

WESTFÄLISCHE
WILHELMS-UNIVERSITÄT
MÜNSTER



Forschungsprojekt Evaluation der Hochmoorrenaturierung in Süd-Niedersachsen

Projektbericht



Eva Rosinski & Claudia Tillmann

Betreuer: Dr. Birgit Sieg, Dr. Till Kleinebecker, Prof. Dr. Norbert Hölzel

SS 2010 - WS 2010/2011

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
1 Einleitung.....	2
2 Untersuchungsgebiet und Untersuchungsdesign	4
2.1 Der Untersuchungsraum Diepholzer Moorniederung	4
2.2 Die untersuchten Moore	4
2.3 Untersuchungsdesign	6
3 Komponente Vegetation	7
3.1 Methoden	8
3.2 Ergebnisse.....	10
3.2.1 Bestandsaufnahme.....	10
3.2.2 Gradientenanalyse	12
3.2.3 Zeitliche Entwicklung.....	14
3.2.4 Einfluss der landwirtschaftlichen Vornutzung.....	15
3.2.5 Polder	16
3.3 Diskussion.....	16
3.3.1 Status der Flächen nach 30 Jahren Wiedervernässung.....	16
3.3.2 Zeitliche Entwicklung.....	17
3.3.3 Nutzungsgeschichte der Flächen	17
3.4 Methodenkritik und Ausblick	18
3.4.1 Modifizierung des Versuchsdesigns	18
3.4.2 Zeitefficiente Erfassung der Polder.....	18
4 Abiotische Parameter	20
4.1 Komponente Wasser.....	20
4.1.1 Wasserregime	20
4.1.1.1 Methoden.....	20
4.1.1.2 Ergebnisse	21
4.1.1.3 Diskussion	24
4.1.1.4 Methodenkritik	25
4.1.2 Wasserchemie.....	26
4.1.2.1 CO ₂	26
4.1.2.1.1 Methoden	26
4.1.2.1.2 Ergebnisse	27
4.1.2.1.3 Methodenkritik	28
4.1.2.2 pH-Wert und Leitfähigkeit von Haft- und Torkörperwasser.....	29
4.1.2.2.1 Methoden	29
4.1.2.2.2 Ergebnisse	29
4.1.2.2.3 Diskussion und Methodenkritik	29
4.1.2.3 Ammonium(NH ₄ ⁺)- und Nitrat(NO ₃ ⁻)-Gehalte des Wassers	30
4.1.2.3.1 Methoden	30
4.1.2.3.2 Ergebnisse und Diskussion	30
4.2 Komponente Torf	31
4.2.1 Nährstoffgehalte im Torf	31
4.2.1.1 Methoden.....	31
4.2.1.2 Ergebnisse und Diskussion.....	32
4.2.1.3 Methodenkritik	32
4.2.2 Physikalische Parameter: Torfmächtigkeit und Rohdichte	33
4.2.2.1 Methoden.....	33
4.2.2.2 Ergebnisse und Diskussion.....	33
4.3 Einfluss von landwirtschaftlicher Vornutzung und des Wiedervernässungs-Alters auf die abiotischen Parameter.....	34

4.3.1	Landwirtschaftliche Vornutzung	34
4.3.1.1	Ergebnisse	34
4.3.1.2	Diskussion	35
4.3.2	Alter nach der Wiedervernässung.....	35
4.3.2.1	Ergebnisse	35
4.3.2.2	Diskussion	36
4.3.3	Ausblick.....	36
5	Charakteristische Umweltbedingungen in den Vegetationsbeständen.....	37
5.1	Ergebnisse.....	37
5.2	Diskussion und Ausblick.....	38
6	Ausblick auf weitere Untersuchungen.....	39
6.1	Forschungsprojekt: Indikatoren für Wasserregime und Nährstoffe	39
6.2	Abschlussarbeiten zum Thema Hochmoorrenaturierung.....	39
7	Literatur.....	40
8	Dank.....	44
9	Anhang	45

Zusammenfassung

Da in Niedersachsen in den nächsten Jahrzehnten etwa 30000 ha abgetorfte ehemalige Hochmoorflächen in die Wiedervernässung gehen, besteht großer Bedarf, die Renaturierungspraxis zu optimieren. Diese im kleineren räumlichen Rahmen angelegte Vorstudie im Süden Niedersachsens hat zum Ziel, begünstigende und hemmende Faktoren für die Regenerierung von Hochmooren sowie einfach anwendbare Indikatoren für eine erfolgreiche Renaturierung zu identifizieren und so großräumigere Untersuchungen in Nordwest-Deutschland vorzubereiten. Darüber hinaus sollen erste Eindrücke von der Entwicklung der Flächen im Laufe der Regeneration sowie von dem derzeitigen ökologischen Status der Flächen nach über 30 Jahren Wiedervernässung gesammelt werden. Hierzu wurden auf Flächen unterschiedlichen Alters sowie mit und ohne landwirtschaftlicher Vornutzung vor dem Torfabbau in vier Hochmoorkomplexen der Diepholzer Moorniederung Untersuchungen an der Vegetation, dem Wasserhaushalt sowie dem Torfsubstrat durchgeführt.

Innerhalb von 30 Jahren konnte sich vor allem die Zielart *Eriophorum vaginatum* (Scheiden-Wollgras) flächendeckend ansiedeln. Es konnten sich aber längst nicht alle wünschenswerten Zielarten einfinden; so wurden etwa *Andromeda polifolia* (Rosmarinheide) oder Bulttorfmoose wie *Sphagnum papillosum* nur lokal in den älteren untersuchten Flächen vorgefunden. Auf diesen ältesten wiedervernässten Flächen stellt die Verbirkung ein langfristiges Managementproblem für die lichtbedürftigen Hochmoorarten dar. Nur auf Flächen mit ausreichend hohem Wasserstand und nicht allzu dicht stehenden *Eriophorum*-Bulten konnten bis zu 30 cm mächtige von Sphagnen gebildete organische Auflagen festgestellt werden, die als beginnende Torfneubildung eingestuft werden können.

Die untersuchten Flächen ließen sich fünf Vegetationstypen/-formationen zuordnen: Feuchtheide-Bestände, Bestände von *Juncus effusus* (Flatter-Binse), von *Molinia caerulea* (Pfeifengras) sowie von *Eriophorum vaginatum*, von denen sich gut entwickelte, torfmoosreiche Bestände als Zielbestände abgrenzen ließen. Auf die floristische Differenzierung der Bestände wirkten vor allem die landwirtschaftliche Vornutzung und die Wasserstände ein. Bei den als landwirtschaftlich vorgenutzt eingeordneten Flächen war *Juncus effusus* eine Indikatorart. War *Eriophorum vaginatum* zu finden, so war davon auszugehen, dass es keine Vornutzung gab. Bei Flächen unterschiedlichen Alters waren die floristischen Unterschiede nicht so deutlich, vielmehr fand im Laufe der Entwicklung der Flächen allmählich eine Ablösung von Pionierarten statt.

Die vor dem Torfabbau landwirtschaftlich genutzten Flächen wiesen im Vergleich zu den nicht vorgenutzten Flächen signifikant höhere Gehalte pflanzenverfügbaren Phosphors und Kaliums auf. Sie zeigten außerdem mit einem engeren C/N-Verhältnissen eine stärkere Zersetzung des Torfs, welche bei aeroben Bedingungen und somit nicht optimalen Wasserständen einsetzt. Von jüngeren hin zu den ältesten wiedervernässten Flächen wurde das C/N-Verhältnis enger und der Aschegehalt nahm zu; Zersetzungsprozesse konnten auf älteren Flächen schon länger wirken. Die anzustrebende hochmoorähnliche Vegetation aus torfmoosreichen Wollgras-Beständen trat auf Flächen mit niedrigen Gehalten an pflanzenverfügbaren Nährstoffen und konstant hohen Wasserständen auf. Letzteres wurde durch zahlreiche abiotische Parameter wie etwa durch das C/N-Verhältnis oder den Aschegehalt des Torfes indiziert, die bei den Zielbeständen auf eine geringe Torfmineralisation durch anaerobe Bedingungen und damit ausreichend hohen Wasserstand hinwiesen.

Ab dem Sommer 2011 werden räumlich und fachlich ausgeweitete Untersuchungen, die auf den Erfahrungen in dieser Vorstudie aufbauen, im Rahmen von einem Forschungsprojekt sowie mehreren Abschlussarbeiten stattfinden.

1 Einleitung

Mit einer Fläche von 250000 ha ist Niedersachsen das hochmoorreichste Bundesland (GROSSE-BRAUCKMANN 1997). Von dieser Fläche können inzwischen jedoch nur etwa 3 % als naturnahe Hochmoore bezeichnet werden (NLWKN 2006). Ab dem 17. Jahrhundert erfolgte die Nutzbarmachung der damals noch weitgehend intakten Hochmoore als Siedlungsraum, zur Nahrungsmittelherstellung und zur Energieversorgung. Diese Entwicklung wurde, wie etwa durch den Emslandplan, staatlich gefördert. In den 1970ern wurden zwei Drittel der Hochmoorflächen Niedersachsens land- oder forstwirtschaftlich genutzt, während auf 30000 ha Torfabbau betrieben wurde (NMELF 1981). Der inzwischen industriell betriebene Torfabbau sollte in der folgenden Zeit auch auf die verbliebenen Hochmoorreste ausgeweitet werden, sodass ein Konflikt zwischen dem Naturschutz und der Torfindustrie entstand (NLWKN 2006). Im Kontext der 1971 beschlossenen Ramsar-Konvention, dem Übereinkommen über Feuchtgebiete als Lebensraum für Wasser- und Watvögel, rückte der Naturschutz in den Fokus von Gesellschaft und Politik. So erfolgte der Schutz der Moore in den 1970er Jahren hauptsächlich aus naturschutzfachlichen Gründen (NMELF 1981). Moore sind Lebensraum seltener Tier- und Pflanzenarten, die sich aufgrund der extremen abiotischen Bedingungen hochspezialisiert haben. Moorrandsbereiche stellen mit Kleingewässern, Verbuschungsstadien und trockeneren Heidestandorten geeignete Habitate für gefährdete Wirbellose, Amphibien und Reptilien dar; von den eingeleiteten Renaturierungsmaßnahmen profitiert jedoch vor allem die Avifauna wie etwa Kranich oder Bekassine (NLWKN 2006).

In jüngerer Zeit hat im Rahmen des Klimaschutzes die Funktion der Moore als Kohlenstoffsenke an Bedeutung gewonnen. Im intakten Zustand sind Moore Akkumulationsökosysteme; sie sind Senken für Nährstoffe, die in der weitgehend unzersetzten Torfsubstanz gespeichert werden. Beim Kohlenstoff (C) sind dies in Hochmooren jährlich bis zu 0,2-0,3 t C pro Hektar (GORHAM 1991). Degenerierte Moore können diese Funktion nicht mehr erfüllen – im Gegenteil, in diesem Zustand entwickeln sie sich von C-Senken zu -quellen, weil durch stärkere Durchlüftung im Torf festgelegte organische Substanz besser mineralisiert werden kann. Degenerierte Moore sowie Moorböden unter Acker- oder Grünlandnutzung setzen jährlich etwa 3-4 t C pro Hektar frei (HÖPER 2007). Nach industriellem Torfabbau sollte das primäre Ziel der Hochmoorenrenaturierung daher die Wiederherstellung torfbildender Prozesse sein (PFADENHAUER & KLÖTZLI 1996).

Der Grundstein zum Erreichen dieses Ziels wurde mit dem Niedersächsischen Bodenabbaugesetz aus dem Jahr 1972 und dem 1981 folgenden Niedersächsischen Moorschutzprogramm gelegt, indem der Wiedervernässung abgetorfter Moore Vorrang vor land- oder forstwirtschaftlicher Folgenutzung gegeben wurde. Andernfalls wäre nur auf etwa 2000 ha der damals abgetorften Flächen als Folgenutzung die Hochmoorregeneration eingeleitet worden, so jedoch wurden bis zum Jahr 2006 auf etwa 11000 ha Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt (NLWKN 2006), weitere 30000 ha stehen in den nächsten Jahrzehnten an (SCHMATZLER & SCHMATZLER 2010).

Es besteht daher großer Handlungsbedarf, hemmende sowie förderliche Faktoren zur Herstellung torfbildender Prozesse zu identifizieren, um die Renaturierungspraxis zu optimieren. Da Vegetation, Wasser und Torf enge Wechselbeziehungen aufweisen, sollten Untersuchungen alle drei Komponenten einbeziehen. Es besteht zudem Bedarf an entsprechenden praktikablen und kostengünstigen Methoden, um standörtliche Schlüssel-Parameter zu erfassen.

Bisherige Untersuchungen wiedervernässter industriell abgetorfter Flächen stellen zudem oft nur eine kurzfristige Erfolgskontrolle der eingeleiteten Maßnahmen dar (NIEMEYER 1982, EIGNER & SCHMATZLER 1991, NICK et al. 2001). Die Wiederherstellung eines selbstregulierenden Hochmoores ist jedoch ein langwieriger Prozess. In diesem Projekt sollen daher Erkenntnisse über die langfristige Entwicklung der Flächen und die zugrundeliegenden Faktoren gewonnen werden.

Bisherige Untersuchungen beschränken sich außerdem meist auf einzelne Moore (z.B. EGGELESMANN & KLOSE 1982, BRAUN 1986, NICK et al. 2001) und verbleiben somit auf der lokalen Betrachtungsskala. Diese Studie wird auf regionaler Skala erfolgen und mehrere räumlich getrennte Moorkomplexe in die Untersuchungen einbeziehen.

Ein aktuelles und noch unerforschtes Problem stellt zudem die flächenhafte Ausbreitung von *Juncus effusus* auf vor Torfabbau landwirtschaftlich genutzten Flächen dar. Diese Entwicklung ist floristisch im Hinblick auf die gewünschte Zielartenausstattung mit hochmoortypischen Arten, faunistisch hinsichtlich der

Strukturarmut und wahrscheinlich auch wegen Verfehlung des Ziels einer Wiederbelebung des Torfwachstums als problematisch zu bewerten. Zudem sind die durch die Wiedervernässung ausgelösten Methanemissionen von *Juncus effusus* im Vergleich zu hochmoortypischer Vegetation leicht erhöht (STRÖM et al. 2005) und somit ungünstiger für den Klimaschutz. Da die zukünftig noch abbaubaren Torfreserven alle unter landwirtschaftlich genutzten Flächen liegen (SCHMATZLER 2006), kann ein besseres Verständnis über die zugrundeliegenden Faktoren helfen, die Renaturierung auf diesen Flächen zu optimieren.

Übergeordnetes Ziel dieses Forschungsprojekts ist die Evaluierung des Hochmoor-Renaturierungserfolgs, um Maßnahmen bei zukünftig noch zu vernässenden Flächen zu optimieren. Im Rahmen dieses Forschungsprojektes sollen zunächst im kleineren räumlichen Rahmen begünstigende und hemmende Faktoren für die Regenerierung von Hochmooren sowie einfach anwendbare Indikatoren für eine erfolgreiche Renaturierung identifiziert werden. Es dient als Vorstudie, um nachgeschaltete großräumigere Untersuchungen in Nordwest-Deutschland vorzubereiten.

