstandes. Die Differenz aus dem Wert, der an der Geländeoberkante abgelesen wird und der am durchnässten Papierstreifen abgelesenen Höhe des Wasserstandes entspricht der Höhe des Wasserstandes unterhalb der Geländeoberkante. Die Dateneingabe der Vegetationsaufnahmen und der zugehörigen Wasserstände erfolgte in Turboveg 2.0 (Hennekens & Schamminee 2001), einem Programm zur Verwaltung und Analyse vegetationskundlicher Daten. Unter Verwendung der Vegetationsanalyse Software JUICE 7.0 wurde eine Gliederung der Vegetationsaufnahmen vorgenommen. Die Aufteilung ermöglicht, die Empfängerflächen in Gruppen guten und schlechten Restaurationserfolges zu teilen.

Die pflanzensoziologische Gliederung erfolgt entlang eines Feuchtigkeitsgradienten, beginnend mit den Aufnahmen der Feuchtstandorte bis hin zu trockeneren Versuchsflächen. Aufnahmen ähnlicher Artenzusammensetzung und Deckungsgrade werden somit tabellarisch zusammengefasst.

Am selben Tag wurden die Markierungspfähle auf den Empfängerflächen E1 und E21 sowie den Spenderflächen durch Langzeitmarker ersetzt. Hierbei handelt es sich um handelsübliche Winkelverbinder von 9 cm Länge und 6,5 cm Breite. Ein Winkelende wurde jeweils in den Boden geschlagen und mit einem Zimmermannsnagel (Länge 23,5 cm) fixiert. Diese Art von Langzeitmarkern soll ein späteres Auffinden der Versuchsflächen mit einem Metalldetektor ermöglichen. Am 18.08.2016 werden auf den übrigen Versuchsflächen Markierungshölzer durch Langzeitmarker ersetzt.

Die Datenaufnahme ist im Zeitraum vom 13.09.2016–14.09.2016 um Deckungsgrade der Primärvegetation ergänzt worden. Primärvegetation bezeichnet die Differenz aus Gesamtdeckung und der Vegetation, die zweifelsfrei den Beständen vor Durchführung der Mahdgutübertragung zuzuordnen ist. Darunter fallen stark verholzte Heidesträucher oder *Poaceae* und *Cyperaceae* ab einem Horstdurchmesser von mehr als 15 cm (Anhang 6: Abbildung: Mehrjährige Vegetation).

2.4.2 Statistische Auswertung

Auswertung und Darstellung der im Versuch erhobenen Daten zu den Spender- und Empfängerflächen erfolgt in der Statistikumgebung R (Version 3.4.2) sowie in JUICE 7.0 (Tichy & Holt 2006), einem Programm zur Analyse und Darstellung pflanzensoziologischer Daten. Das R-package vegdata (Jansen & Dengler 2010) ermöglicht den Datentransfer aus Turboveg nach R Studio.

Der erhobene Datensatz beinhaltet den Wasserstand, die Deckungsgrade der

erfassten Arten, die Anzahl angesiedelter Zielarten, Gesamtdeckung und die Shannondiversität der Versuchsflächen. Zur Übersicht der Datenverteilung finden die allgemeinen Lagemaße Median und Mittelwert sowie die Streuungsmaße Interquartilabstand und Standardabweichung Anwendung.

Ziel der pflanzensoziologischen Gliederung ist es, durch Ordnung der Aufnahmen nach ähnlicher Artzusammensetzung eine Unterteilung der Empfängerflächen vorzunehmen. In Gruppen aufgeteilte Empfängerflächen guten und schlechten Restaurationserfolges können daraufhin verglichen werden.

Die Gegenüberstellung erfolgt mithilfe von Boxplotdiagrammen. Sie dienen zur Überprüfung der Datenverteilung. Treten zwischen den Vergleichsgruppen Unterschiede auf, lässt dies auf Eignung der erfassten Parameter als Indikatoren des Restaurationserfolges schließen.

Mit Hilfe von QQ-Plots wurde die Normalverteilung der Daten optisch überprüft. Lineare Regressionsmodelle dienen dem Hypothesentest. Das Signifikanzniveau ist auf 5 % festgelegt.

Zur Beurteilung des Restaurationserfolges in Niedermooren durchgeführter Mahdgutübertragungen wenden bereits Klimkowska et al. (2007) einen sogenannten „Saturation Index" (**SI**) an. Für seine Ermittlung geht der Heterogenitätsindex (**H**) „Shannon-Wiener Diversität" als Kernelement in die Rechnung ein. Der Shannonindex setzt die Häufigkeit der gemessenen Arten n_i und ihren Anteil an der Gesamtartenzahl N ins Verhältnis.

$$H = -\sum_{i=1}^{s} \frac{n_i}{N} ln \frac{n_i}{N}$$

Hermy & Cornelis (2000) beschreiben den Saturationsindex (**SI**) ausgedrückt in Biodiversität einer Restaurationsfläche, als einen Prozentsatz ($H/H_{max} \times 100$) des maximalen regionalen Speziespools s_{max}. Im Fallbeispiel entspricht s_{max} der Anzahl auf allen Versuchsflächen nachgewiesenen Arten.

$$H_{max} = -\ln\left(\frac{1}{s_{max}}\right) = \ln\left(s_{max}\right)$$

Der Saturationsindex soll Auskunft über die Vollständigkeit der Artansiedlung auf jeder einzelnen Empfängerfläche geben, gemessen am Artenreichtum der Spenderfläche. Im Fallbeispiel des Großen Torfmoores wird seine Anwendbarkeit auf Restaurationsflächen von Hochmoorstandorten erprobt. Um Empfänger- und Spenderflächen miteinander vergleichen zu können, werden aus den Gesamtdeckungswerten und den Biodiversitätsindices der Teilflächen Mittelwerte gebildet.

Neben dem Anteil übertragener Diversität erfolgt ein Vergleich von Spender- und Empfängerflächen auf Artenebene.

Daraufhin wird der Anteil bereits vor Durchführung der Mahdgutübertragung vorhandener Vegetation untersucht.

3. Ergebnisse

3.1 Indikatoren des Restaurationserfolges

Der Wasserstand als mögliche Variable zur Abschätzung der Restaurationsindikatoren ist ebenfalls mit aufgeführt. Die Wasserstände der Versuchsflächen variieren von 11 cm bis 64 cm unterhalb der Geländeoberkante. Von den insgesamt 30 Empfängerflächen weist ein Drittel oberflächennahe Wasserstände bis zu 35 cm auf. Der mittlere Wasserstand der Datenverteilung beträgt 44,5 cm unterhalb der Flurkante.

Die Darstellung der Gesamtdeckung auf den Restaurationsflächen zeigt, dass Schwankungen von 2 % bis 71 % Gesamtdeckung auftreten, wobei es sich bei der Empfängerfläche von 71 % Gesamtdeckung um einen Ausreißer handelt. Wie bereits bei der ersten Gebietsbegehung vermutet, sind die Indikatoren des Restaurationserfolges breit verteilt. Zur weiteren Beurteilung wird eine Gruppenunterteilung vorgenommen.

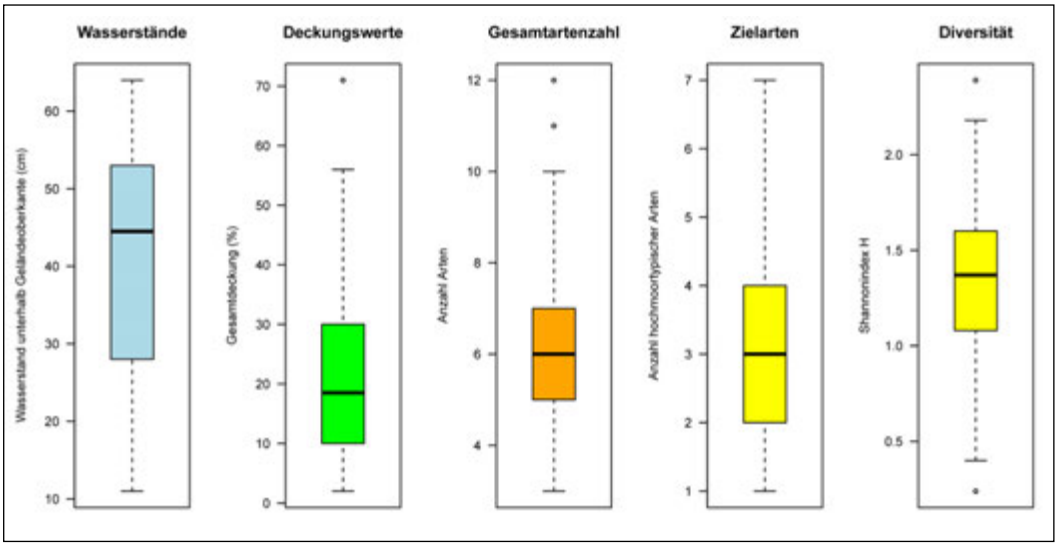


Abb. 6: *Allgemeine Lage- und Streuungsparameter, der zur Beurteilung des Restaurationserfolges ausgewählten Indikatoren Wasserstand, Gesamtartenzahl, Anzahl an Zielarten und Shannondiversität, in Form von Median und Interquartilabstand.*