Das Forschungsprojekt soll folgende Fragestellungen klären: (1) Wie unterscheiden sich renaturierte Hochmoorflächen unterschiedlichen Alters nach der Wiedervernässung hinsichtlich der Vegetation sowie physikalischer und chemischer Parameter? (2) Wie unterscheiden sich wiedervernässte Hochmoorflächen mit landwirtschaftlicher Vornutzung von denen ohne landwirtschaftliche Vornutzung hinsichtlich der Vegetation sowie physikalischer und chemischer Parameter? (3) Gibt es Indikatoren für den Renaturierungserfolg? (4) Welche standörtlichen Voraussetzungen begünstigen oder behindern die Regeneration? (5) Welche Methoden sind zur Erfassung der Geländeparameter am praktikabelsten, zuverlässigsten und kostengünstigsten für weitere großräumigere Analysen im Rahmen zukünftiger Abschlussarbeiten und Forschungsprojekte?

2 Untersuchungsgebiet und Untersuchungsdesign

2.1 Der Untersuchungsraum Diepholzer Moorniederung

Das Untersuchungsgebiet ist die im Süden Niedersachsens an der Grenze zu Nordrhein-Westfalen liegende Diepholzer Moorniederung (Abb. 2). Sie gehört zwar nicht zu den größten Moorkomplexen Niedersachsens, zeichnet sich jedoch durch ihre hohe Vernetzung mehrerer kleinerer Hoch- und Niedermoorkomplexe aus (NIEMEYER 2004). Die Hochmoore in der Diepholzer Moorniederung gehören zu den ältesten und am weitesten fortgeschrittenen Renaturierungsflächen (SCHMATZLER & HOYER 1994, SCHMATZLER & SCHMATZLER 2010). Vor allem für die Vogelwelt nimmt die Region als Rast-, Durchzugs- und Überwinterungsgebiet inzwischen eine herausragende Stellung ein; die Moorniederung ist ein Feuchtgebiet internationaler Bedeutung gemäß Ramsar-Konvention und SPA-Gebiet gemäß EU-Vogelschutzrichtlinie. Darüber hinaus sind weite Teile als FFH-Gebiet gemäß EU-Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie gemeldet.

Aus administrativer Sicht gehört der größte Teil der Diepholzer Moorniederung zum Landkreis Diepholz, untergeordnet sind auch die Landkreise Vechta, Osnabrück sowie Nienburg beteiligt. Naturräumlich gesehen gehört die Diepholzer Moorniederung zum Nordwestdeutschen Tiefland und innerhalb dieser Region zur Dümmer-Geestniederung (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1959). Südlich schließt sich der Höhenzug des Wiehengebirges an, im Osten grenzt die Diepholzer Moorniederung an den Fuß der Dammer Berge, nördlich schließen sich die Grundmoränenplatten der Ems-Hunte-Geest an und im Osten verläuft schließlich das Tal der Mittelweser (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1959).

Die Hochmoore der Diepholzer Moorniederung entstanden nach der Saale-Eiszeit. Durch hohe Grundwasserstände konnten sich auf den Talsandflächen, die zum großen Teil dem Leine-Weser-Ems-Urstromtal angehören, Moore bilden (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1959, BfN 2010). Einzige Erhebungen in dem sonst ebenen Niederungsgebiet sind Endmoränenzüge wie etwa der Kellenberg.

Das Klima des Gebiets ist subatlantisch geprägt, es liegt an der Grenze zum eutlantischen Raum (MÜLLER-WILLE 1966). Die mittlere Jahresschnittstemperatur beträgt etwa 9°C, die Winter sind mit etwa 1°C im Dezember relativ mild, im Sommer erreichen die Temperaturen etwa 17°C (Abb. 1). Die Niederschläge betragen knapp 700 mm im Jahr, sie nehmen von Osten nach Westen hin leicht zu (Abb. 1, MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1959). Der niederschlagsreichste Monat ist der Juni mit etwa 70 mm, im Februar fällt mit etwa 40 mm der geringste Niederschlag (Abb. 1).

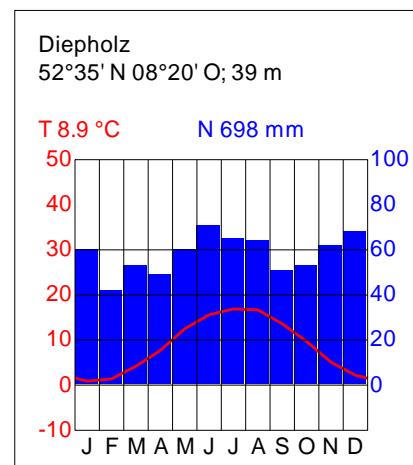


Abb. 1: Klimadiagramm der Station Diepholz (Messperiode 1961-1990, Daten entnommen aus DWD 2006, 2007).

2.2 Die untersuchten Moore

Die Untersuchungen in der Diepholzer Moorniederung fanden in folgenden vier Moorkomplexen statt: Das 4250 ha große **Campemoor** liegt südwestlich des Dümmer zwischen den Städten Damme, Vörden und Hunteburg (Abb. 2). Nach SCHNEEKLOTH & SCHNEIDER (1972) (Moor Nr. 243 E) betrug die Hochmoormächtigkeit 2-4 m, stellenweise sogar 5,1 m, wobei bis zu 2,4 m Weißtorf anstanden. Im Südwestviertel ist das Campemoor wurzelecht, d.h. das Hochmoor entstand direkt auf dem mineralischen Untergrund ohne vorgeschaltete Niedermoorbildung. Der industrielle Torfabbau im Campemoor soll bereits um 1910 begonnen haben; die Abbauflächen sind zum großen Teil landwirtschaftlich vorgenutzt (SCHMATZLER & SCHMATZLER 2010). Die Untersuchungsflächen liegen im südwestlichen Kalkrieser Moor und südöstlichen Venner Moor. Der Teilbereich „Venner Moor“ ist Naturschutzgebiet.

Südwestlich des Höhenzuges Kellenberg liegt das etwa 1700 ha große **Rehdener Geestmoor** zwischen Wagenfeld und Rehden (Abb. 2). Über Birkenbruchwaldtorf folgt Schwarztorf (1-2 m) und Weißtorf (1-1,5 m), stellenweise handelt es sich auch hier um ein wurzelechtes Hochmoor (SCHNEEKLOTH &

SCHNEIDER 1972). Der industrielle Torfabbau begann Mitte der 1950er Jahre und endete bereits 1995 (NIEMEYER 2011). Das Gebiet ist nun ganzheitlich als NSG geschützt.

Zwischen Wagenfeld und Varrel liegt das 1580 ha große **Neustädter Moor** (Abb. 2). Es gehört zum Wietingsmoor-Komplex und wird auch als Südliches Wietingsmoor (Moor Nr. 11 C, SCHNEEKLOTH & SCHNEIDER 1972) bezeichnet. Zuunterst liegt stellenweise 0,2-1,2 m Birkenbruchwald- und Seggentorf, darüber Schwarztorf (0,8-2 m) und maximal 2,5 m Weißturf (SCHNEEKLOTH & SCHNEIDER 1972). 1952 begann der erste industrielle Torfabbau, es wurde jedoch nur der Weißturf abgebaut (SCHMATZLER & SCHMATZLER 2010). Die Abbaufächen waren größtenteils vorentwässerte naturnahe Hochmoorflächen, in den Randbereichen existierten jedoch auch einige als Grünland kultivierte Flächen (SCHMATZLER & SCHMATZLER 2010). Wie auch im Rehdener Geestmoor ist der Torfabbau bereits beendet und das gesamte Gebiet als NSG ausgewiesen. Im Neustädter Moor liegen mit einem Alter von mehr als 30 Jahren nach der Wiedervernässung die ältesten Renaturierungsflächen der Diepholzer Moorniederung (NIEMEYER 2004).

Westlich von Uchte liegt das 5310 ha umfassende **Große Uchter Moor** (Abb. 2). Der industrielle Torfabbau begann im Jahr 1946. Laut SCHNEEKLOTH & SCHNEIDER (1970) stellt sich der Schichtaufbau folgendermaßen dar: Zuunterst liegt Seggen-Schilftorf, darüber folgt verbreitet Birken-(Erlen-) Bruchwaldtorf (bis 1,4 m), hier schließt sich *Cuspidata-Scheuchzeria*-Torf (einige Dezimeter) an, darüber folgt Schwarztorf (0,5-2,5 m), darüber Weißturf (1,5-2,5 m). Stellenweise ist das Hochmoor auch wurzelecht. Bei den Abbaufächen handelt es sich um vorentwässertes naturnahes Hochmoor mit einer Torfmächtigkeit von bis zu 6 m. Grünlandnutzung gab es dagegen nur in den Randbereichen (SCHMATZLER & SCHMATZLER 2010).

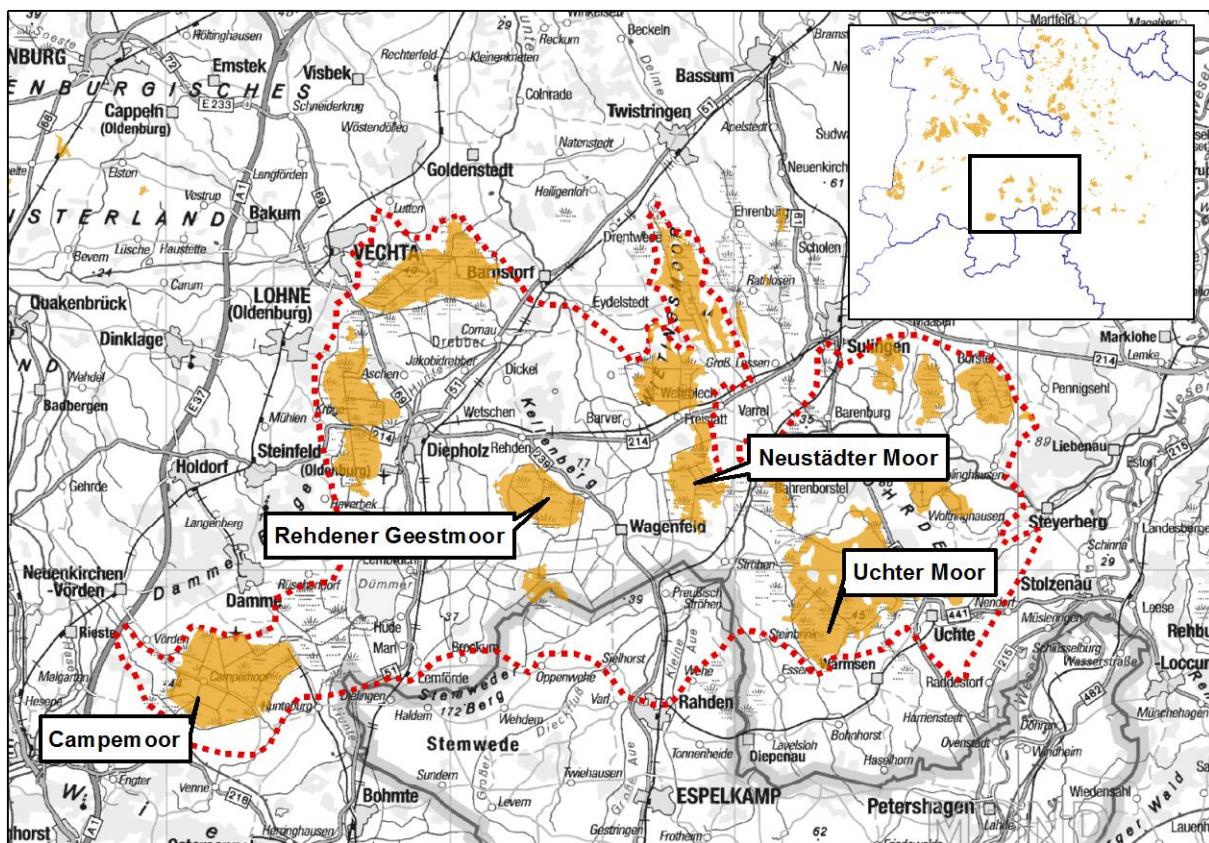


Abb. 2: Lage der Untersuchungsgebiete. Rot gestrichelt umrandet ist der Naturraum Diepholzer Moorniederung (nach BFN 2010, in Ocker die Abgrenzung der Hochmoore (≥ 30 cm Hochmoortorf) in Niedersachsen (verändert nach NU o.J. und LGN o.J.).

2.3 Untersuchungsdesign

Zur Beantwortung der Fragen wurden zur Wiedervernässung hergerichtete, oft mit Torfdämmen eingefasste Flächen (Polder) unterschiedlicher Altersklassen und Vornutzungen ausgewählt. In diesen Poldern wurden repräsentative und homogene Aufnahmeflächen eingerichtet.

Zur Auswahl geeigneter Flächen wurden Empfehlungen von Experten der Torfindustrie und des Naturschutzes eingeholt. Die Flächenauswahl erfolgte dann nach Vorbegehungen und Recherchen zum Alter und Vornutzungs-Status der Flächen. Darüber hinaus wurden Informationen über die Abbauhistorie und gegebenenfalls durchgeführte Pflegemaßnahmen eingeholt. Die einzelnen Kategorien wurden soweit wie möglich auf mehrere Hochmoorkomplexe verteilt.

Die Untersuchung umfasste insgesamt 29 Flächen (Abb. 3).

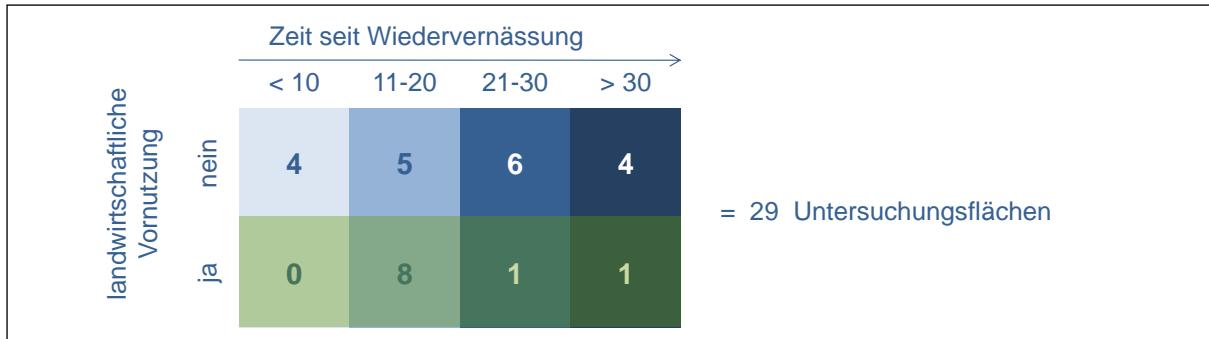


Abb. 3: Versuchsdesign und jeweilige Anzahl der untersuchten Flächen.

Da eine Vielzahl an Methoden erprobt wurde, werden im Folgenden die jeweiligen Methoden und zu diskutierenden Untersuchungsergebnisse in den Kapiteln 3 und 4 separat nach den Komponenten Vegetation, Wasser und Torf behandelt. Im Anschluss an diese getrennte Betrachtung erfolgt in Kapitel 5 die Zusammenführung, indem die Vegetation hinsichtlich der abiotischen Parameter betrachtet wird.

3 Komponente Vegetation

In jüngster Zeit ist die Renaturierung vor allem darauf ausgerichtet, das Torfwachstum zum Schutz des Klimas wiederzubeleben (Timmermann et al. 2009). Die Torfakkumulation wird einerseits von der Produktionsrate und andererseits von der Abbaurate sowie stofflicher Verluste durch den Abtransport gelöster und partikulärer Stoffe durch strömendes Wasser beeinflusst. Die Torfbildung erfolgt in Hochmooren vor allem durch Torfmoose (*Sphagnum* spp.). Innerhalb dieser Moosgruppe wird, bedingt durch ihre artspezifisch geringe Zersetzbarkeit und ihre höhere Wasserhaltekapazität, die maximale Akkumulationsrate von Torfmoosarten erreicht, die sich an die Standortverhältnisse auf Hochmoorbulten angepasst haben (Gaudig 2001). Zur Torfakkumulation ist daher die Ansiedlung von diesen Bult-torfmoosen erforderlich. Letztlich soll dadurch ein sich wieder selbstregulierendes System entstehen, wobei bis zur Erreichung dieses Zustandes mehrere Jahrhunderte vergehen können. Daher wird in der Regel die flächenhafte Ansiedlung einer hochmoortypischen und torfbildenden Vegetationsdecke als Indikator herangezogen, um die längerfristige Entwicklung schon jetzt abschätzen und bewerten zu können (Joosten 1992 zit. in Timmermann et al. 2009).

Feuchtheide- und Hochmoorbult-Gesellschaften sowie Übergangsmoor- und Schlenkengesellschaften gehören zu dieser torfbildenden Vegetation (u.a. Pott 1995). Begleiter der bultbildenden Sphagnen sind etwa *Vaccinium oxycoccus* (Moosbeere), *Andromeda polifolia* (Rosmarinheide) oder *Erica tetralix* (Glocken-Heide). Die meisten der spezialisierten hochmoortypischen Arten waren früher in Süd-Niedersachsen sehr häufig in den noch ausgedehnten Hochmoorlandschaften zu finden und sind heute nur noch in Resten vorhanden (Weber 1995). Viele dieser Arten sind inzwischen niedersachsen- und deutschlandweit gefährdet (s. Tab. 1). Zudem sind moorspezifische Gefäßpflanzen und Moose im Vergleich zu Arten anderer Lebensräume überdurchschnittlich gefährdet (Dierßen 1998).

Neben der Zeit nach der Wiedervernässung scheint die landwirtschaftliche Vornutzung vor Torfabbau bei der Entwicklung der Flächen eine wichtige Rolle zu spielen, denn auf derartig vorgenutzten Flächen tritt häufig eine flächenhafte Ausbreitung von *Juncus effusus* (Flatter-Binse) auf. Dies führt dazu, dass hochmoortypische Vegetation verdrängt wird oder sich deutlich schwerer etablieren kann.

Hinsichtlich der Komponente Vegetation wird folgenden Fragestellungen nachgegangen: (1) Bestandsaufnahme der renaturierten Flächen: Was ist innerhalb von mehr als 30 Jahren Renaturierungs-praxis möglich? (2) Wie unterscheiden sich Flächen unterschiedlichen Wiedervernässungs-Alters hinsicht-

Tab. 1: Gefährdungs- und Schutzstatus von Hochmoor-Zielarten. Gefährdungskategorien: * = nicht gefährdet, V = Vorwarnliste, 3 = gefährdet. Stand der Roten Listen (RL): Gefäßpflanzen und Moose in Deutschland (D) siehe Ludwig & Schnittler (1996), Gefäßpflanzen in Niedersachsen (ND) siehe Garve (2004), Moose in Niedersachsen siehe Kopferski (1999). Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV): § = besonders geschützt. Anhänge der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie: Anhang (Anh.) V = wirtschaftlich genutzte Arten, die unter eine kontrollierte Nutzung gestellt werden sollen.

	RL-Status D	RL-Status ND	BArtSchV	FFH-Richtlinie
Gefäßpflanzen	<i>Andromeda polifolia</i> (Rosmarinheide)	3	3	.
	<i>Drosera intermedia</i> (Mittlerer Sonnentau)	3	3	§
	<i>Drosera rotundifolia</i> (Rundblättriger Sonnentau)	3	3	§
	<i>Erica tetralix</i> (Glocken-Heide)	V	V	.
	<i>Eriophorum angustifolium</i> (Schmalblättriges Wollgras)	*	V	.
	<i>Eriophorum vaginatum</i> (Scheiden-Wollgras)	V	V	.
	<i>Narthecium ossifragum</i> (Beinbrech)	3	3	§
	<i>Rhynchospora alba</i> (Weißes Schnabelried)	3	3	.
	<i>Trichophorum cespitosum</i> (Rasenbinse)	3	3	.
	<i>Vaccinium oxycoccus</i> (Moosbeere)	3	3	.
Moose	<i>Vaccinium uliginosum</i> (Rauschbeere)	V	3	.
	<i>Aulacomnium palustre</i>	V	V	.
	<i>Cephalozia connivens</i>	V	V	.
	<i>Odontoschisma sphagni</i>	3	V	.
	<i>Polytrichum longisetum</i>	3	*	.
	<i>Sphagnum</i> spp.	artspezifisch	artspezifisch	§ Anh. V

lich der Vegetation? (3) Welchen Einfluss hat eine landwirtschaftliche Nutzung auf die Entwicklung der Flächen? (4) Wie lassen sich Polder für zukünftige Untersuchungen am zielführendsten erfassen? Im Anschluss an die abiotischen Standortparametern (Kapitel 4) wird in Kapitel 5 darauf eingegangen, welche abiotischen Bedingungen die Vegetations-Bestände auszeichnen, die sich besonders gut entwickelt haben.

3.1 Methoden

Die Vegetationsaufnahmeflächen wurden innerhalb der Polder möglichst so positioniert, dass einerseits ein ausreichender Abstand zum Rand des Polders gegeben war, um Randeffekte zu umgehen, sowie andererseits der Polder aber auch nicht allzu weit durchlaufen werden musste. So sollten Schäden an der Vegetation durch das notwendige mehrmalige Betreten der Flächen vermieden werden. Die Größe der Untersuchungsflächen dieses Forschungsprojektes betrug $2 \times 2 \text{ m}^2$. In Mooren hat sich eine solche Flächengröße bewährt (TRAXLER 1998). Einerseits können die Deckungsgrade präziser abgeschätzt werden, andererseits kann ein Betreten der Flächen selbst umgangen werden, indem die Aufnahmeflächen vom Rand aus untersucht werden können.

Die Aufnahmeflächen wurden als Dauerbeobachtungsflächen angelegt, um die Vegetation in einigen Jahren erneut erheben und so die weitere Vegetationsentwicklung dokumentieren zu können. Hierzu wurden die genauen Koordinaten jedes Dauerquadrats (DQs) in der Mitte der Fläche mit dem GPS-Gerät Garmin etrex eingemessen. Zusätzlich wurden die Flächen mit Rundblock-Dauermagneten vermarkt. Hierzu wurden in der am südwestlichsten gelegenen und der gegenüberliegenden Ecke zwei Magneten in einer Tiefe von 15–20 cm vergraben, die übrigen zwei Eckpunkte wurden mit je einem Magneten ausgestattet. Oberirdisch sichtbare Markierungen durch Tonkinstäbe mit Absperrband (siehe Abb. 4) wurden auf den meisten Flächen nur temporär zur Zeit der Vegetationsaufnahme angebracht.

Die Erfassung der Vegetation erfolgte von Juli bis August 2010. Damit in Zukunft auch schon kleinere Änderungen festgestellt werden können und zudem die DQs mit 4 m^2 gut überschaubar waren, fand die 13-stufige Schätzskala nach LONDO (1976) Verwendung. Die Deckungsgradklassen dieser Skala sind < 1 %, 1–3 %, 3–5 %, 5–15 %, 15–25 %, 25–35 %, 35–45 %, 45–55 %, 55–65 %, 65–75 %, 75–85 %, 85–95 % und 95–100 %. Neben den Gefäßpflanzen wurden auch alle Moose und Flechten erfasst. Zur besseren Abschätzung der Deckungsgrade wurden die Ecken des DQs jeweils mit Maßbändern verbunden und das ganze Quadrat mit einem weiteren Maßband halbiert (Abb. 4b). Von jeder DQ-Fläche wurden zwei Fotos gemacht (Abb. 4): (1) Aufnahme des SW-Viertelquadranten und (2) Aufnahme des gesamten DQs innerhalb des Polders. Als strukturelle Parameter wurden die durchschnittliche obere und maximale Vegetationshöhe, Höhe und Anteil der Bulte, Anteil des offenen Bodens, Gesamtdeckung der lebenden Vegetation sowie Anteil und Höhe der Streu erfasst. Zusätzlich wurden in jedem DQ noch



Abb. 4: Fotografische Dokumentation des DQ4. (a) Südwest-Viertelquadrant. (b) Überblick über das gesamte Dauerquadrat. Die optische Halbierung des DQs mittels Maßband ermöglicht eine bessere Abschätzung der Deckungsgrade der vorkommenden Arten. Im Hintergrund ist die durch Sodenstich bedingte Streifenstruktur gut zu erkennen.

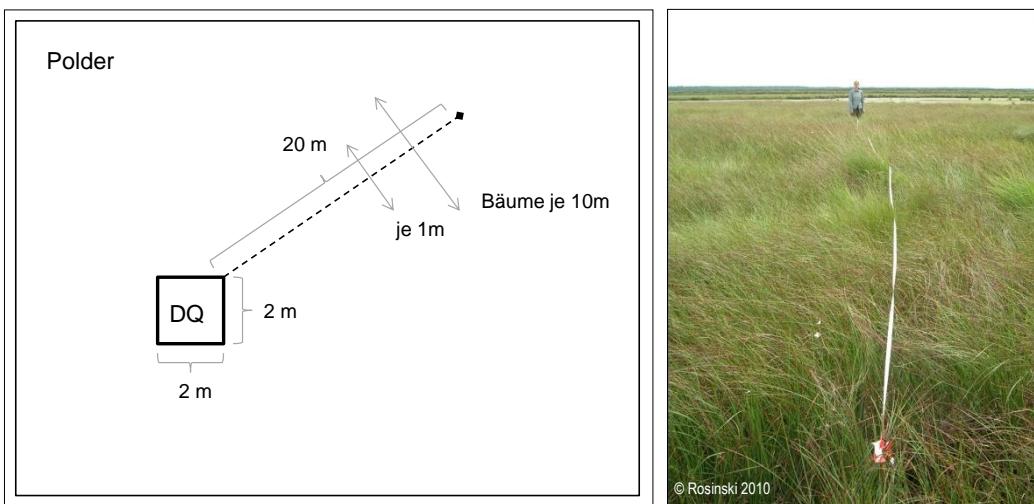


Abb. 5: Transekts. (a) Anlage eines Transekts in einem Polder. (b) Transekt von DQ22.

Standortparameter wie Wasserstand und Torfeigenschaften ermittelt. Die Methoden dazu sind in den Kapiteln 4.1.1.1 und 4.2.1.1 enthalten.

Um die mesoskalige Heterogenität der Polder, die teilweise durch den Torfabbau bedingt ist (Abb. 4b), zu berücksichtigen und damit auch mögliche Diasporenquellen von bestimmten Arten zu identifizieren, wurde zusätzlich zu den Vegetationsaufnahmen in jeden Polder jeweils ein Transekt gelegt (Abb. 5). Dazu wurden von einer Ecke des DQs über eine Distanz von 20 m jeweils 1 m links und rechts des Maßbandes Gefäßpflanzen erfasst. Bäume wurden auch in einem Abstand von 10 m noch berücksichtigt. Zu jeder Art wurden Häufigkeitsangaben gemacht (dominant, frequent, häufig, vereinzelt, selten; möglicher Zusatz: lokal). Die DQ-Ecke, die Startpunkt des Transekts war, sowie die Himmelsrichtung des Transekts wurden notiert.

Für die anschließende statistische Auswertung wurde die im Gelände angewendete Londo-Skala in mittlere Deckungsgrade transformiert. Für die Vegetationsaufnahmen wurden ungewichtete mittlere Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 2001, siehe Tab. A1, Tab. A2) berechnet, um auch Arten mit geringer Deckung (v.a. Moose und Flechten) ausreichend zu berücksichtigen.

Bei Korrelationen zwischen parametrischen Variablen (Test auf Normalverteilung mittels Shapiro-Wilk-Test für $n < 50$) wurde der Pearson-Korrelationskoeffizient berechnet, bei Korrelationen mit Beteiligung nicht-parametrischer Variablen wurde auf den Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten zurückgegriffen. Diese univariaten Berechnungen erfolgten mit SPSS Statistics 17.0.

Es wurde zudem eine indirekte Ordination durchgeführt. Hierbei werden die Vegetationsaufnahmen nach ihrer floristischen Ähnlichkeit im meist zweidimensionalen Raum angeordnet. Auf die durch die Vegetationsaufnahmen aufgespannten Ordinationsachsen werden dann die erhobenen Umweltvariablen projiziert. Über die Korrelation der Achsenwerte mit den Umweltvariablen kann eine Interpretation der zugrundeliegenden Umweltgradienten erfolgen. Kriterium zur Wahl des geeigneten Ordinationsverfahrens ist die Gradientenlänge; um diese zu ermitteln wurde eine DCA (Detrended Correspondence Analysis) durchgeführt. Es wurden zwei Ordinationen durchgeführt, bei denen die Vegetationsnahmen unterschiedlich klassifiziert wurden (Tab. 2). Das Detrending erfolgte durch 26 Segmente; auf eine Herabgewichtung seltener Arten wurde verzichtet, da seltene Arten bereits eliminiert wurden: In die Berechnungen wurden nur diejenigen Arten einbezogen, die in mindestens zwei Aufnahmeflächen vorkamen. Zudem wurden die Artmächtigkeiten wurzeltransformiert, um einen übermäßigen Einfluss von konkurrenzkräftigen Gefäßpflanzen mit hoher Deckung gegenüber den Moosen und Flechten zu vermeiden. Die Ordinationen wurden mit CANOCO für Windows 4.5 (TER BRAAK & ŠMILAUER 2002) berechnet.

Um zu prüfen, ob es für verschiedene Gruppen signifikante Indikatorarten gibt, wurde eine Indicator Species Analysis (ISA) mit dem Programm PC-ORD 5.0 (MCCUNE & GRACE 2002) durchgeführt. So

Tab. 2: Klassifizierung der Vegetationsaufnahmen. Die Klassifizierung der Vegetation erfolgte nach dominanten Pflanzenarten; Wollgrasflächen mit einer hohen Anzahl an Zielarten in der Artenausstattung des Polders wurden zudem als Zielbestände abgetrennt. Die Ausdrücke in den Klammern geben die oftmals verwendeten Abkürzungen der Kategorien wider.