Pflanzensoziologische Gliederung der Vegetationsaufnahmen

Number of relevés: 30

		2222 11 11 111111232222 2 98776151323450146789529080346 2
Drosera intermedia	[0]	+22rrr.....
Rhynchospora alba	[0]	r.rr.....
Drosera rotundifolia	[0]	...2..rr.r.....
Andromeda polifolia	[0]	.....r.....
Oxycoccus palustris	[0]	.....r.rr.....
Sphagnum spec.	[0]	.....r.r2.....
Rumex acetosella	[0]	r.....rr..++rr+....+22222.2rrr
Erica tetralix	[0]	rr....r222++rrrrr+.+rrrrrr....
Calluna vulgaris	[0]	r.....r2++++rrr222+rrrr.....
Eriophorum angustifolium	[0]	2rrrr3rrrr23242r...r.r+222.r..
Eriophorum vaginatum	[0]	+rrrrrr+22r++222222222++rrrrrr
Molinia caerulea	[0]	222.r.+2+r+2r22r2222+rrrr.+r++
Juncus effusus	[0]	+++.....r.+.
Agrostis capillaris	[0]	+...r.....r.....r...
Betula pubescens	[0]	.....r.r.....rr..r.....
Frangula alnus	[0]	.....r.....rr.....
Betula pendula	[0]	.....rr.....rrr.....r....r
Vaccinium myrtillus	[0]	r.....r.....
Potentilla erecta	[0]	r.....r..r.....
Nardus stricta	[0]	.....r.....r...r...
Carex hirta	[0]	.....r.....
Rubus spec.	[0]	.....r.....+..
Sorbus aucuparia	[0]	.....r.....

Tab. 1: *Pflanzensoziologische Gliederung entlang des Feuchtigkeitsgradienten (10 Empfängerflächen mit jeweils 3 Aufnahmen)*

3.2 Pflanzensoziologische Gliederung

Tabelle 1 stellt die pflanzensoziologische Gliederung dar. Die als hochmoortypisch eingestuften Arten sind zur besseren Übersichtlichkeit mit grüner Farbe markiert worden.

Gruppe 1 (in dunkelblauer Farbe hinterlegt) bezieht sich auf die Aufnahmen 1–6 und zeichnet sich als einzige Gruppe durch Vorkommen von *Rhynchospora alba* und *Drosera intermedia* aus. Das ökologische Verhalten von Weißem Schnabelried und Mittlerem Sonnentau wird in den Zeigerwerten nach Ellenberg mit der Feuchtezahl 9 als Nässezeiger eingestuft, beide Arten gelten als Überschwemmungszeiger. Die Wollgräser *Eriophorum angustifolium* und *Eriophorum vaginatum* sind in allen Aufnahmen dieser Gruppe vertreten.

Die zweite Gruppe (hellblaue Farbhinterlegung), ist durch die Vorkommen von *Andromeda polifolia, Oxycoccus palustris* und *Sphagnum* spec. charakterisiert. Neben diesen hochmoortypischen Arten ist der Verbreitungsschwerpunkt der Glockenheide *Erica tetralix* ebenfalls der Gruppe 2 zugehörig. Auch Besenheide *Calluna vulgaris* ist durchgängig in den Aufnahmen der Gruppe 2 vertreten.

Die Aufnahmen der Gruppe 3 sind mit grüner Farbhinterlegung gekennzeichnet. Das Schmalblättrige Wollgras *Eriophorum angustifolium* ist Hauptbestandteil dieser Gruppe und ist mit durchgehend hohen Deckungswerten vorhanden. Die Gesamtdeckung von *Erica tetralix* fällt im Vergleich zur Gruppe 2 geringer aus.

Neben *Molinia caerulea* und *Calluna vulgaris* ist auch *Rumex acetosella* durchgängig vertreten.

Ab der 16. Aufnahme beginnt Gruppe 4 (gelbe Farbhinterlegung). Die Deckungswerte von *Erica tetralix, Calluna vulgaris* und *Eriophorum vaginatum* nehmen entlang des Feuchtegradienten ab.

Bei den letzten vier Aufnahmen handelt es sich um Flächen vergleichsweise geringer Gesamtdeckung, von nicht mehr als 11 %.

Artbezeichnung	Feuchtezahl	Amplitude [cm]
Eriophorum angustifolium	9=	11–64
Drosera intermedia	9=	11–47
Rhynchospora alba	9=	11–16
Eriophorum vaginatum	9~	11–64
Drosera rotundifolia	9	15–27
Oxycoccus palustris	9	11–28
Andromeda polifolia	9	15*
Sphagnum sp.	**	15–28
Erica tetralix	8	11–64
* Einzelvorkommen ** kein Zeigerwert vorhanden		

Tab. 2: *Vorkommen der Zielarten bei gemessenen Wasserständen*

Molinia caerulea und *Eriophorum vaginatum* sind durchgehend Bestandteil dieser Gruppe, zusammen mit *Rumex acetosella* bestimmen sie den Großteil der Gesamtdeckung. *Betula pubescens* und *Betula pendula* sind in Gruppe 4 häufiger als in den ersten 15 Aufnahmen, ebenso kommen *Rubus* spec. und *Carex hirta* nur in dieser Gruppe vor.

Tabelle 2 beschreibt das Vorkommen der Zielarten in Abhängigkeit vom Wasserstand. *Eriophorum angustifolium, Eriophorum vaginatum* und *Erica tetralix* erweisen sich als Zielarten, die auf Flächen der ermittelten Wasserstände von 11–64 cm vorkommen, während die übrigen Arten nur in einem engeren Bereich vertreten sind.

Der Aufteilung zufolge kristallisieren sich die Aufnahmen der Gruppen 1–3 als stellvertretend für guten Restaurationserfolg heraus. Die Zuordnung der jeweiligen Aufnahmen ihrer zugehörigen Empfängerfläche ermöglicht es, die Einschätzung guten und schlechteren Restaurationserfolges auf die Versuchsflächen zu übertragen. Versuchsflächen mit einer Mehrzahl an Aufnahmen guten Restaurationserfolges werden somit als Empfängerflächen guten Restaurationserfolges bewertet und umgekehrt.

Als Empfängerflächen mit gutem Restaurationserfolg gelten E1, E5, E9, E15 und E22.

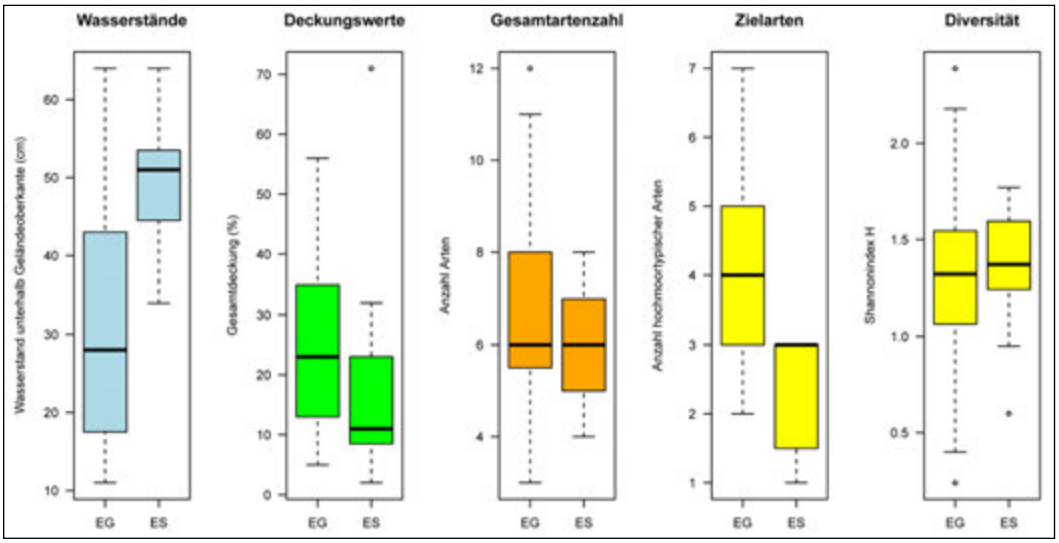


Abb. 7: *Gegenüberstellung der Lage- und Streuungsparameter der Empfängerflächen guten und schlechten Restaurationserfolges*

Wobei der Restaurationserfolg auf den Empfängerflächen E3, E8, E13, E21 und E23, gemessen an der Artenanzahl, der Anzahl übertragener Zielarten sowie den Gesamtdeckungswerten, geringer ausfällt. Diese Unterscheidung ermöglicht es, mithilfe der in Abb. 7 dargestellten Boxplotdiagrammen, die Gruppen auf Merkmalsmuster zu analysieren.

Die Gruppengegenüberstellung zeigt, dass die Wasserstände der Empfängerflächen guten Restaurationserfolges weiterhin von 11 cm bis 64 cm unterhalb der Geländeoberkante variieren. Dem steht eine geringere Spannbreite der Wasserstände auf den Empfängerflächen geringeren Restaurationserfolges gegenüber. Der Median der Wasserstände der Restaurationsflächen guten Restaurationserfolges ist oberflächennäher als der Median der Wasserstände schlechter Restaurationsflächen.

Mit Ausnahme eines Ausreißerwertes von 71 % Gesamtdeckung fällt die Weite der Datenverteilung, der für geringeren Restaurationserfolg stehenden Versuchsflächen, geringer aus. Während der Median der Empfängerflächen guten Restaurationserfolges dem Ende des dritten Quartils der Vergleichsgruppe entspricht, ist der mittlere Verteilungswert der Gesamtdeckungsgrade auf Empfängerflächen schlechteren Restaurationserfolges niedriger.

Die Gegenüberstellung der Gesamtartenzahlen ergibt, dass sich die Mediane einander entsprechen. Auf Empfängerflächen schlechten Restaurationserfolges ist die Schwankung der Gesamtartenzahl von vier bis zu acht Arten begrenzt. Im Vergleich dazu fällt die Spannweite der Datenverteilung auf Empfängerflächen guten Restaurationserfolges, von drei bis zwölf Arten reichend, breiter aus.

In Hinblick auf die Anzahl übertragener Zielarten sind erneut Unterschiede zwischen den Gruppen „guter“ und „schlechter“ Restaurationserfolg feststellbar. Die Anzahl auf schlechteren Empfängerflächen vorkommender Zielarten ist auf 1 bis 3 Arten begrenzt, im Vergleich dazu reicht die Spannbreite der damit verglichenen Gruppe guter Empfängerflächen von 2 bis 7 hochmoortypischer Arten.

Der Vergleich der Shannonindices für Flächen guten und schlechten Restaurationserfolgs zeigt, dass sich die Mediane der beiden Gruppen ähneln.

3.3 Zusammenhang zwischen Wasserstand und Restaurationserfolg

Eine lineare Regression zwischen den Gesamtdeckungen und den Wasserständen der Empfängerflächen zeigt keinen signifikanten Zusammenhang zwischen beiden Variablen ($p = 0.08$, $R^2 = 0.103$). Die anfängliche Hypothese eines erwarteten Zusammenhangs zwischen Wasserstand und Gesamtdeckung kann somit nicht belegt werden.

Abb. 8 zeigt einen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Wasserstand und der Anzahl angesiedelter Hochmoorarten ($p < 0.001$). Je tiefer sich der Wasserstand unterhalb der Geländeoberfläche befindet, desto weniger hochmoortypische Arten kommen auf Empfängerflächen vor.

Zwischen Shannonindex und Wasserstand besteht kein linearer Zusammenhang ($p = 0.21$, $R^2 = 0.103$) (Anhang 7: Regression Shannon-index ~ Wasserstand).

Dagegen besteht ein signifikanter linearer Zusammenhang zwischen der Gesamtzahl der auf Empfängerflächen übertragenen Arten und dem Wasserstand ($p < 0.01$, $R^2 = 0.251$) (Anhang 8: Regression Gesamtartenzahl ~ Wasserstand). Je tiefer die Wasserstände auf den Empfängerflächen sind, desto geringer ist die Anzahl erfasster Arten.

3.4 Saturationsindex (SI)

S2 und S6 sind die einzigen Spenderflächen, die höhere Gesamtartenzahlen als die mit ihnen verglichenen Empfängerflächen aufweisen (Tab. 3). In den übrigen Fällen sind auf den Empfängerflächen höhere Artenzahlen nachgewiesen worden. Gemessen am Shannonindex ist die Diversität der Empfängerflächen E1, E5, E22 und E23 höher als die Diversität der zugehörigen Spenderflächen. Der durchschnittliche Shannonindex für Empfängerflächen beträgt 1,48 und liegt über der durchschnittlichen Shannondiversität der Spenderflächen (0,85).

Im Vergleich von Empfängerfläche E21 und der Spenderfläche S6 fällt auf, dass die Shannondiversität der Empfängerfläche in diesem Fall geringer ist, folglich ist der Saturationsindex (0,92) kleiner als eins. Hierbei handelt es sich um den geringsten Saturationsindex.

Der Saturationsindex als Ausdruck des prozentualen Anteils der von Seiten der Spenderflächen übertragenen Diversität beträgt auf allen weiteren Empfängerflächen mehr als 100 %.

Auf Empfängerfläche E23 liegt der höchste prozentuale Anteil übertragender Shannondiversität vor, das prozentuale Verhältnis der Shannonindices von Empfängerfläche E23 und Spenderfläche S4 beträgt 554 %.

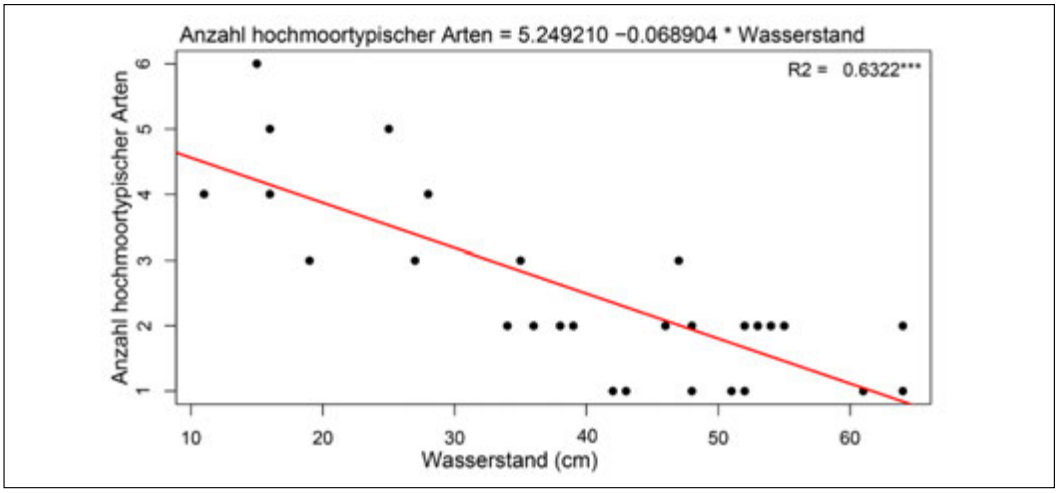


Abb. 8: *Negativer Zusammenhang zwischen der Anzahl an Zielarten und der Wasserstandhöhe*

Empfängerfläche	Artanzahl*	H*	Spender-fläche	Artanzahl*	H_{max}*	SI
E1	8,7	1,54	S1	5,3	0,68	2,26
E22	7,0	1,47	S2	7,7	1,07	1,37
E23	6,3	1,44	S4	4,3	0,26	5,54
E5	8,3	1,71	S5	6,3	0,88	1,94
E21	5,0	1,24	S6	7,0	1,35	0,92
Ø	7,1	1,48	Ø	6,1	0,85	0,92
* Mittelwert der Empfänger- und Spenderflächenzugehörigen Plots						

Tab. 3: *Spender- und Empfängerflächen als Vergleichspaare zur Ermittlung der übertragenen Diversität, (Artenanzahl und Shannonindex als Mittelwerte der Teilflächen)*

Die Tabellenform (Tab. 4) ermöglicht es, 15 von insgesamt 30 Vegetationsaufnahmen, also die Aufnahmen der Empfängerflächen E1, E5, E21, E22 und E23 mit den dazugehörigen Spenderflächen S1, S2, S4, S5 und S6 in Hinblick auf übertragene Arten zu vergleichen. Die erfassten Arten sind ihrer Häufigkeit nach geordnet, begonnen mit den beständigen Vertretern, bis hin zu Einzelvorkommen.

Auf der Gesamtheit an 15 Spenderflächen wurden 14 Arten erfasst. Mit 21 Arten sind die 15 entsprechenden Empfängerflächen artenreicher. *Juncus effusus, Drosera rotundifolia, Agrostis capillaris, Rhynchospora alba, Nardus stricta, Rubus* spec. und *Potentilla erecta* gehören zu den Arten, die auf keiner Spenderfläche nachgewiesen wurden. Somit ist auch die Anzahl hochmoortypischer Arten auf den untersuchten Spenderflächen geringer als auf den entsprechenden Empfängerflächen.