Klassifizierung der Aufnahmen	
Vegetationstypen (Veg)	<i>Juncus-</i> (J), <i>Molinia</i> -Bestände (M), Feuchtheiden (FH), <i>Eriophorum</i> - (E), Zielbestände (Z)
Alter nach Wiedervernässung (A)	< 10 (1), 11-20 (2), 21-30 (3), > 30 Jahre (4)
Vornutzung (lwVorn)	mit Vornutzung (1), ohne Vornutzung (0)

wurde nach Arten gesucht, die vorhandene oder nicht vorhandene landwirtschaftliche Vornutzung anzeigen oder für bestimmte Altersstadien charakteristisch sind. Zur Berechnung des Indikatorwertes (indicator value = IV) einer Art wird die relative Abundanz mit der relativen Stetigkeit multipliziert (DUFRÈNE & LEGENDRE 1997). Der IV ist hoch, wenn diejenige Art sich innerhalb einer Gruppe eine deutlich höhere Abundanz aufweist als außerhalb dieser Gruppe und sich die Stetigkeit überwiegend auf diese Gruppe beschränkt (LEYER & WESCHE 2007). Mittels Permutationstest mit 4999 Permutationen wurde geprüft, ob der berechnete Wert signifikant ist (DUFRÈNE & LEGENDRE 1997).

3.2 Ergebnisse

3.2.1 Bestandsaufnahme

Die vier unterschiedlichen Vegetationstypen der DQ werden im Folgenden kurz anhand der Vegetationsaufnahmen charakterisiert (s. Tab. A3 sowie separate Fotodokumentation der DQs). ***Eriophorum*-Bestände** zeichneten sich durch eine Bult-Schlenken-Struktur aus (s. auch Tab. A4), wobei die Bulte mit zunehmendem Alter der Flächen immer näher zusammenwuchsen. Auf jüngeren Flächen wuchsen zunächst Schlenkentorfmoose, vor allem auf älteren Flächen kletterten die Torfmoose dann auch die Wollgras-Bulte empor. Durch ihr Wachstum hoben sich die Wollgras-Bulte immer weiter über den Moorwasserspiegel, besonders auf älteren, vergreisenden Bulten fand sich Jungwuchs beider Birkenarten, aber auch diverse Lebermoose und Blattmoose sowie trockenheitstolerantere Torfmoosarten. Diese älteren Flächen wurden bei entsprechender floristischer Ausstattung des Polders (Tab. A5) als Zielbestände bezeichnet, da sie einer Entwicklung hin zu einem sich selbst regulierenden Hochmoor am nächsten kamen. Die von ***Molinia*** dominierten Flächen wiesen kaum Torfmoose auf. In den Pfeifengras-Beständen gab es sowohl floristische Anklänge an die Wollgras-Bestände als auch an die nachfolgend beschriebenen Feuchtheiden. Die **Feuchtheiden** wurden durch die Ericaceen *Erica tetralix* und *Calluna vulgaris* (Besenheide) geprägt. Die Zwergräucher der untersuchten Flächen waren überaltert und dadurch relativ stark verholzt. In solchen Habitateinheiten waren auch Flechten der Gattung *Cladonia* vertreten, die in den Feuchtheiden ihren Schwerpunkt aufwiesen. Eine hohe Streudeckung zeichneten die ***Juncus*-dominierten Flächen** aus. Begleiter von *Juncus effusus* waren *Carex canescens* (Grau-Segge) und *Hydrocotyle vulgaris* (Wassernabel). Besonders auf den älteren Flächen war die Bestandesstruktur sehr einheitlich. Die anfängliche Horststruktur von gerade besiedelten Flächen war dort kaum noch zu erkennen und einem rasigen Erscheinungsbild gewichen, das sich unabhängig von ergriffenen Pflegemaßnahmen entwickelte (Tab. A7).

Insgesamt wurden in den Dauerquadraten 51 Arten gefunden, darunter 24 Gefäßpflanzen, 25 Moose und zwei Flechten der Gattung *Cladonia* (Tab. 3). Die Fläche mit der höchsten Artenzahl aller DQs war DQ19 mit 18 Arten. Diese von *Molinia* dominierte Fläche war verhältnismäßig trocken und bot mit verbliebenem Mulchmaterial von Pflegeeinsätzen ein zusätzliches Habitat für Kryptogamen. Die wenigsten Arten wurden auf zwei *Eriophorum*-Flächen (DQ25, DQ26) gefunden, wo zwischen den dichten jungen Bulten der dominanten Art nur noch *Sphagnum cuspidatum* zu finden war. Die Zielbestände wiesen im Mittel etwa zwölf Arten auf, besonders die Moose und Flechten waren verhältnismäßig zahlreich vertreten. Hinsichtlich der Zielartenausstattung gehörten diese DQs entsprechend zu den zielartenreichsten Flächen mit einer hohen Deckung dieser Arten. Besonders erwähnenswert ist das Auftreten von *Drosera rotundifolia* (Rundblättriger Sonnentau) (Tab. 4); diese auf Torfmoospolstern oder auf nacktem Torf wachsende Art

ist in Niedersachsen gefährdet und per BArtSchVO besonders geschützt. Die Anzahl der Torfbildner war mit vier verschiedenen Sphagnen-Arten, wovon jedoch nur *Sphagnum cuspidatum* auf der Vorwarnliste geführt ist, in den Zielbeständen am höchsten. Mit neun Zielarten traten in den *Eriophorum*-Beständen sowie in den *Molinia*-dominierten Beständen insgesamt mehr Zielarten als in den eigentlichen Zielbeständen auf. Die *Eriophorum*-Bestände unterschieden sich von diesen vor allem hinsichtlich der mittleren Gesamtarzenzahl: Es kamen nur halb so viele Arten vor, auch waren Moose und Flechten nicht übermäßig vertreten. Statt *Drosera rotundifolia* traten hier, besonders auf jungen Flächen, Massenbestände von der in Niedersachsen ebenfalls gefährdeten Art *Drosera intermedia* (Mittlerer Sonnentau) auf, die wie die gesamte Gattung gesetzlich geschützt ist. Feuchtheiden wiesen im Mittel die meisten Zielarten, diese traten mit deutlich geringer Deckung als in den zuvor beschriebenen Vegetationstypen auf. Auch bei den *Molinia*-Beständen bedeckten die Zielarten im Mittel nur etwa ein Drittel der DQ-Fläche; die mittlere Gesamtarzenzahl mit etwa zwölf Arten war in diesen Beständen am höchsten. Erwähnenswert ist das Vorkommen von *Sphagnum papillosum*, dieser Torfbildner des *Cymbifolia*-Torfs ist als einzige der vorgefundenen Sphagnen-Arten in Niedersachsen als gefährdet eingestuft. In den von *Juncus*-dominierten Flächen traten in einer DQ-Aufnahme höchstens neun verschiedene Arten auf, in allen anderen Typen war die maximale Artenausstattung größer. Im Mittel waren es nur etwa zwei Zielarten pro DQ, in der Hälfte der *Juncus*-Flächen zählte die Vorwarnlisten-Art *Sphagnum cuspidatum* dazu. Die Zielarten bedeckten durchschnittlich nur etwa ein Achtel der DQ-Fläche.

In den Transekten trat zusätzlich noch die Zielart *Vaccinium oxycoccus* auf, die in Niedersachsen als gefährdet eingestuft ist. Außerhalb der Transekte kam die ebenfalls gefährdete Art *Andromeda polifolia* vor.

Tab. 3: Bilanzierung der Aufnahmeflächen hinsichtlich der mittleren Artenzahlen, Zielartenzahlen und RL- Arten Niedersachsens (inkl. Vorwarnliste) sowie Deckungsgradsummen der Zielarten und Gesamtzahlen von Ziel- und RL-Arten in allen Aufnahmen eines Vegetationstyps. Abkürzungen der Vegetationstypen s. Tab. 2.

Vegetationstyp	alle n = 29	J n = 6	M n = 5	FH n = 2	E n = 11	Z n = 5
Gesamtarzenzahl (49)	8,3	6,5	11,8	10,5	5,9	11,6
Anzahl Gefäßpflanzen (24)	4,2	3,5	6,8	5,0	2,9	4,8
Anzahl Moose und Flechten (27)	4,2	3,0	5,0	5,5	3,0	6,8
Anzahl Zielarten (14)	3,3	1,5	4,2	4,5	3,2	4,4
Anzahl RL-Arten (10)	2,4	1,0	3,6	4,0	2,5	2,4
insg. auftretende Zielarten	14	6	9	6	9	8
insg. auftretende RL-Arten	10	4	8	5	6	4
Deckungsgradsumme Zielarten	57	12	33	36	86	82

Tab. 4: In den Vegetationstypen (Abkürzungen s. Tab. 2) aufgetretene Zielarten mit Angabe des RL-Status in Niedersachsen (Gefährdungskategorien s. Tab. 1).

Vegetationstypen	Zielarten
J	<i>Eriophorum angustifolium</i> (V), <i>Eriophorum vaginatum</i> (V), <i>Aulacomnium palustre</i> (V), <i>Sphagnum cuspidatum</i> (V), <i>Sphagnum fallax</i> (*), <i>Sphagnum fimbriatum</i> (*)
M	<i>Erica tetralix</i> (V), <i>Eriophorum angustifolium</i> (V), <i>Eriophorum vaginatum</i> (V), <i>Aulacomnium palustre</i> (V), <i>Cephalozia connivens</i> (V), <i>Polytrichum longisetum</i> (*), <i>Sphagnum cuspidatum</i> (V), <i>Sphagnum fimbriatum</i> (*), <i>Sphagnum papillosum</i> (3)
FH	<i>Erica tetralix</i> (V), <i>Eriophorum angustifolium</i> (V), <i>Eriophorum vaginatum</i> (V), <i>Odontoschisma sphagni</i> (V), <i>Polytrichum longisetum</i> (*), <i>Sphagnum cuspidatum</i> (V)
E	<i>Drosera intermedia</i> (3), <i>Erica tetralix</i> (V), <i>Eriophorum angustifolium</i> (V), <i>Eriophorum vaginatum</i> (V), <i>Cephalozia connivens</i> (V), <i>Polytrichum longisetum</i> (*), <i>Sphagnum cuspidatum</i> (V), <i>Sphagnum fallax</i> (*), <i>Sphagnum fimbriatum</i> (*)
Z	<i>Drosera rotundifolia</i> (3), <i>Eriophorum angustifolium</i> (V), <i>Eriophorum vaginatum</i> (V), <i>Polytrichum longisetum</i> (*), <i>Sphagnum cuspidatum</i> (V), <i>Sphagnum fallax</i> (*), <i>Sphagnum fimbriatum</i> (*), <i>Sphagnum girgensohnii</i> (*)

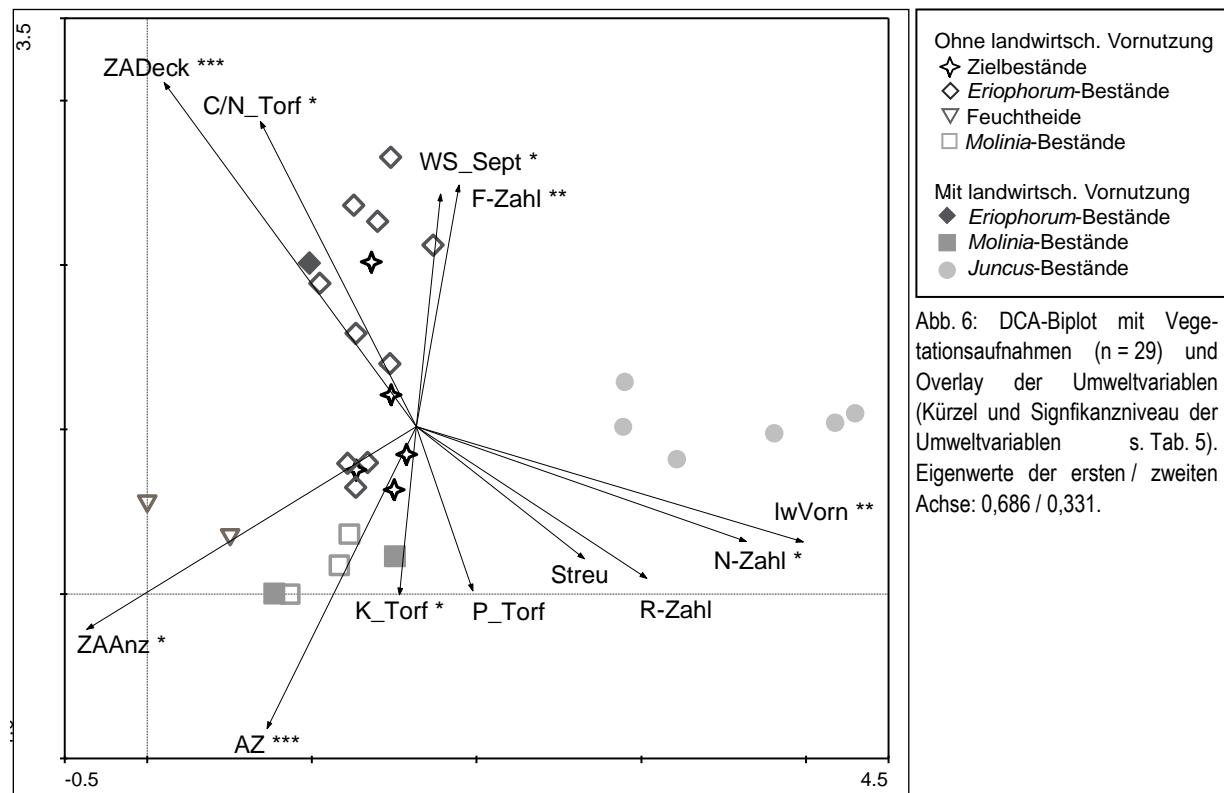
Nur teilweise konnten bis zu 30 cm mächtige organische Auflagen aus gering zersetzen Sphagnen vorgefunden werden, wie etwa bei DQ10 oder DQ28. Etwa 10 cm betrug die Mächtigkeit der Sphagnenschicht in DQ2 und DQ11. In den anderen DQs waren neben den Sphagnen noch zu großen Teilen Streu von *Eriophorum vaginatum* oder *Juncus effusus* beteiligt. Während meist *Sphagnum cuspidatum* der Haupttorfbildner war, war dies bei DQ7 das breitblättrige *Sphagnum papillosum*, die Mächtigkeit betrug hier 5 cm.

3.2.2 Gradientenanalyse

Die vorgeschaltete DCA zur Wahl des geeigneten indirekten Ordinationsverfahrens erbrachte eine Gradientenlänge entlang der ersten Achse von 4,298 SD-Einheiten. Diese Gradientenlänge steht für mehr als einen ganzen Arten-Turnover auf der ersten Achse und zeigt somit eine vorwiegend unimodale Verteilung der Arten an (cf. LEPŠ & ŠMILAUER 2003). Die DCA war somit das geeignete Ordinationsverfahren für unseren Datensatz.