Die Gegenüberstellung zeigt, dass sich das Vorkommen der am häufigsten vertretenen Arten zwischen Empfänger- und Spenderflächen ähnelt. Tabellenspalten gleicher Farbe kennzeichnen die zugehörigen Paare an Spender- und Empfängerflächen. Beispielsweise kommt *Eriophorum vaginatum* auf allen miteinander verglichenen Flächen vor. *Molinia caerulea* ist auf den verglichenen Spenderflächen mit 13 und auf den Empfängerflächen mit 14 Vorkommen vertreten. *Eriophorum angustifolium, Erica tetralix* und *Calluna vulgaris* gehören ebenfalls zu den am häufigsten festgestellten Arten, die sowohl auf Spender- und Empfängerflächen nachgewiesen wurden.

Die Teilbereiche der Spenderfläche S5 (hellblaue Farbhinterlegung) weisen diesbezüglich das geringste oder keine Vorkommen von *Molinia caerulea* auf. Auf der entsprechenden Empfängerfläche E5 sind ebenfalls geringe Deckungsgrade dieser Art ermittelt worden.

3.5 Vor der Mahdgutübertragung vorhandene Vegetation

Die Abb. 9 gibt den Anteil bereits vor Versuchsdurchführung vorhandener Vegetation für jede Empfängerfläche an. Auf 20 Versuchsflächen von den insgesamt 30 Empfängerflächen sind Vorkommen der Primärvegetation nachweisbar. Im paarweise erfolgenden Vergleich zeigt die Abb. 10, dass sowohl auf Empfängerflächen guten sowie schlechten Restaurationserfolges Ausreißerwerte der Gesamtdeckung an Primärvegetation von 19 % vorliegen. Der Mittelwert an Primärvegetation auf guten Empfängerflächen (4,5 %) übersteigt den Mittelwert der im Vergleich stehenden Empfängerflächen schlechten Restaurationserfolges (3,6 %).

Vegetationsaufnahmen der Spenderflächen

Number of relevés: 15

		111111 123456789012345
Eriophorum vaginatum	[0]	2r+2322+++42222
Erica tetralix	[0]	rr22+rrr.rr2222
Molinia caerulea	[0]	444.r.555522233
Calluna vulgaris	[0]	2+22+r.r.+22r+r
Eriophorum angustifolium	[0]	.2.2r4.+.+r+2..
Betula pubescens	[0]	.r..+..r....rrr
Andromeda polifolia	[0]	....r+....r2...
Oxycoccus palustris	[0]	....++....r2...
Sphagnum spec.	[0]	....2.....+2
Drosera intermedia	[0]	.....rrr
Frangula alnus	[0]	rr..r.....
Betula pendula	[0]	...r+.....
Rumex acetosella	[0]	.....rr.....

Vegetationsaufnahmen der Empfängerflächen

Number of relevés: 15

		111000111000 123012456345789
Eriophorum vaginatum	[0]	+22rrrrr+r++rrr
Molinia caerulea	[0]	2r++r.222rrr++r
Eriophorum angustifolium	[0]	rrrrrrrr22+2..r
Erica tetralix	[0]	222r...rrrrr...
Rumex acetosella	[0]	r..r....r222r2r
Calluna vulgaris	[0]	2++r....r.r....
Drosera intermedia	[0]	....rr22+.....
Betula pendula	[0]	.rr.....r..r..
Juncus effusus	[0]	.....+++....r.
Drosera rotundifolia	[0]	rr.r.2.....
Agrostis capillaris	[0]	....r...+....r.
Sphagnum spec.	[0]	.2rr.....
Oxycoccus palustris	[0]	.rrr.....
Rhynchospora alba	[0]	.....rr.r.....
Nardus stricta	[0]	.....r..r.
Betula pubescens	[0]	..rr.....
Vaccinium myrtillus	[0]	.....

Tab. 4: *Vergleich der Vegetationsaufnahmen der 5 Spender- und Empfängerflächen (3 Aufnahmen pro Versuchsfläche)*

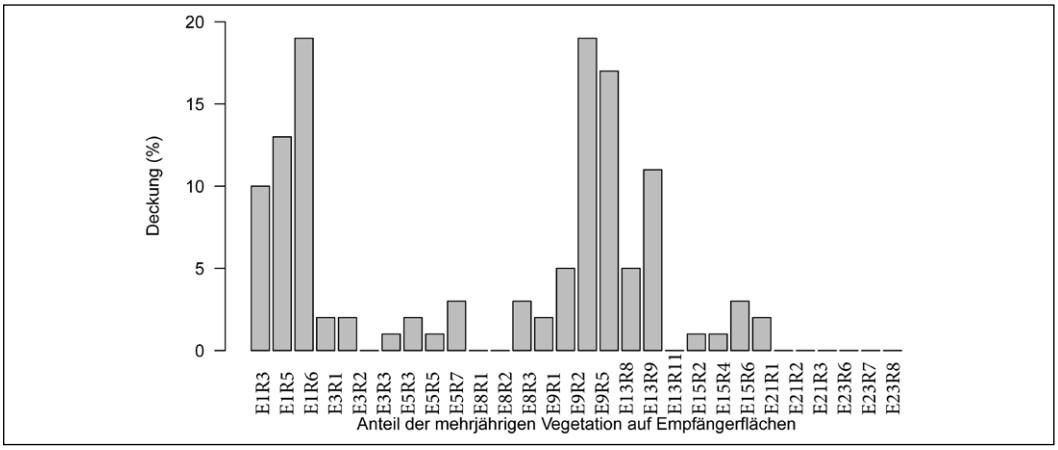


Abb. 9: *Darstellung der Gesamtdeckung an Primärvegetation auf jeder einzelnen Empfängerfläche*

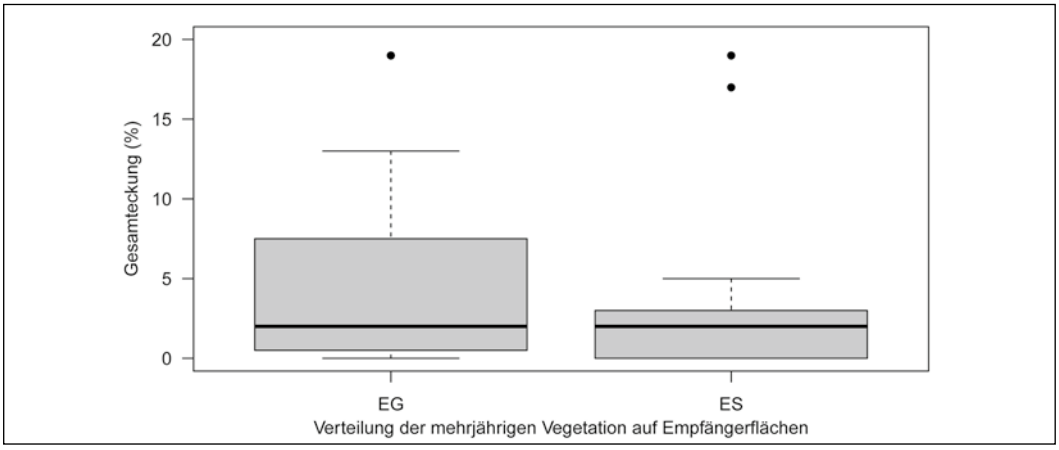


Abb. 10: *Gegenüberstellung der Verteilung an Primärvegetation auf Empfängerflächen guten und schlechten Restaurationserfolges*

4. Diskussion

4.1 Indikatoren des Restaurationserfolges

Die erste Analyse der Indikatorwerte für den Restaurationserfolg ergab, dass die Empfängerflächen in Bezug auf die Gesamtartenzahl, die Anzahl hochmoortypischer Arten, die Gesamtdeckung und die Shannondiversität einer breiten Verteilung unterliegen. Somit unterscheiden sich die Versuchsflächen zwangsläufig auch in der Art des Restaurationserfolges. Aufgrund der verschiedenen Formen an Restaurationserfolg ist es möglich, dass ein geringerer Anteil an Hochmoorarten durch höhere Gesamtdeckung anderer Arten aufgewogen wird. Durch Feststellung der Unterschiede zwischen den Indikatorwerten ist nicht geklärt, in welcher Form der Restaurationserfolg vorliegt. Daher sind die erhobenen Daten auf Ebene der Empfängerflächen zu betrachten.

Wiedervernässungsmaßnahmen des LIFE-Projekts zur Regeneration des Großen Torfmoores konnten bereichsweise nur geringe Wirkung entfalten (Belting Umweltplanung 2008), Grund dafür war das unregelmäßige, in Folge des ehemaligen Torfstichs und der damit verbundenen Entwässerungsmaßnahmen, entstandene Höhenprofil des Großen Torfmoores. Die Datenaufnahme hat ergeben, dass sich die Versuchsflächen in ihrer Artenzusammensetzung unterscheiden und weiterhin unterschiedliche hohe Wasserstände vorherrschen. Die Empfängerflächen unterscheiden sich in ihren Wasserständen um bis zu 53 cm. Die Wasserstandmessungen sollten auch für die Folgeuntersuchungen der Vegetationsentwicklung übernommen werden.

4.2 Pflanzensoziologische Gliederung

Mittels einer Sortierung der Flächen nach ihrer Artenzusammensetzung erfolgte die Aufteilung der Empfängerflächen in Gruppen guten und schlechten Restaurationserfolges. Bei erneuter Betrachtung der Indikatoren ist gezeigt worden, dass sich die Kategorien des Restaurationserfolges weniger durch die Gesamtartenanzahl und den Saturationsindex unterscheiden lassen, als durch die Anzahl hochmoortypischer Arten und die Gesamtdeckungswerte.

Die Tabelle der Vorkommensbereiche konnte zeigen, dass die einzigen auf Empfängerflächen schlechten Restaurationserfolges vorkommenden Zielarten (*Eriophorum angustifolium, Eriophorum vaginatum* und *Erica tetralix*) gleichzeitig die Arten sind, die den Bereich der größten Wasserstandsunterschiede (11–64 cm) besiedeln und somit gegenüber diesem Faktor eine größere Toleranz aufweisen als die anderen hochmoortypischen Arten (z. B. *Rhynchospora alba*: 11–16 cm).

Die Ergebnisse der pflanzensoziologischen Gliederung zeigten, wie sich die Artenzusammensetzung entlang des Wasserstandsgradienten verändert.

Die erfassten Wasserstände stellen nur eine Momentaufnahme dar und geben keine direkte Auskunft über die Standortanforderungen der erfassten Arten. Hierfür wären mehrmalig über das Jahr verteilte Wasserstandmessungen erforderlich. Grundwassermessungen im Großen Torfmoor zeigen, dass die Wasserstandsschwankungen standortsabhängig sind und stellenweise um mehr als 1 m fluktuieren (Abb. 11)

4.3 Zusammenhang zwischen Wasserstand und Restaurationserfolg

Die Regressionsanalysen zeigen, dass die der Anzahl ermittelter Arten und die Saturationsindices nur in geringem Zusammenhang mit den Wasserständen der Empfängerflächen stehen. Der pflanzensoziologischen Gliederung zufolge ist auf Empfängerflächen guten Restaurationserfolges die Anzahl angesiedelter Hochmoorarten höher, wobei auf den Flächen schlechteren Restaurationserfolges

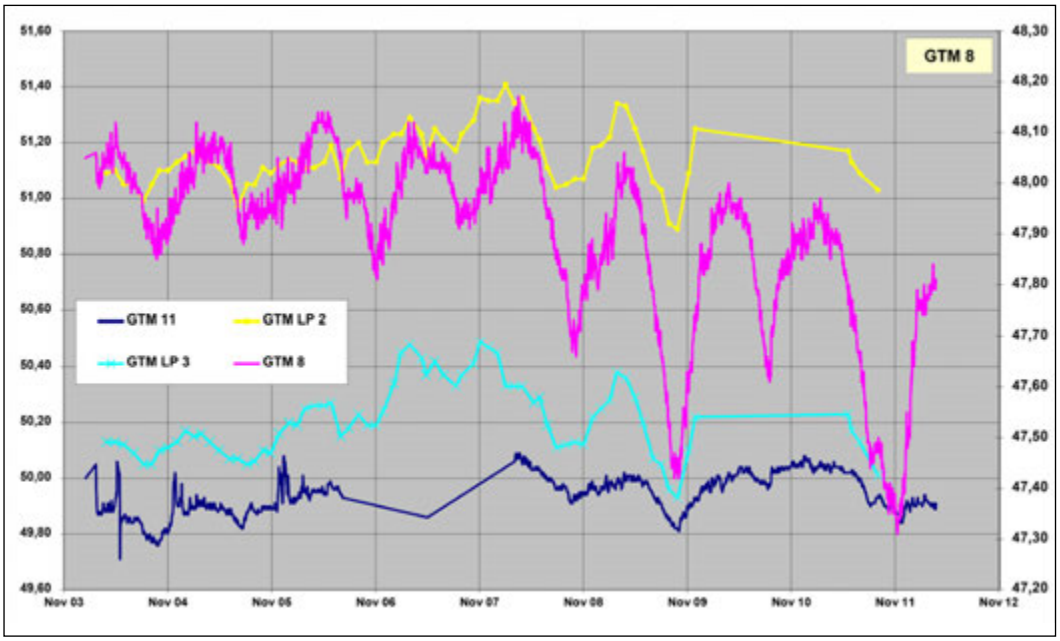


Abb. 11: *Erfasste Wasserstände einiger Pegel im NSG Großes Torfmoor im Zeitraum 2003 - 2012, Biologische Station Minden-Lübbecke*

Störungszeiger wie *Betula* spec. in größerer Anzahl vertreten sind. Dieses Ergebnis geht auf die Definition des Restaurationserfolges zurück, dennoch stellten sich für die Zielarten die besiedelten Wasserstandbereiche als oberflächennah heraus.

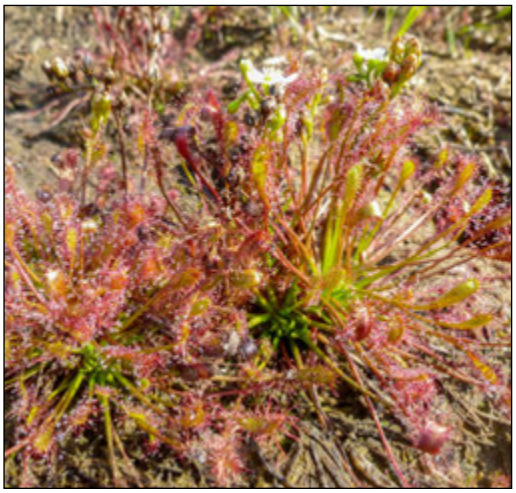


Abb. 12: *Nässezeiger Mittlerer Sonnentau (Drosera intermedia)*

Für sich betrachtet, ist die Gesamtartenzahl kein zielführender Indikator, weil sie keine Unterscheidung zwischen den Zielarten und Störungszeigern trifft. In Anbetracht dessen gibt die Anzahl übertragener Hochmoorarten zusätzlich Auskunft über die Qualität des Ansiedlungsversuches. Der Test auf Korrelation und die Regressionsanalyse bestätigen einen statistisch signifikanten Zusammenhang in Verbindung mit dem Wasserstand. Die Versuchsflächen können reich an hochmoortypischen Arten sein, sogleich aber auch nur zu geringen Anteilen besiedelt sein, daher ist die Gesamtdeckung als zweite Komponente des Restaurationserfolges in Betracht zu ziehen.

4.4 Saturationsindex (SI)

Der angewandte Saturationsindex als Maß des Restaurationserfolges in Bezug auf die Artenvielfalt der verwendeten Spenderfläche legt die Fragestellung nahe, inwiefern der

Restaurationserfolg durch die Qualität der Spenderflächen beeinflusst worden ist.

Klimkowska et al. (2007) berichten über Projekte zur Restauration von Niedermoorstandorten mit einem Anteil übertragener Diversität von bis zu 16 %. Wolters et al. (2005) hingegen haben Ansiedlungsversuche auf Salzwiesen in Nordwesteuropa untersucht und geben Saturationsindices zwischen 18 % und 64 % an. Die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Sättigungsindices überschreiten die in der Literatur angegebenen Werte. Die vergleichsweise hohen Saturationsindices, von mehr als 100 %, gehen auf das weite Verhältnis artenreicher Empfängerflächen und der auf Spenderflächen durchschnittlich geringeren Shannon-Diversität der zurück. Die Ergebnisse legen eine geringe Aussagekraft des Bewertungsmaßstabs nahe, bezogen auf das Fallbeispiel Großes Torfmoor.

H_{max} bezeichnet den Shannonindex des Speziespools, mit dessen Hilfe die Vollständigkeit der übertragenen Artenzusammensetzung überprüft werden soll. Als Heterogenitätsindex bezieht sich die Shannondiversität sowohl auf die übertragenen Arten (richness) als auch auf deren Deckungsanteile (evenness). Es scheint, dass die Deckungsgrade aufwachsender Arten geringere Unterschiede zu einander aufweisen, als es auf den Spenderflächen mit bereits etablierter Vegetation der Fall ist. Somit wären die Diversitätsindices der Empfängerflächen von einer höheren „evenness" beeinflusst. Poschlod et al. (2007) weisen darauf hin, dass die Herausbildung von Pflanzengesellschaften mehrere Jahrzehnte andauern kann. Möglicherweise ist der gewählte Zeitpunkt zu früh, um aussagekräftigere Saturationsindices zu ermitteln.