Die erste Achse der DCA erklärte 23 % der Varianz im Datensatz und zeigte eine deutliche Separation vor allem der *Juncus*-Bestände von den übrigen Beständen (Abb. 6). Die Achse war signifikant positiv mit der landwirtschaftlichen Vornutzung und mit der mittleren Nährstoff-Zahl korreliert (Tab. 5). Auffällig war, dass alle übrigen aufgenommenen Umweltvariablen kaum signifikant und auch nur sehr schwach mit der ersten Achse korreliert waren. Mit *Carex canescens*, *Juncus effusus* und *Hydrocotyle vulgaris* nahmen niedermoortypische Arten mäßig nährstoffreicher bis nährstoffreicher Böden die höchsten Werte bezüglich der ersten Achse ein; die nährstoffarme Böden besiedelnden Zwergräucher *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* befanden sich am anderen Ende dieser Achse (Abb. 7). Auch dies deutete auf einen Nährstoffgradienten hin. Gleichzeitig könnte ein Feuchtegradient enthalten sein, da die niedermoortypischen Arten auf nassen bis staunassen Standorten vorkommen, während die zwei Zwergräucher vor allem auf mäßig trockenen bis nassen Standorten anzutreffen sind.

Entlang der zweiten Achse (Erklärgehalt 11%) war vor allem eine Trennung der Feuchtheiden und *Molinia*-Bestände von den *Eriophorum*-Beständen zu beobachten (Abb. 6). Die Umweltparameter deuteten einen Feuchtegradienten an, da die mittlere Feuchtezahl nach Ellenberg und der Wasserstand im September signifikant positiv korreliert waren (Tab. 5). Dementsprechend nahmen die *Eriophorum*-



Tab. 5: Korrelation der DCA-Achsen mit den Umweltvariablen. Bei Beteiligung von nicht-normalverteilten Variablen (Achse 1, IwVorn, K_Torf, P_Torf, C/N_Torf, Streu) erfolgte die Berechnung des Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten, sonst wurde der Pearson-Korrelationskoeffizient verwendet. * = $p \leq 0,05$; ** = $p \leq 0,01$; *** = $p \leq 0,001$. Korrelationskoeffizienten $\geq 0,4$ sind in Fettschrift hervorgehoben.

Umweltvariable	Kürzel	Achse 1	Achse 2
Feuchte-Zahl	F-Zahl	0,05	0,52 **
Reaktions-Zahl	R-Zahl	0,33	-0,34
Nährstoff-Zahl	N-Zahl	0,40 *	-0,19
Artenzahl	AZ	-0,11	-0,65 ***
Deckung der Zielarten	ZADeck	-0,21	0,62 ***
Anzahl an Zielarten	ZAAanz	-0,36	-0,42 *
Streudeckung	Streu	0,15	-0,17
landwirtschaftliche Vornutzung	IwVorn	0,47 **	-0,05
Pflanzenverfügbares Kalium im Torf	K_Torf	-0,32	-0,38 *
Pflanzenverfügbares Phosphor im Torf	P_Torf	-0,08	-0,17
C/N-Verhältnis im Torf	C/N_Torf	-0,15	0,40 *
Wasserstand im September	WS_Sept	0,14	0,42 *

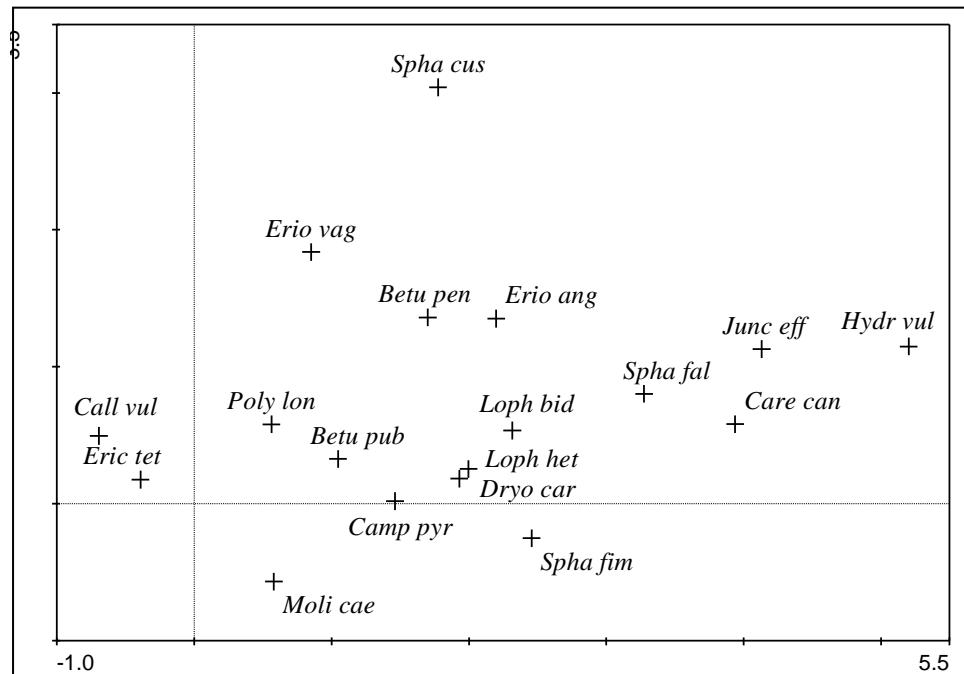


Abb. 7: DCA-Scatter-Plot mit Arten. Zur Übersichtlichkeit sind nur die Arten mit einer Species Weight Range > 4 % dargestellt. Artkürzel: Die ersten vier Buchstaben des wissenschaftlichen Gattungsnamens und ersten drei Buchstaben des Artnamens, siehe dazu Tab. A1 und Tab. A2.

Bestände die nassesten Standorte ein, ihre Streuung entlang der ersten Achse könnte jedoch auch auf eine größere Variationsbreite hinsichtlich der Feuchte schließen lassen. Neben dem Feuchtegradienten war die Achse auf positiv mit dem C/N-Verhältnis und negativ mit dem Gehalt an pflanzenverfügbarem Kalium im Torf korreliert. Diese beiden Parameter könnten somit ebenfalls zu der floristischen Differenzierung von *Eriophorum*-Beständen auf der einen Seite und Feuchtheiden und *Molinia*-Beständen auf der anderen Seite beitragen. Der Feuchtegradient entlang der zweiten Achse zeichnete sich auch durch die Arten ab: Hier wiesen das Schlenkentorfmoos *Sphagnum cuspidatum* und der Wechselnässezeiger *Eriophorum vaginatum* die höchsten und *Sphagnum fimbriatum* als Torfmoos mittlerer Wasserstände sowie *Molinia caerulea* als Wechselfeuchtezeiger die niedrigsten Werte auf. Der Feuchtegradient war daher eher als kurz zu bezeichnen.

Während die Gesamtartenzahl und Zielartenzahl mit der zweiten Achse (Tab. 5) negativ korreliert war, wies die Deckung an Zielarten eine positive Korrelation auf. Dies ließ auf eine hohe Deckung an Zielarten in den *Eriophorum*-Bestände schließen, wobei nur wenige Zielarten zu dieser Deckung beitrugen. Die Feuchtheiden und *Molinia*-Bestände waren dagegen durch das Auftreten vieler verschiedener Zielarten charakterisiert, diese erreichten jedoch keine hohen Deckungsgrade.

3.2.3 Zeitliche Entwicklung

Bei den Altersstadien wiesen nur die jüngsten Flächen eine deutliche Gruppierung auf (Abb. 8); dies zeigt, dass die Zeit, die seit Wiedervernässung vergangen ist, nur einen untergeordneten Einfluss auf die floristische Komposition hatte. Dennoch konnten bei der Indikator Species Analysis (ISA) 14 Arten, davon neun Moosarten, als Indikatoren für bestimmte Altersstadien identifiziert werden.

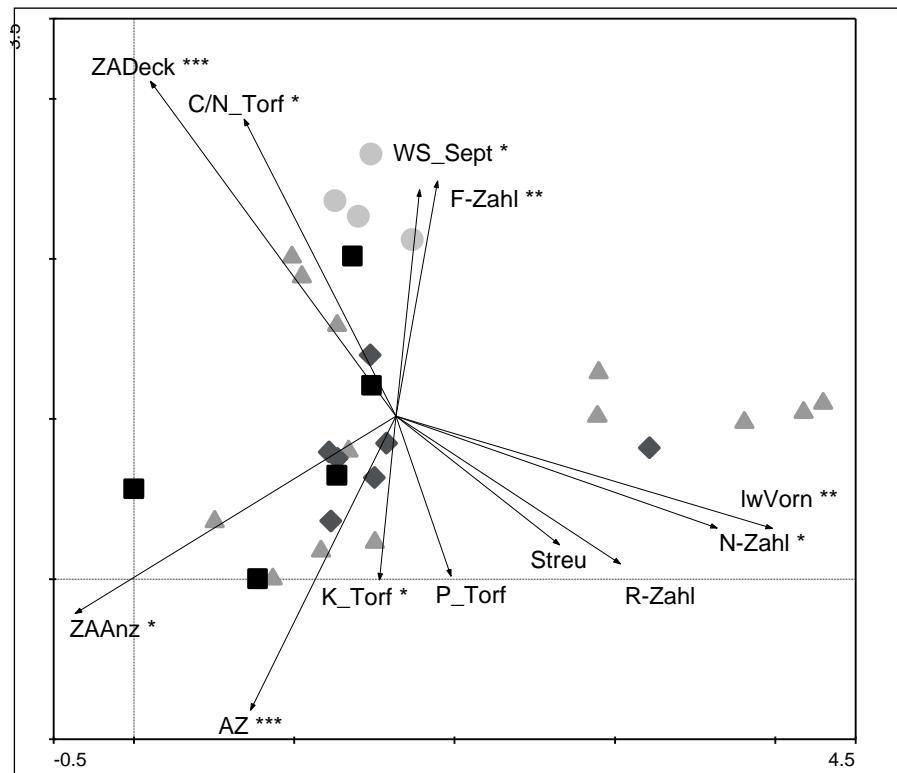


Abb. 8: DCA: Biplot mit Vegetationsaufnahmen ($n = 29$) und Umweltvariablen-Overlay. Signifikante Korrelationen (vgl. Tab. 5) sind mit Asterisken gekennzeichnet. Altersklassen: < 10 Jahre (●), 11-20 Jahre (▲), 21-30 Jahre (◆), > 30 Jahre (■).

Tab. 6: Indikatorarten für Flächen verschiedenen Alters. * = $p \leq 0,05$; ** = $p \leq 0,01$; *** = $p \leq 0,001$. Es sind alle Arten mit maximalem IV ≥ 25 und mit $p < 0,1$ aufgeführt.

	max. IV	p	rel. Abundanz				rel. Frequenz			
			<10	11-20	21-30	> 30	<10	11-20	21-30	> 30
jüngste Flächen (< 10 Jahre)										
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	87	***	66	7	11	17	100	54	43	60
ehrer jüngere Flächen (11-20 Jahre)										
<i>Juncus effusus</i> (Flatter-Binse)	36	0,0794	0	69	31	0	0	46	29	0
nicht auf jungen Flächen (> 10 Jahre)										
<i>Dryopteris carthusiana</i> (Dornfarn)	68	0,0520	0	30	44	26	0	62	71	80
ehrer ältere Flächen (21-30 Jahre)										
<i>Campylopus pyriformis</i>	64	**	0	17	72	11	0	31	86	20
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	60	**	0	19	66	15	0	31	86	40
<i>Lophocolea heterophylla</i>	36	0,0956	0	11	61	28	0	15	57	40
<i>Campylopus introflexus</i>	29	0,0804	0	0	100	0	0	0	29	0
älteste Flächen (> 20 Jahre)										
<i>Betula pubescens</i> (Moor-Birke)	67	**	0	0	62	38	0	0	86	40
<i>Polytrichum longisetum</i>	38	*	0	16	41	43	0	15	43	60
<i>Drepanocladus fluitans</i>	31	0,0868	0	19	48	33	0	15	43	40
<i>Aulacomnium palustre</i>	25	0,0940	0	0	42	58	0	0	29	20
älteste Flächen (> 30 Jahre)										
<i>Calluna vulgaris</i> (Besenheide)	37	*	0	11	5	84	0	15	14	40
<i>Erica tetralix</i> (Glocken-Heide)	33	0,0894	0	21	12	67	0	15	29	40
<i>Sphagnum fallax</i>	32	0,0746	0	30	0	70	0	8	0	40

Ganz junge Flächen wiesen vor allem *Eriophorum vaginatum* und *Sphagnum cuspidatum* auf und konzentrieren sich am oberen Ende der zweiten Achse (Abb. 7, Abb. 8). Dementsprechend ging bei der ISA *Sphagnum cuspidatum* als Pionierart auf neu hergerichteten Flächen hervor (Tab. 6). Auf etwas älteren Flächen mit einem Alter von 21-30 Jahren traten mehrere Moosarten wie *Sphagnum fimbriatum* oder *Campylopus pyriformis* als Indikatorarten in Erscheinung (Tab. 6). Im Ordinationsdiagramm waren solche Flächen vor allem bei mittleren Werten beider Achsen zu finden. *Dryopteris carthusiana* (Dornfarn) fehlte dagegen nur auf den jüngsten Flächen (Tab. 6). Für ältere Flächen ab 21 Jahren war zudem *Betula pubescens* (Moor-Birke) eine besonders starke Indikatorart (Tab. 6).

Beim Vergleich der Altersstadien verschiedener Vegetationstypen (Abb. 6, Abb. 8), zeigte sich, dass sich die jüngeren *Eriophorum*-Flächen von den älteren deutlich in ihrer floristischen Komposition unterschieden, dies zwischen den unterschiedlich alten *Juncus*-Beständen jedoch kaum der Fall war.

3.2.4 Einfluss der landwirtschaftlichen Vornutzung

Der Einfluss der landwirtschaftlichen Vornutzung spiegelt sich deutlicher als das Alter in der Artenzusammensetzung der untersuchten Flächen wider (Abb. 6). Die als landwirtschaftlich vorgenutzt eingearbeiteten Flächen konzentrieren sich vor allem im höheren Wertebereich der ersten Achse. Hier sind auch die Reaktions- und Nährstoffzahlen am höchsten. Dies spiegelt sich jedoch, anders als erwartet, nicht so deutlich in der Korrelation der Parameter landwirtschaftlicher Vornutzung und Nährstoffgehalte wider (Tab. A6). Strukturell weisen die vorgenutzten Flächen einen hohen Streuanteil auf. Bei vorhandener landwirtschaftlicher Vornutzung ist die Zielartenzahl und auch die Deckung dieser Arten am geringsten (Tab. A6).

Floristisch zeichnen sich die Aufnahmeflächen mit Vornutzung vor allem durch Binsenreichtum aus (Abb. 6, Abb. 7). Als Indikatorarten für Vornutzung treten *Juncus effusus* und *Carex canescens* in Erscheinung (Tab. 7). Gegenüber diesen beiden fielen andere Arten, welche auch tendenziell eher auf landwirtschaftlich vorgenutzten Flächen vorkamen, wie *Brachythecium rutabulum*, *Carex nigra* oder *Hydrocotyle vulgaris*, hinsichtlich des Indikatorwertes deutlich ab (nicht dargestellt).

Allerdings sind nicht alle vorgenutzten Flächen durch *Juncus*-Dominanz gekennzeichnet. Drei Aufnahmeflächen fallen deutlich heraus, statt *Juncus effusus* dominieren hier *Eriophorum vaginatum* oder *Molinia caerulea* (vgl. Abb. 6, Abb. 7). Die Nährstoffgehalte der obersten Torfschicht waren jedoch auf allen landwirtschaftlich vorgenutzten Flächen im Vergleich zu den ungenutzten Flächen signifikant höher (siehe Abschnitt 4.3.1 sowie Tab. A9).

Die nicht vorgenutzten Aufnahmeflächen weisen mit dem *Eriophorum vaginatum* eine deutliche Indikatorart auf (Tab. 7). Die weiteren aufgeföhrten Arten *Betula pubescens* und *Polytrichum longisetum* fallen deutlich im Indikatorwert und sind zudem nicht signifikant. Floristisch gesehen differenzieren sich die nicht vorgenutzten Flächen in *Eriophorum*-Bestände, Feuchtheiden sowie *Molinia*-Bestände (Abb. 6) und sind somit nicht so eindeutig einem Typ zuzuordnen wie es bei den vorgenutzten Flächen der Fall ist.

Tab. 7: Indikatorarten für Flächen mit und ohne landwirtschaftliche Vornutzung. * = $p \leq 0,05$; ** = $p \leq 0,01$; *** = $p \leq 0,001$. Codierung der Vornutzung: 0 = landwirtschaftlich nicht vorgenutzt; 1 = landwirtschaftlich vorgenutzt. Es sind alle Arten mit maximalem IV ≥ 25 und mit $p < 0,1$ aufgeführt.

	maximaler IV	p	rel. Abundanz		rel. Frequenz	
			0	1	0	1
Nicht landwirtschaftlich vorgenutzte Flächen						
<i>Eriophorum vaginatum</i> (Scheiden-Wollgras)	82	***	82	18	100	44
<i>Betula pubescens</i> (Moor-Birke)	40	0,056	100	0	40	0
<i>Polytrichum longisetum</i>	40	0,061	100	0	40	0
Landwirtschaftlich vorgenutzte Flächen						
<i>Juncus effusus</i> (Flatter-Binse)	66	***	2	98	10	67
<i>Carex canescens</i> (Grau-Segge)	56	**	0	100	0	56

3.2.5 Polder

Während in den 20 m langen Transekten im Mittel etwa sieben Gefäßpflanzen gefunden wurden, waren es bei den Dauerquadraten auf 4 m² im Mittel etwa vier Arten (Tab. 8). Transekte und DQs unterschieden sich hinsichtlich der Artenzahl signifikant. An Zielarten bei den Gefäßpflanzen traten sowohl in den Transekten als auch bei den Dauerquadraten im Mittel jeweils zwei Zielarten auf, wobei es bei den Transekten eine Tendenz zu mehr Zielarten gab (Tab. 8). Auch hier war der Unterschied signifikant.

Tab. 8: Mittelwertvergleich mit Wilcoxon-Test für verbundene Stichproben zwischen Dauerquadraten (DQs) und Transekten. SD = Standardabweichung. * = $p \leq 0,05$; ** = $p \leq 0,01$; *** = $p \leq 0,001$

	Transekte (n = 29)	DQs (n = 29)	p
Mittelwert ± SD: Artenzahl	6,97 ± 3,03	4,17 ± 2,05	***
Mittelwert ± SD: Anzahl an Zielarten	1,90 ± 1,05	1,59 ± 0,95	*

3.3 Diskussion

3.3.1 Status der Flächen nach 30 Jahren Wiedervernässung

Auf den meisten älteren Flächen stellte sich eine wollgrasdominierte Vegetation ein und kann zumindest als hochmoorähnlich angesprochen werden. Innerhalb von 30 Jahren konnten sich dort auch Zielarten wie Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*), Rundblättriger Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) oder mit *Sphagnum papillosum* ein Bulttorfmoos ansiedeln. Diese Zielarten kamen jedoch nur lokal und nicht flächendeckend in den älteren Poldern vor. Besonders *Sphagnum papillosum* wurde nur in einzelnen Wollgras-Bulten gefunden. Auf den jüngeren wiedervernässten Flächen konnten diese Arten dagegen (noch) nicht gefunden werden.

Die Ausbreitung nicht flutend wachsender Torfmoose ist ungleich schwieriger, da diese aufgrund ihres Habitats nicht durch überstauendes Wasser verdriftet werden können wie etwa bei *Sphagnum cuspidatum* (WEBER 1993). Während in den industriell abgetorften Bereichen im Neustädter Moor kaum andere Torfmoose als *Sphagnum cuspidatum*, *S. fallax*, *S. fimbriatum* oder selten *S. papillosum* vorkommen, findet sich in den Randbereichen des Moores, in Handtorfstichen oder auf den nicht abgetorften „Heile-Haut“-Hochmoorflächen ein deutlich größeres Artenspektrum mit *Sphagnum magellanicum*, *S. rubellum*, *S. molle*, *S. palustre* oder *S. tenellum* (BELTING o.J.). SMOLDERS et al. (2003) nehmen an, dass das Fehlen von Bulttorfmoosen hauptsächlich mit der niedrigen Verbreitungsrate zusammenhängt und weniger auf das Fehlen geeigneter Wachstumsbedingungen zurückzuführen ist. Ein Eintrag solcher Arten könnte daher zu einer Optimierung der Renaturierung beitragen.

Ein langfristiges Problem stellt die Verbirkung dar. Vor allem auf älteren *Eriophorum*-Bulten fanden sich auch meist junge Birken, für die *Eriophorum vaginatum* eine Ammenpflanze darstellt (DANIELS 2001). Wo diese von Torfmoosen bewachsen sind, sind die Keimungsbedingungen für Birken besonders günstig (KINNAIRD 1974). Entkusselungs- oder Beweidungsmaßnahmen sind daher meist unumgänglich (s.a. Tab. A7).

Die mehrere Dezimeter mächtigen Auflagen aus Sphagnen können als beginnende Torfneubildung gewertet werden. Förderlich schien es zu sein, wenn die Bulten von *Eriophorum vaginatum* nicht zu dicht standen und sich so ein Schwingrasen ausbilden konnte. Die Mächtigkeit schien von der Wachstumsrate der Sphagnen abzuhängen; trotz ähnlichen Alters der Flächen war die Auflagenbildung durch *Sphagnum papillosum* im Vergleich zu dem wüchsigen Schlenkentorfmoos *Sphagnum cuspidatum* deutlich geringer, die Moospflänzchen waren jedoch auch noch nicht so stark zersetzt. Dies deckt sich mit den Ergebnissen der Literaturstudie von GAUDIG (2001) in der Produktions-, Zersetzung- und Akkumulationsraten verschiedener Sphagnen-Arten verglichen wurden.

3.3.2 Zeitliche Entwicklung

Als erste Torfmoosart besiedelt auf den Untersuchungsflächen das Schlenkentorfmoos *Sphagnum cuspidatum* neu hergerichtete Polder. In den umfangreichen Versuchen im Leegmoor war es die einzige Torfmoosart, die Anpflanzversuche unbeschadet überstand und eine Massenvermehrung zeigte (WEBER 1993). Auf nacktem Torf sich rasch ansiedelnde Gefäßpflanzen wie *Molinia caerulea* oder *Eriophorum vaginatum* können als wellenbrechende Strukturen diesen flutenden Torfmoosen Schutz bieten (JOOSTEN 1989 zit. in SCHOUWENAARS 1993), welche wiederum durch die Bildung schwingrasenartiger Decken Wasserstandsschwankungen ausgleichen und so konstantere Bedingungen für die Zielarten schaffen können (WHEELER & SHAW 1995 zit. in SMOLDERS et al. 2003). Denn erst Zielarten wie die Bulttorfmoose bilden den Grundstein zur Torfakkumulation, da sie schwerer zersetzbare sind (z.B. SMOLDERS et al. 2003).

Auf etwas älteren Flächen trat vermehrt *Sphagnum fimbriatum* auf. Dort war es häufig an der Bultseite von *Eriophorum vaginatum* zu finden, welches dem Torfmoos Schutz vor Austrocknung bot. *Sphagnum fimbriatum* kommt auf Standorten mittlerer Wasserstände vor (LAINE et al. 2009) und tritt zum Beispiel in den natürlichen Hochmooren Baden-Württembergs vor allem in den trockeneren Bereichen auf (NEBEL & PHILIPPI 2005).

Mit zunehmendem Alter vergreisen die Bulte von *Eriophorum vaginatum*, dort siedeln neben Laubmoosen, Lebermoosen und Torfmoosen auch Gefäßpflanzen wie Birken (siehe auch 3.3.1), *Dryopteris carthusiana* oder *Molinia caerulea*. Besonders die Nutzung der Bulte als Keimbett durch *Molinia caerulea* wurde auch von NICK & WEBER (2001) beobachtet. Obwohl sich weiterhin Jungwuchs von *Eriophorum vaginatum* zeigte, geben NICK & WEBER (2001) für das Leegmoor an, dass die Optimalphase vom Scheiden-Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) nach etwas über zehn Jahren vorüber sei.

Während sich die jüngeren Wollgras-Flächen von den älteren deutlich strukturell, in ihrer floristischen Komposition und hinsichtlich der Zielartenausstattung unterscheiden, war dies zwischen den unterschiedlich alten *Juncus*-Beständen kaum der Fall. Dies hängt mit der Wachstumsstruktur zusammen: während die *Eriophorum*-Bulte auch in die Höhe wachsen, ist dies bei *Juncus effusus* weniger der Fall. Der Horst breitet sich schneller aus, die Bestände erscheinen schließlich fast rasig. Hinsichtlich der Diversität an Mikrohabitaten sind *Juncus*-Bestände daher gleichförmiger und damit negativer zu bewerten.

Wie die multivariate Analyse jedoch auch zeigte, wurde der Faktor Zeit deutlich von den unterschiedlichen lokalen Standortbedingungen überlagert. Ferner müssen auch die unterschiedlichen Gebietskulissen und naturräumlichen Gegebenheiten betrachtet werden. Dies wird vor allem bei einer großräumigeren Analyse bedeutsam, wenn sich die naturräumlichen Gegebenheiten, anders als in der vorliegenden Studie, stärker unterscheiden.

Das unsymmetrische Versuchsdesign stellte bei der Auswertung ein Problem dar. So sind einige bei der ISA hervortretenden vermeintlichen Indikatorarten für Flächen eines bestimmten Alters (*Calluna vulgaris*, *Erica tetralix*, *Juncus effusus*) als Relikte der Flächenauswahl zu sehen, da nur ältere Feuchtheiden untersucht wurden und zudem nur relativ junge Binsen-Flächen gefunden werden konnten. Dieses Problem kann in Zukunft durch Beschränkung auf wenige Vegetationstypen mit einer gleichzeitig höheren Stichprobenzahl pro Alterskategorie behoben werden.

3.3.3 Nutzungsgeschichte der Flächen

Landwirtschaftlich vorgenutzte Flächen weisen in den meisten Fällen eine Verbinsung auf. Zusätzlich treten mit *Carex canescens*, *Carex nigra* und *Agrostis canina* Arten der Braunseggensümpfe (*Caricion nigrae*) auf. Sie gelten als Indikatorarten für das hydrologische Rasenniveau saurer Niedermoore (DIERßen & DIERßen 2001).

Höhere Nährstoffgehalte im Torf sind Kennzeichen für landwirtschaftlich vorgenutzte Flächen. Eine wichtige Rolle könnte die Mineralisierung des Torfes sein. Gemäß FARRELL (2001) und ROWLAND (2001) (beide zit. in MCCORRY & RENOU 2003) tritt *Juncus effusus* vor allem in Flächen mit starken Wasserstandsschwankungen auf, wobei die Flächen zumindest einen Teil des Jahres trockenfallen. Zu dieser Zeit mineralisiert der Torf, die Nährstoffe sind dann im Winterhalbjahr verfügbar (ROWLAND 2001 zit. in MCCORRY & RENOU 2003). Eine Ursache der flächendeckend auftretenden Verbinsung könnte deren

Ausbreitungsvermögen sein, denn auf nacktem Torf, wie er bei für die Wiedervernässung hergerichteten Flächen vorliegt, kann sie sich schnell ausbreiten (BURRICKTER 1969, MCCORRY & RENOU 2003, Hofer & Pautz GBR 2009). Generell scheint jedoch die genaue Bestimmung der Umweltvariablen, in der sich binsendominierte Flächen von denen ohne Binsen-Dominanz unterscheiden, schwierig zu sein (MCCORRY & RENOU 2003).

Auch auf nicht vorgenutzten Flächen ist *Juncus effusus* in kleinflächigen Beständen zu finden. Die Binse kommt dann meist dort vor, wo der Torf mit dem anstehenden mineralischen Untergrund vermischt wurde (WEBER 1993). Im Zwillbrocker Venn entwickelten sich *Molinia*-Bestände durch Eutrophierung durch eine Lachmöwenkolonie hin zu Binsen-Beständen (BURRICKTER 1969). Auch SMART et al. (1989) vermuteten einen Zusammenhang zwischen dem Auftreten von *Juncus effusus* und einer Guanotrophierung oder dem Wasser nährstoffreicher Kanäle.

In der vorliegenden Studie kam es auf wenigen landwirtschaftlich vorgenutzten Flächen zu keiner Verbinsung. Da Kalium- wie auch Phosphatgehalt des Torfes sich auf diesen Flächen nicht von denjenigen Flächen mit Verbinsung unterschied, schien hier der Grund für ein Fehlen der Binse eher nicht im Nährstoffhaushalt angesiedelt zu sein. Erklärungen hierfür könnten mangelnde Diasporenquellen in der Hauptwindrichtung oder auch für *Juncus effusus* ungünstigere Schwankungsbereiche des Wasserspiegels sein. Weitere Untersuchungen sollten daher möglichst die Erfassung der Wasserstandsschwankungen während einer ganzen Vegetationsperiode beinhalten.

Ein Problem könnte sich durch einen Zirkelschluss bei der Zuordnung zu einer Vornutzungs-Kategorie ergeben. Es besteht die Gefahr, dass von *Juncus effusus* dominierte Flächen automatisch als vorgenutzt eingestuft werden, ohne dass es eine Vornutzung gab. Daher bedarf es einer detailliereren Recherche zur Historie der Fläche um eventuellen Fehlzuordnungen vorzubeugen.