Inwieweit Arten durch die Mahdgutübertragung angesiedelt worden sind, zeigen die Ergebnisse aus der Gegenüberstellung von Vegetationsaufnahmen der Vergleichspaare.

Als ein Indiz für den Einfluss der im Mahdgut enthaltenden Arten auf den Restaurationserfolg können die in den Vegetationsaufnahmen erfassten Vorkommen von *Molinia caerulea* gelten. Es stellte sich heraus, dass *Molinia caerulea* sowohl auf der Spenderfläche S5 als auch auf der verglichenen Empfängerfläche nur geringes Vorkommen aufweist oder fehlt. Gleichzeitig kommt *Molinia caerulea* auf den übrigen Spender- und Empfängerflächen mit höherem Deckungsanteil vor. Die Tatsache, dass fünf der sechs häufigsten Arten sowohl auf Spender- als auch Empfängerflächen vorkommen, spricht ebenfalls für die Übertragung der im Mahdgut enthaltenen Arten.

Gegen den alleinigen Effekt der Mahdgutübertragung spricht, dass auf den Empfängerflächen ein breiteres Artenspektrum nachgewiesen wurde als auf den Spenderflächen. Bei *Juncus effusus, Drosera rotundifolia, Agrostis capillaris, Rhynchospora alba, Nardus stricta, Rubus* spec. und *Potentilla erecta* handelt es sich um Arten, die nur auf den Empfängerflächen nachgewiesen worden sind.

Diasporenverbreitung durch Wind und Tiere wird hier zusätzlich eine Rolle gespielt haben. Die Artenansiedlung setzt allerdings erst nach dem Zeitpunkt der Mahdausbringung ein. Daher ist entweder anzunehmen, dass die Artenübertragung der im Mahdgut enthaltenen Saat zuzuschreiben ist, oder dass die Vegetationsansiedlung auf die feuchtigkeitsspeichernde Wirkung der Mulchdecke zurückzuführen ist. Andern falls wäre eine Vegetationsansiedelung bereits vor der Durchführung des Restaurationsversuches feststellbar gewesen.

Es gilt zu beachten, dass es sich bei den Vegetationsaufnahmen der Spenderflächen (4 m^2), lediglich um Stichproben des besagten Speziespools handelt, wobei die Arten der Empfängerflächenvegetation auf das konzentrierte Mahdgut der deutlich größeren Spenderflächen zurückgehen. Die ausschließlich auf Empfängerflächen nachgewiesenen Arten können trotzdem von der Spenderfläche stammen, auch wenn sie nicht im Stichprobenumfang enthalten waren. Es ist anzunehmen, dass der bisherige Beprobungsumfang von drei Teilflächen unzureichend ist, um das Spektrum im Mahdgut enthaltener Arten lückenlos zu erfassen.

Um genauere Aussagen über den Restaurationserfolg in Abhängigkeit der Qualität von Spenderflächen treffen zu können, empfiehlt es sich, zukünftig die Spenderflächen bereits vor der Mahd vegetationskundlich zu untersuchen.

4.5 Vor der Mahdgutübertragung vorhandene Vegetation

Die für Empfängerflächen ermittelten Deckungsgrade sind zu unterschiedlichen Anteilen von bereits vorhandener Vegetation beeinflusst, der sogenannten Primärvegetation. Die tatsächliche Zunahme an Gesamtdeckung lässt sich für die Empfängerflächen nur bedingt ermitteln.

Als der Primärvegetation zugehörig, können nur Arten erfasst werden deren Größe oder Verholzungsgrad auf ein Alter von mehr als zwei Jahren schließen lässt. Einjährige Arten können nach Vollzug einer Mahdgutübertragung nicht der Primärvegetation zugeordnet werden. Daher sind die Angaben über den Zuwachs an Gesamtdeckung und die Zahl angesiedelter Arten unter Vorbehalt zu betrachten.

Erschwerend kommt hinzu, dass im Zuge der Pflegemaßnahme auch mehrjährige Vegetation in Form von Soden der Grasnarbe übertragen worden ist. Die somit übertragenen Soden sind nur teilweise als solche zu identifizieren. Um den Anteil neu angesiedelter Vegetation einwandfrei von Primärvegetation zu trennen empfiehlt es sich, zukünftig die Versuchsflächen bereits vor der Versuchsdurchführung festzulegen und vegetationskundlich zu erfassen.

5. Fazit

Das Ziel dieser Arbeit war es, den Entwicklungsverlauf der Mahdgutübertragung von Beginn an zu begleiten. Hierbei bestätigen sich oberflächennahe Wasserstände als ein begünstigender Faktor zur Vegetationsansiedlung. So konnten auf allen Flächen des Restaurationsversuches erste Erfolge in Form angesiedelter Vegetation festgestellt werden. Somit ist auch dem Erhalt der Torfeigenschaften Rechnung getragen. Darüber hinaus wurden auf den Versuchsflächen die ersten für ein intaktes Hochmoor typischen Arten festgestellt. Allerdings kann die Rückführung einer ganzen Hochmoorgesellschaft mehrere Jahrzehnte andauern.

Der jetzige Kenntnisstand wirft Fragen für die Folgeuntersuchungen auf. Wie wird sich der Anteil an hochmoortypischen Arten und der Trend der Vegetationsansiedlung zukünftig verhalten? Ebenso ist ungewiss, ob sich der Anteil von Spenderflächen übertragener Arten angleichen wird. Der Saturationsindex als Maß zur Einschätzung des übertragenen Speziespools erweist sich derzeit als ungeeignet.

Den ersten Ergebnissen nach wurde durch Einsatz der Mahdgutübertragung die erhoffte Wirkung auf den Versuchsflächen eingeleitet. Ob dieses Initial zur Pflege ausreichend war oder niederschlagsarmen Perioden standhalten kann, ist nur durch fortlaufende Untersuchungen zu beantworten. Daher ist es wichtig, die Vegetationsentwicklung mit den damit verbundenen Wasserständen zu verfolgen.

6. Danksagung

An dieser Stelle ist dem Umweltamt des Kreises Minden-Lübbecke zu danken. Der Antrag ist kurzfristig bewilligt worden sodass die anstehenden Untersuchungen beginnen konnten.

Dankenswerter Weise stellte Herr Boenigk (LANUV) den Pflege- und Entwicklungsplans Naturschutzgebiet „Großes Torfmoor" von 1989 zur Verfügung. Bestandsentwicklung ist zu verfolgen um genauere Aussagen zum Restaurationserfolg treffen zu können.

7. Literatur

Belting Umweltplanung (2008): Abschlussbericht (01.07.2003–31.05.2008) LIFE-Natur Projekt – Regeneration des Großen Torfmoores, Quernheim.

Bonn, A.; Allott, T.; Evans, M.; Joosten, H.; Stoneman, R. (2016): Peatland Restoration and Ecosystem Services – Science, Policy and Practice, Cambridge University Press.

Dierssen, K.; Dierssen, B. (2008): Moore, Ulmer.

Diesing, D. (2005): Das Große Torfmoor – Eine einzigartige Landschaft im Kreis Minden-Lübbecke, Kreis Minden-Lübbecke.

Ellenberg, H. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa - 2., verb. und erw. Aufl. - Göttingen: Goltze.

Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen: Querschnittskarte des Großen Torfmoores, Krefeld 1965

González, L.; Rochefort (2014): Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layertransfer technique. – Ecological Engineering **68**: 279–290.

Hennekens, S. M.; Schaminee, J. H. J. (2001). Turboveg, a comprehensive database management system for vegetation data Journal of Vegetation Science 12: 589–591.

Hermy, M.; Cornelis, J. (2000): Towards a monitoring method and a number of multifaceted and hierarchical biodiversity indicators for urban and suburban parks. – Landscape and Urban Planning **49**: 149–162.

Jansen F.; Dengler (2010): Plant names in vegetation databases – a neglected source of bias. – Journal of Vegetation Science, volume **21 (6)** pg. 1179–1186.

Joosten, H. (2016): Peatlands across the golbe.- Aus: Bonn, A.; Allott, T.; Evans, M.; Joosten, H. & Stoneman, R. (2016): Peatland Restoration and Ecosystem Services – Science, Policy and Practice, Cambridge University Press.

Joosten, H.; Clarke, D. (2002): The Wise Use of Mires and Peatlands. – International Mire Conservation Group and International Peat Society, Totnes, Devon.

Klimkowska A.; Van Diggelen, R.; Bakker, J. P.; Grootjans, Ab P. (2007): Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. – Biological Conservation **140**: 318–328.