3.4 Methodenkritik und Ausblick

3.4.1 Modifizierung des Versuchsdesigns

Ein Problem bei der Auswertung stellte der unsymmetrische Datensatz dar, da auf Grund der Verfügbarkeit z. B. von einzelnen Vegetationstypen nur wenige Flächen erfasst werden konnten oder vor allem junge landwirtschaftlich vorgenutzte Flächen untersucht wurden. Bei der Gradientenanalyse wäre eine getrennte Analyse von Bulten- und Schlenkenhabitaten nicht sinnvoll gewesen, da einerseits einige DQs nicht beide Habitatstrukturen aufwiesen und andererseits die Artenausstattung der Schlenken meist sehr ähnlich war. So wurden innerhalb einer Aufnahmefläche Pflanzen nasser und trockener Standorte zusammengefasst und daher nur der mittlere Standortcharakter einer Fläche erfasst, nicht aber die Extreme. Eine Interpretation der Ordination ist daher nur unter Vorbehalt möglich. Auch die Interpretation der Indikatorartenanalyse musste immer vor dem Hintergrund der Flächenauswahl erfolgen.

Für weitere Untersuchungen wird empfohlen, nur zwei Vegetationstypen zu unterscheiden. Dies wären Bestände mit hochmoorähnlicher Vegetation, wie sie die Wollgras-Flächen aufwiesen sowie Binsen-Bestände, die die wenigsten Zielarten enthalten. Die Stichprobenanzahl sollte deutlich erhöht werden, damit sie als Grund für fehlende Signifikanzen ausgeschlossen werden kann. Die Kategorisierung in landwirtschaftlich vorgenutzte Flächen und landwirtschaftlich nicht vorgenutzte Flächen sollte beibehalten werden, die Alterskategorisierung hingegen sollte auf zwei Kategorien (Flächen < 15 Jahre und Flächen > 15 Jahre) reduziert werden.

3.4.2 Zeiteffiziente Erfassung der Polder

Der Vergleich der Artenzahlen von Aufnahmefläche und Polder zeigt, dass eine Aufnahmefläche von 4 m² noch nicht das Artenspektrum eines Polders wiedergibt. Mit der Aufnahmefläche wird nur ein Flächentyp pro Polder erfasst, der aber, z. B. durch Sodenstichstrukturen, noch weitere Habitate aufweisen kann, die sich in ihren Standortbedingungen und damit in ihrer Artenausstattung grundlegend unterscheiden. Da eine Vergrößerung der Aufnahmefläche wegen sinkender Überschaubarkeit bei den

Moosen und Flechten sowie einer unbedingt gebotenen Vermeidung von Betretung bei der Aufnahme nicht in Frage kommt, verdeutlicht dieses Ergebnis die Wichtigkeit einer entsprechenden Erfassung des Artenpotentials des gesamten Polders. Dies trifft insbesondere auch deshalb zu, weil Zielarten innerhalb der Polder meist nur fleckenhaft auftreten. Nur so kann Zustand und Entwicklungstrend eines Polders richtig eingeschätzt werden.

Für die weitere Geländearbeit wird daher empfohlen, sich zunächst auf die Erfassung von nicht in der Aufnahmefläche auftretenden Gefäßpflanzen und die makroskopisch unterscheidbaren breitblättrigen oder rötlich bzw. bräunlich gefärbten Sphagnen zu beschränken. Eine Aufnahme aller Moose und Flechten erscheint wegen zu hoher Zeitintensivität als wenig zielführend. Daher kann die Erfassung der Arten entlang einer Linie auf 30-50 m verlängert werden, um etwa Sodenstichstrukturen besser zu erfassen.

Neben der floristischen Inventarisierung sollte der Fokus auf die Struktur des Polders gelegt werden. Um die Heterogenität oder Homogenität eines Polders abzubilden, sollte eine statistisch auswertbare drei- bis maximal fünfkalige Skala erarbeitet werden. Zusätzlich zu erfassende oder zu recherchierende Parameter könnten unter anderem Folgende sein: (1) Vorhandensein von Mineralinseln, (2) Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserregimes, (3) Anteil offenen Bodens, (4) Anteil von offener Wasserfläche zur Zeit der Vegetationsaufnahme, (5) Verbuschungsgrad oder lokale Verbuschung, (6) Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen wie etwa Entkusselung, Beweidung oder Einbringen von Zielarten, v.a. Torfmoose. Die Größe des Polders (7) kann per Geoinformationssystem (GIS) ermittelt werden.

4 Abiotische Parameter

4.1 Komponente Wasser

4.1.1 Wasserregime

Torfwachstum, Torfsackung sowie Torfzersetzungsprozesse sind in hohem Maße mit dem Wasserregime eines Moores verknüpft (SUCCOW & JOOSTEN 1994). Die Wiederherstellung natürlicher Wasserverhältnisse stellt in degradierten Mooren, insbesondere Regenmooren mit großem Einzugsgebiet und langjähriger vorangegangener Nutzung, eine Schwierigkeit dar. Natürlicherweise wird der Wasserhaushalt in Regenmooren hauptsächlich mit dem Akrotelm reguliert (QUINTY & ROCHEFORT 2003). In Perioden hohen Niederschlages läuft das Wasser in dieser relativ durchlässigen Schicht gleichmäßig zu allen Seiten ab. In trockeneren Perioden und nach Absinken des Wasserstandes hält das Katotelm, die unter dem Akrotelm liegende und eine geringere hydraulische Leitfähigkeit aufweisende Schicht, das Wasser im Moor und verhindert dessen seitliches Abfließen (Timmermann et al. 2009). So bleibt der Wasserstand langfristig stabil.

Zusammensacken und Verdichtung von Torf als Folge der Entwässerung führen jedoch dazu, dass Flächen im Winter großflächig überstaut sind, im Sommer dagegen schnell abtrocknen (HÖLZEL 2009). Dies stellt ein Problem für die torfbildenden Moose dar, die einen dauerhaft wassergesättigten Lebensraum für ihr Wachstum benötigen (QUINTY & ROCHEFORT 2003, HAYWARD & CLYMO 1982). Besonders die Durchfeuchtung der obersten Schicht bietet die Voraussetzung für das Wachstum von Sphagnen (HÖLZEL 2009, KRÜGER 2002).

So ist ein wichtiges Leitbild bei der Renaturierung der Wiederaufbau eines Akrotelms (PFADENHAUER 1999). Da dessen Bildung ein langwieriger Prozess ist, müssen für kurzfristige Erfolge diese Bedingungen durch Abdämmung und Überstau imitiert werden (JOOSTEN 1993).

Diese Maßnahmen wurden auch in den Mooren der durchgeföhrten Untersuchung vorgenommen. Deren Renaturierungserfolg soll mit den erhobenen Daten untersucht werden. Folgende Fragestellungen werden näher beleuchtet: (1) Wie unterscheiden sich die einzelnen Untersuchungsflächen hinsichtlich ihres Wasserhaushaltes? Hier sollen minimale sowie maximale Wasserstände, die Reaktion der Wasserstände gegenüber Niederschlägen und kurzfristige Oszillationen betrachtet sowie die Daten des Messzeitraums in das jährliche Wasserregime eingeordnet werden. (2) Kann man Zusammenhänge des Wasserregimes mit der Vornutzung oder dem anstehendem Torf erkennen? (3) Wie unterscheiden sich manuelle und automatische Messung mit Divers voneinander?

4.1.1.1 Methoden

Mit *Divers* (Abb. 9) wurden auf insgesamt fünf der Vegetations-Dauerquadrate (DQ) in drei der fünf Untersuchungsgebiete halbstündlich Wasserstände gemessen (Tab. 9). Für die spätere Auswertung und Korrektur des gemessenen Druckes wurde im Neustädter Moor zudem ein *Barodiver* zur Messung des Luftdruckes in einen der Pegel gehängt. Die Messungen fanden in einem Zeitraum von zwei Monaten (Anfang Juli bis Anfang September 2010) statt. Parallel, d. h. in allen Pegelrohren gleichzeitig, wurde nur im Monat August gemessen, da die Diver zu unterschiedlichen Zeitpunkten in die Messstellen gehängt wurden. Für die Auswertung wurden die Tagesmittel der Messwerte verwendet. Zudem wurde der Wasserstand je Fläche drei- bis viermalig mit Hilfe eines Lichtlots manuell gemessen.

Für die Installation der Datenlogger ist die Aufnahme von verschiedenen Messgrößen nötig. So wurden Datum, Uhrzeit, Untersuchungsgebiet, Dauerquadrat-Nummer, Diver-Nummer sowie Lagedaten des Divers in Bezug auf Pegeloberkante (POK) und Geländeoberkante (GOK) (Abb. 10) sowie der aktuelle Wasserstand erfasst.



Abb. 9: Diver.

Tab. 9: Übersicht der mit Diver ausgestatteten DQs. Altersklassen s. Tab. 2. Untersuchungsgebiete: RG = Rehdener Geestmoor, NM = Neustädter Moor, UM = Uchter Moor.

DQ	Diver	Untersuchungsgebiet	anstehendes Torfsubstrat	Altersklasse	landwirtsch. Vornutzung
1	RG	RG	Schwarztorf	2	nein
11	NM 1	NM	Weißtorf	4	nein
15	NM 2	NM	Weißtorf	4	ja
10	NM 3	NM	Weißtorf	2	nein
23	UM	UM	Schwarztorf	1	nein

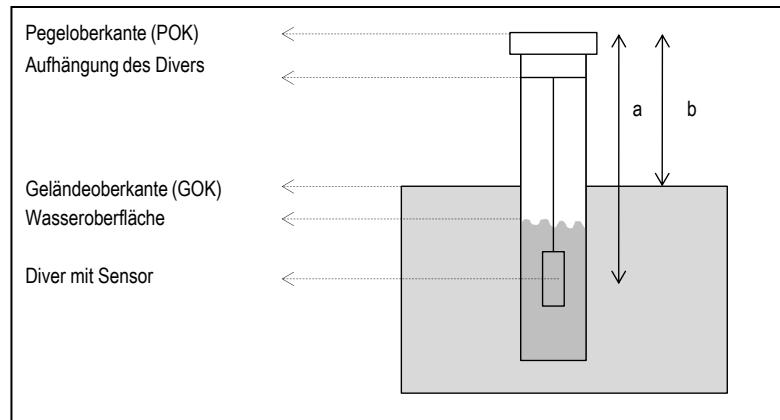


Abb. 10: Installation eines Divers im Pegelrohr:
a: Abstand POK-Sensor des Divers (an einer Einkerbung im unteren Drittel zu erkennen), b: Abstand POK-GOK.

Die Datenlogger wurden nach Ende der Geländearbeit mit Hilfe der Software „Diver-Office“ ausgelesen und bezüglich des Luftdrucks korrigiert. Die Wasserstandsdaten wurden anschließend mit Werten der Niederschlagsmengen in Beziehung gesetzt (Wetterstation Landkreis Diepholz, Deutscher Wetterdienst) (Abb. 11). Dabei wurde nur der Messzeitraum betrachtet, in dem parallele Messungen aller fünf Dauerquadrate vorlagen (August 2010). Zusätzliche Pegelstände (Abb. 12) wurden von Ralf Zander von der Schwegermoor GmbH zur Verfügung gestellt. Hier wurde einmal pro Monat der Wasserstand an einer Pegellatte abgelesen. Pegel 1 (P1) befindet sich ca. 30 m von DQ28 unserer Untersuchung entfernt. Pegel 2 (P2) ca. 60 m von DQ29. Pegel und DQ befanden sich jeweils im gleichen Polder. Diese Daten wurden zur Erweiterung des Datensatzes und Betrachtung eines größeren Untersuchungszeitraumes verwendet.

4.1.1.2 Ergebnisse

Abb. 11 zeigt die Wasserstandsschwankungen auf den einzelnen Untersuchungsflächen sowie die Niederschlagsmengen im Landkreis Diepholz. Nach vereinzelten Niederschlägen in den Zeiträumen vom 06.-08. und 15.-18. August stiegen die einzelnen Niederschlagsmengen vom 22. bis zum 31. August. Das Niederschlagsmaximum lag mit fast 30 mm am 26. August. Dies spiegelte sich in den gemessenen Wasserständen wider, die insgesamt auf allen Untersuchungsflächen vom 05. bis zum 31. August anstiegen.

Die Wasserstände variierten zwischen den einzelnen Messungen stark, der globale Verlauf war, besonders zu Beginn der Messungen, in vielen Zeitabschnitten jedoch ähnlich. Das Uchter Moor wies am Anfang der Messperiode, im Gegensatz zu den anderen Flächen, stärkere, kurzfristigere Oszillationen auf. Der Pegel im DQ15 wies fast immer die niedrigsten Wasserstände auf. Das Minimum lag hier am 11. August in der niederschlagsarmen Periode bei fast 80 cm unter Flur. Dies war auch das Minimum der gesamten Messperiode aller Pegel. Der maximale Wasserstand lag bei etwa 12 cm über Flur im NM 1.

Die Unterschiede zwischen minimalem und maximalem Wasserstand werden vom NM 2 mit der stärksten Amplitude von 80 cm im dargestellten Messzeitraum über das RG (51 cm), das UM (31 cm), NM1 (29 cm) bis hin zum NM 3 mit der geringsten Amplitude von 17 cm immer geringer. Im NM 2 fanden, im Gegensatz zu den anderen Flächen, erheblich größere Oszillationen statt.

Bei Betrachtung der monatlichen Wasserstände der Jahre 2008-2010 im Venner Moor zeigen sich jahreszeitlich bedingte Schwankungen (Abb. 13). Die Maximalwerte lagen in den Monaten Februar bis

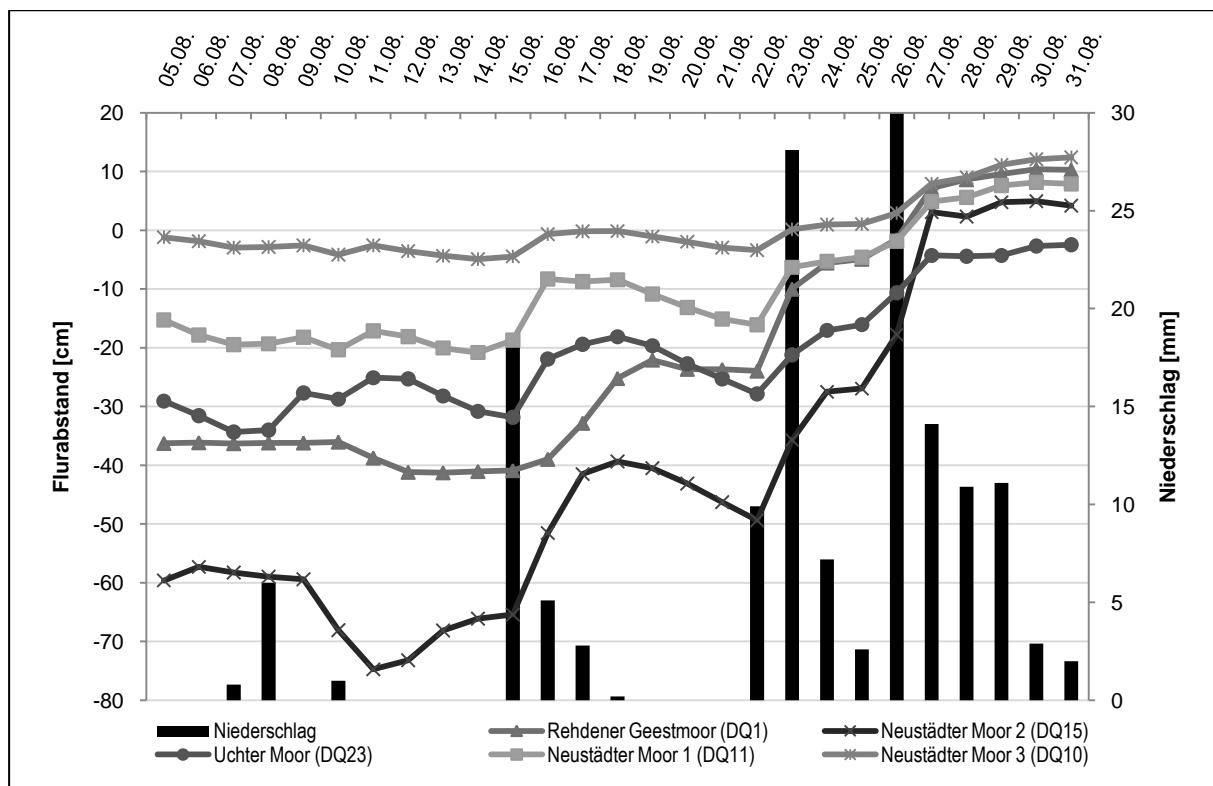


Abb. 11: Wasserstände und Niederschlagsmengen in den Untersuchungsgebieten im Zeitraum August-September 2010.