LOELF (1989): Pflege- und Entwicklungsplan Naturschutzgebiet „Großes Torfmoor" mit Erweiterung. – Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, 1989 Recklinghausen.

Peet, R. K.; Wentworth T. R.; White, P. S. (1998): A Flexible, Multipurpose Method for Recording Vegetation Composition and Structure. – Castanea **68**: 262–274.

Poschlod, P.; Meindl C.; Sliva, J.; Herkommer, U.; Jäger, M.; Schuckert, U.; Seemann, A.; Ullmann, A.; Wallner, T. (2007): Natural Revegetation and

Restoration of Drained and Cut-over Raised Bogs in Southern Germany – a Comparative Analysis of Four Long-term Monitoring Studies. – Global Environmental Research **11**: 205–216.

Price, J.; Rochefort, L.; Quinty, F. (1998): Energy and moisture considerations on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover an *Sphagnum* regeneration. – Ecological Engineering **10**: 293–312.

R Core Team (2017): R: A Language and Environment for Statistical Computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Robroek, B. J. M.; van Ruijven, J.; Schouten, M. G. C.; Breeuwer, A.; Crushell, P. H.; Berendse, F.; Limpens, J. (2009): *Sphagnum* re-introduction in degraded peatlands: The effects of aggregation, species identity and water table. – Basic and Applied Ecology **10**: 697–706.

Tichy L.; Holt J. (2006): JUICE Program for management, analysis and classification of ecological data. – Czech Republic.

Turboveg 2.0 Hennekens; Schamminee (2001).

Succow, M.; Joosten, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. – 2. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Wolters, M.; Garbutt, A.; Bakker, J. P. (2005): Saltmarsh restoration: evaluating the success of deembankments in north-west Europe. – Biological Conservation **123**: 249-268.

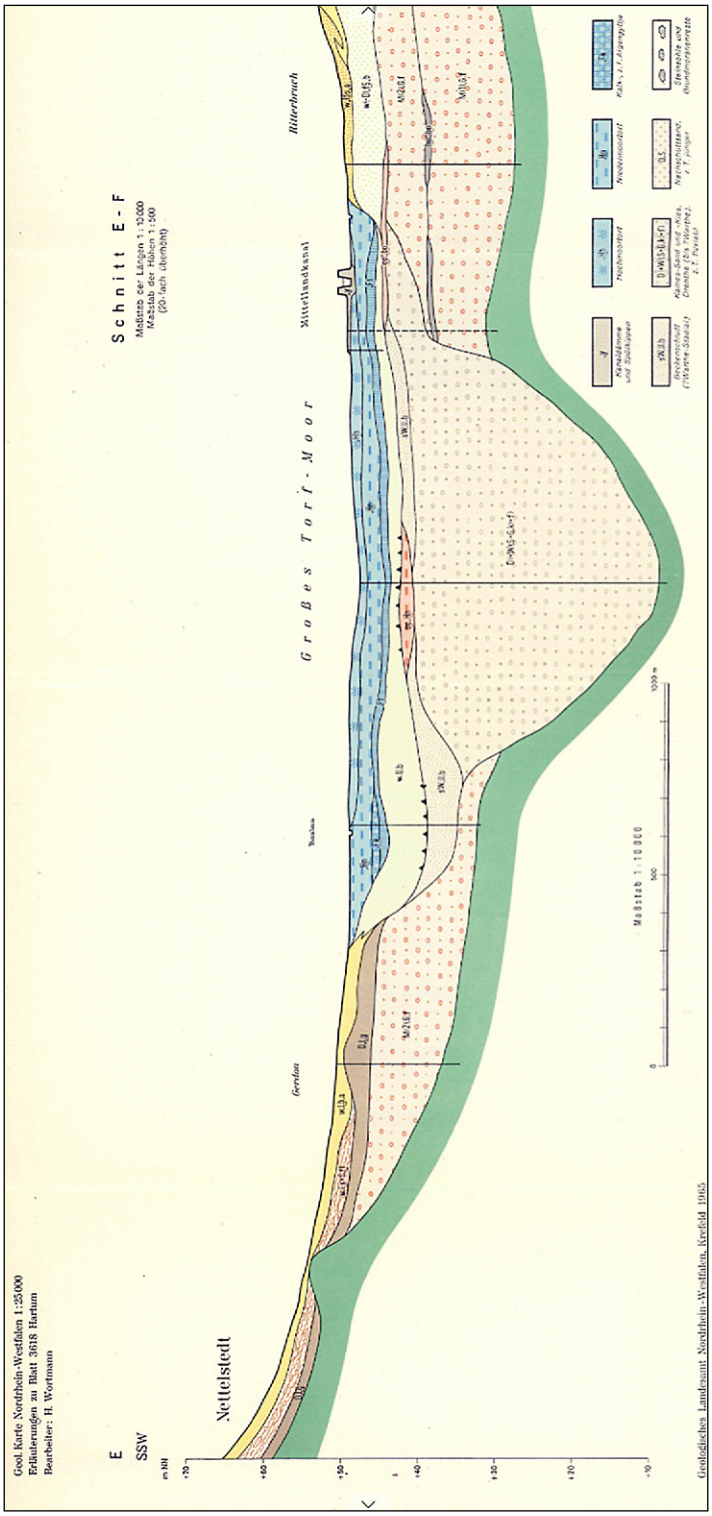
Internetquellen

Biotopkataster der schutzwürdigen Biotope NRW, BK-3618-0014 NSG Großes Torfmoor (7660100), Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW): *nsg.naturschutzinformationen.nrw.de/nsg/de/fachinfo/gebiete/gesamt/MI_035*
letzter Zugriff 10.01.2017

LANUV NRW – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2011): Mahdgutübertragung (Frisch- bzw. Grünmulchverfahren, Selbstbegrünung mit Nachhilfe): *mahdgut.naturschutzinformationen.nrw.de/mahdgut/de/fachinfo/methoden/auftrag*
Letzter Zugriff: 10.01.2017

Richtlinie 92/43/EWG, des Rates, zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie) 21. Mai 1992:
eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:DE:PDF
Letzter Zugriff: 10.01.2017

Anhang



Anhang 1: *Querschnittskarte: Großes Torfmoor*

Der Naturschutzgedanke kommt auf

Die Jahre 1970-1974 bewirken die entscheidende Wende für das Moor. In dieser spannenden Zeit entwickelt sich durch die Überzeugungsarbeit der Naturschützer der Wunsch, das Große Torfmoor als Naturschutzgebiet zu erhalten und wieder herzustellen. Einzelne Stationen sollen hier beispielhaft genannt werden; im Anhang sind einige interessante Zeitungsartikel aus dieser Zeit kopiert.

1969/1970
Eine im Moor beabsichtigte Klärschlammablagerung durch die Stadt Lübbecke führt zu ersten Naturschutzüberlegungen. Die Klärschlammablagerung kann abgewendet werden.

April 1971
Der Landesbeauftragte für Naturschutz Zimmermann legt die Abgrenzung des Naturschutzgebietes bei einem Ortstermin im Gelände fest.

Mai 1971
Die *Landschaftsschutzkommission** entwickelt die Vision einer Erholungslandschaft mit Gaststätten, Ferienhäusern am Moorrand, großzügigen Moorseen, Zelt-/Campingplatz.

Der Name *Großes Torfmoor*, der ursprünglich für das Gesamtmoor zwischen Lübbecke und Minden gilt, wird für das geplante Naturschutzgebiet vereinbart.

Juli 1971
Die Finanzierung des Naturschutzprojektes steht: Das Land NRW finanziert den Ankauf der Moorflächen und wird Grundstückseigentümer. Die Anlage der Wege, Parkplätze, Beschilderungen bezahlen Land und Kreise gemeinsam.

Die Kreise Minden und Lübbecke übernehmen zusätzlich die Moorpflege und die Unterhaltung der Wanderwege und Parkplätze.

1971–1974
Der sogenannte „Landschaftsplan“ von Brinkschmidt/Amt für Landespflege wird erarbeitet. Er beschreibt die Naturschutzziele und die erforderlichen Maßnahmen und bildet die entscheidende fachliche Grundlage für die Naturschutzausweisung und die Beantragung von Zuschüssen beim Land (siehe auch Karte im Anhang).

August 1979
Die Naturschützer Deppe und Ziegler werben noch einmal für die bevorstehende Naturschutzausweisung, z. B. mit dem Hinweis auf 27 ausgestorbene Vogel- und 100 bedrohte Pflanzenarten.

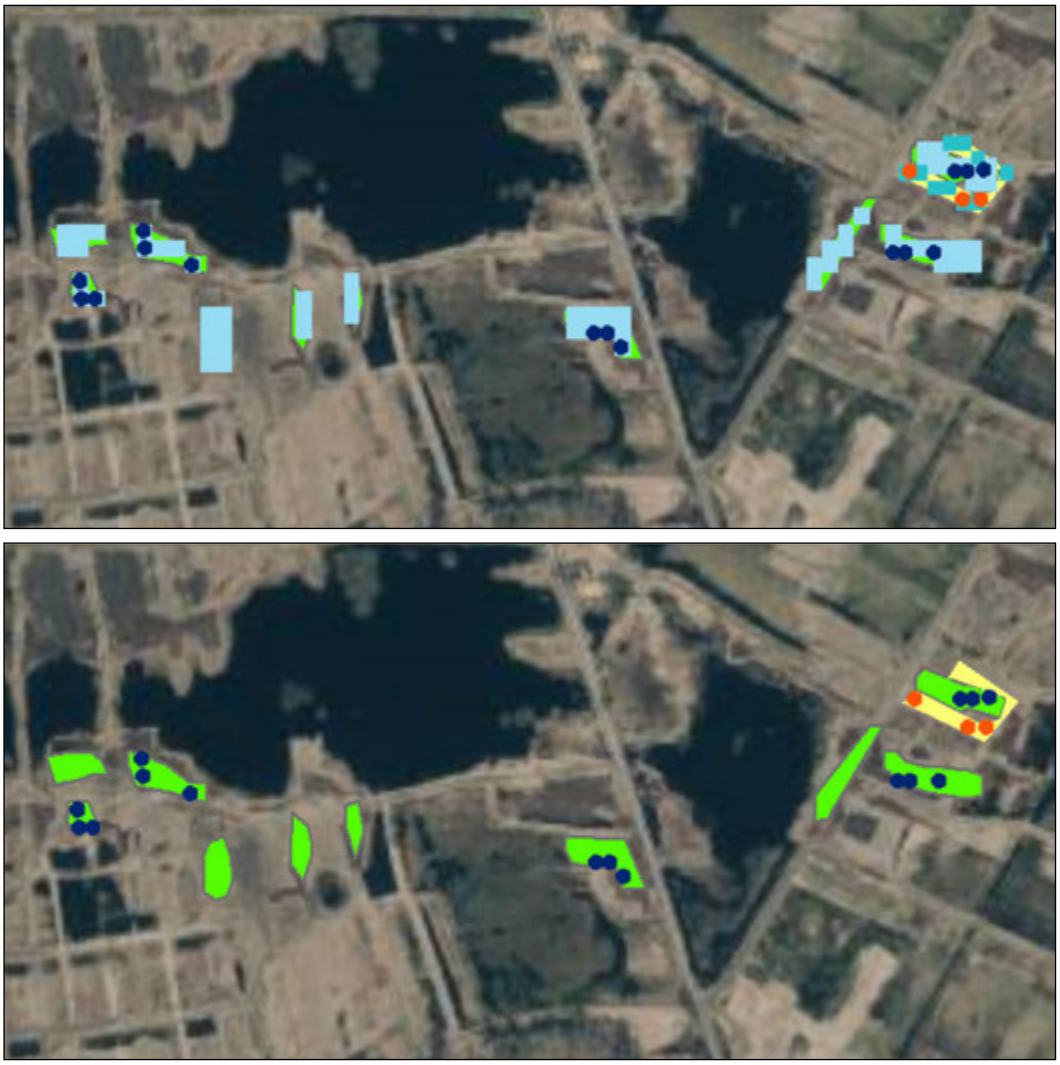
Dezember 1980
Mit dem 1. Landschaftsplan NRWs „Bastauniederung-Wickriede“ wird das Große Torfmoor Naturschutzgebiet.

** Landschaftsschutzkommission: Ein im Altkreis Lübbecke gebildetes Gremium, bestehend aus Kreistagsabgeordneten, dem Vorsitzenden des Landschaftsbeirates und Mitarbeitern der Kreisverwaltung, das bis Mitte der 90er Jahre im Kreis Minden-Lübbecke noch weiter bestanden hat.*

11

Anhang 2: *Chronik der Schutzgebietsausweisung*

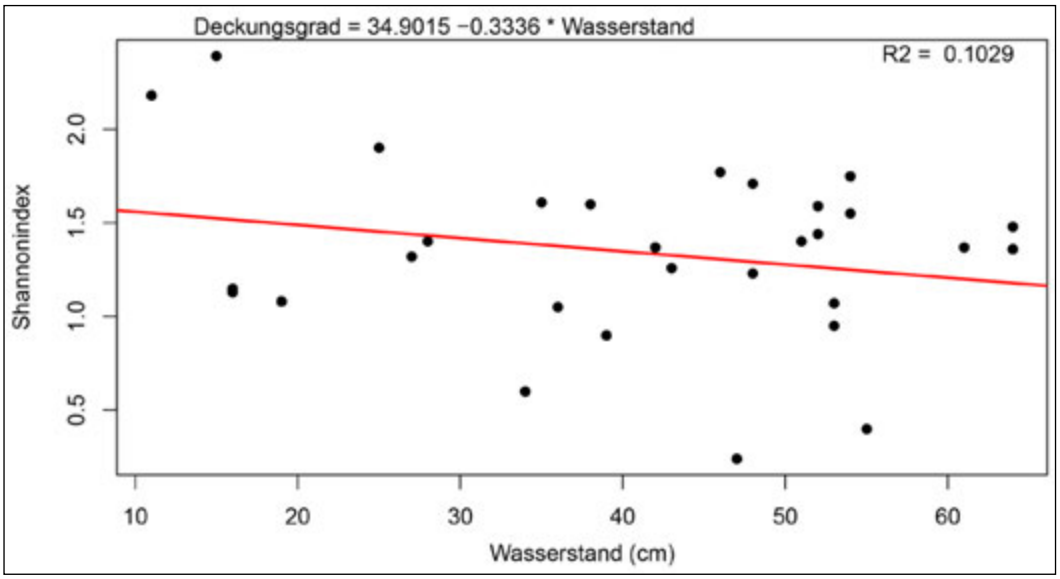
Anhang 3: *Übersichtskarte Versuchsflächen der Mahdgutübertragung im NSG Großes Torfmoor*



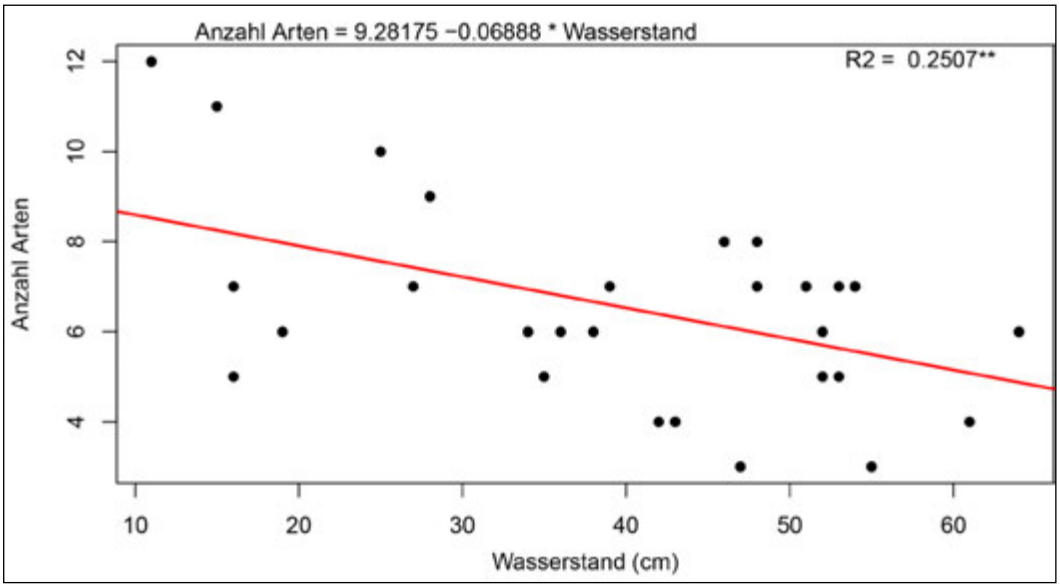
Anhang 4: *Rasterdarstellung*

Anhang 5: *Beispiel Versuchsflächen*

Anhang 6: *Mehrjährige Vegetation*



Anhang 7: *Regression: Shannonindex ~ Wasserstand*



Anhang 8: *Regression: Gesamtartenzahl ~ Wasserstand*

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte des Naturwissenschaftlichen Verein für Bielefeld und Umgegend

Jahr/Year: 2019

Band/Volume: 56

Autor(en)/Author(s): Engelhardt Felix, Esplör Dirk, Manthey Michael

Artikel/Article: Erfolgskontrolle einer Mahdgutübertragung im NSG „Großes Torfmoor“ (Kreis Minden-Lübbecke) 30-59