April. Absolutes Niedrigwasser wurde 2008 mit zwei Tiefpunkten im August und Oktober, 2009 im Oktober und 2010 im August (Ende der Aufzeichnungen für 2010) erreicht. Die Wasserstandsspitzen reichten von 20 cm über Flur bis 55 cm über Flur in Pegel 1 (P1) und 20 cm unter Flur bis etwa 20 cm über Flur im zweiten Pegel (P2). Die Schwankungen verliefen in den beiden Pegeln parallel, P1 hatte jedoch einen konstant niedrigeren Wasserstand von etwa 30 cm. Die Werte der fünf anderen, mit Divers untersuchten Flächen, lagen mit Flurabständen von 70 cm unter Flur bis 10 cm über Flur nur teilweise im Bereich der Wasserstandsspitzen der Flächen des Venner Moores. Das Wasser stand dort insgesamt wesentlich höher an. Im Vergleich mit den Jahren 2008 und 2009 repräsentierte 2010 bis zum Ende des Messzeitraums ein tendenziell trockeneres Jahr mit im August deutlich niedrigeren Wasserständen als in

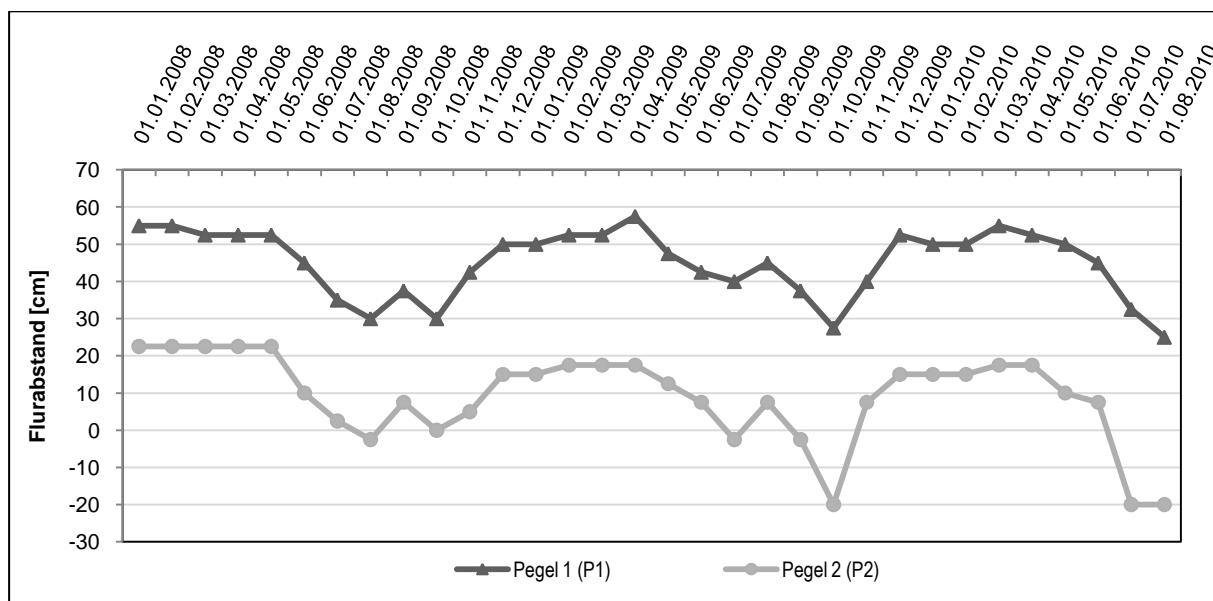


Abb. 12: Monatliche Wasserstände von 2008–2010 im Venner Moor (gemessen von Ralf Zander).

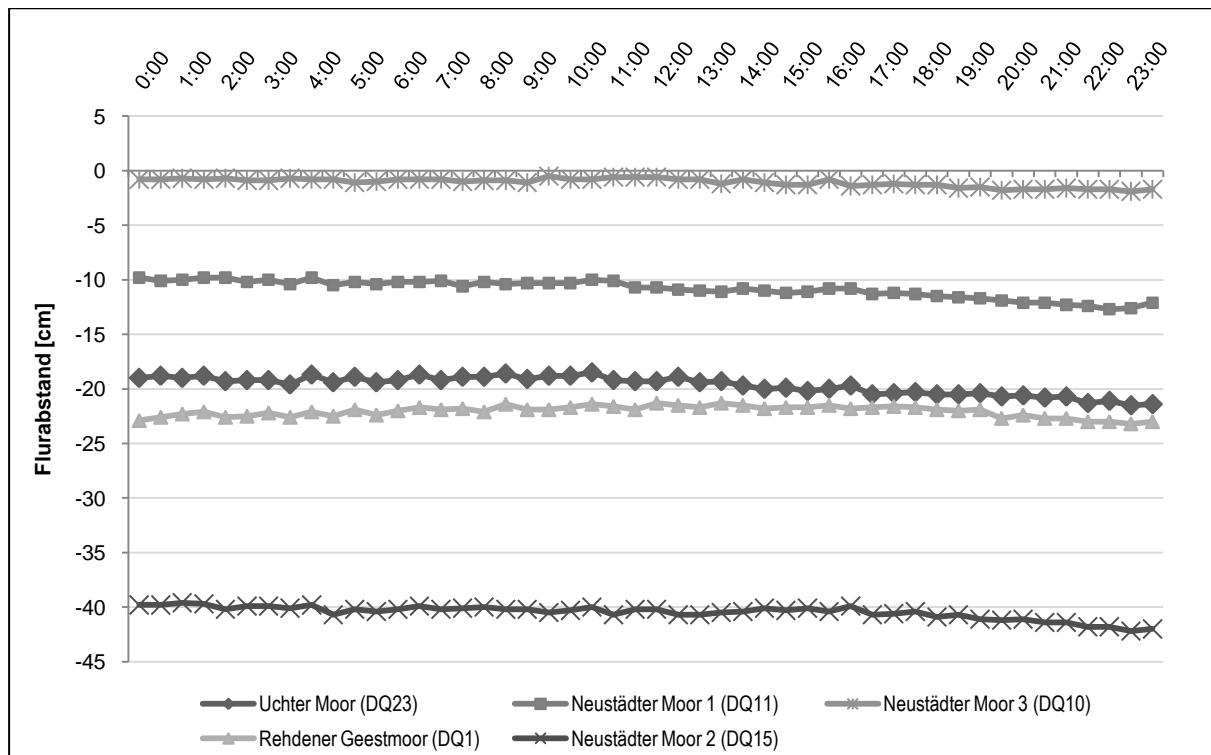


Abb. 13: Tagesverlauf der Wasserstände am 19.08.2010.

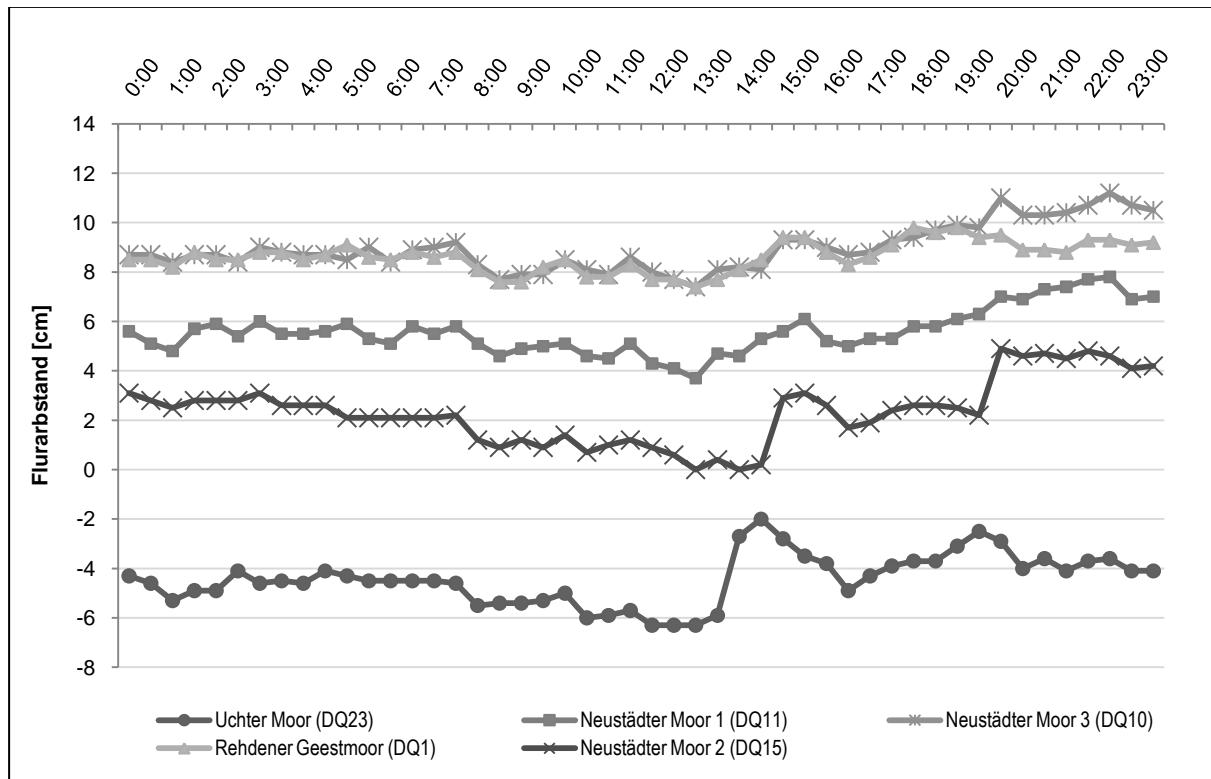


Abb. 14: Tagesverlauf der Wasserstände am 28.08.2010.

den Vorjahren. Ein Abgleich von Abb. 11 und Abb. 12 zeigt, dass sich der Messzeitraum aus Abb. 11 in die Periode mit den Wasserstandminima des Jahres einordnen lässt.

Abb. 13 und Abb. 14 zeigen die Tagesaufzeichnungen der Diver am 19. sowie 28. August aller mit Divern untersuchten Flächen. Der 19. August repräsentierte einen Teil der Messperiode, in dem kein Niederschlag gefallen ist (Abb. 13). Im Gegensatz dazu zeigte der 28. August einen Ausschnitt eines niederschlagsreichereren Messabschnittes (Abb. 14).

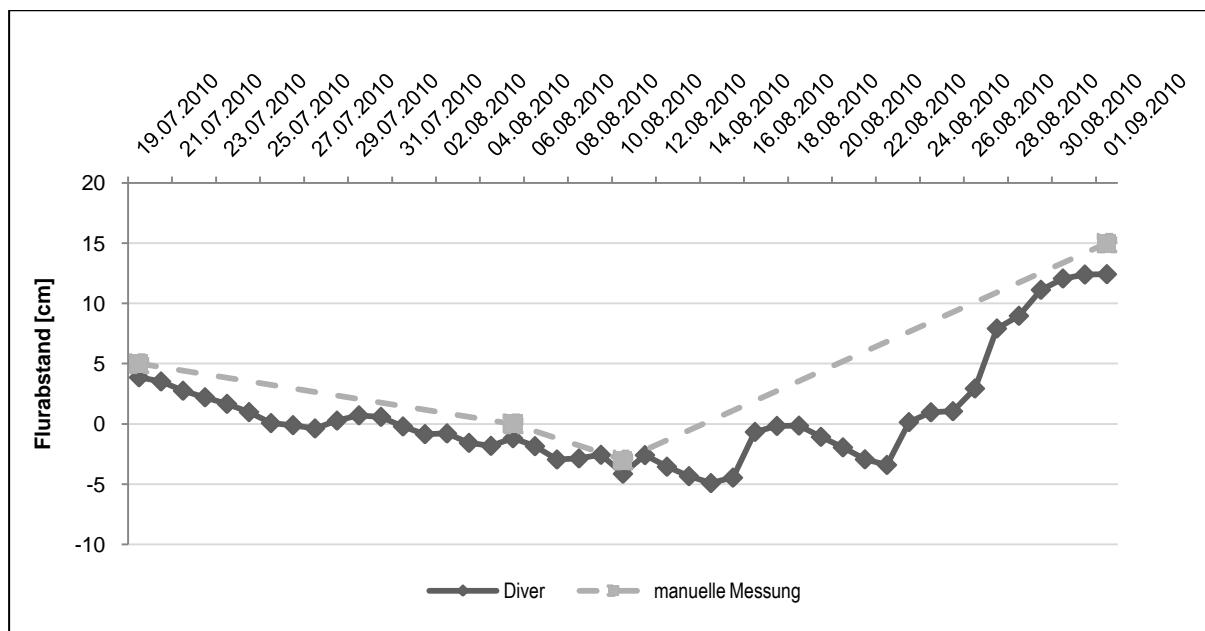


Abb. 15: Manuell gemessene Tageswerte der Wasserstände im Pegel der Fläche DQ10.

Am 19. August sank der Wasserspiegel in allen Pegeln um etwa 1,5 cm (Abb. 13). Wie unter Abb. 11 beschrieben, befanden sich die Wasserstände der einzelnen Pegel auf unterschiedlichen Niveaus.

Am 28. August stieg der Wasserspiegel in allen Pegeln um etwa 1–2 cm an. Insgesamt fielen an diesem Tag 11 mm Niederschlag (Abb. 14). Im Gegensatz zum 19. August war hier keine konstante Veränderung festzustellen und das Wasser in den Pegeln stieg nicht konstant an, sondern es zeigten sich Schwankungen innerhalb sehr kurzer Zeiträume. So stieg und fiel der Wasserpegel im Uchter Moor um fast vier Zentimeter innerhalb von drei bis vier Stunden. Schwankungen um die 1 cm, d. h. ein Steigen und Abfallen des Wasserstandes, fand auf allen Flächen statt. Wie in Abb. 13 verliefen die Kurven auch an diesem Tag auf verschiedenen Niveaus parallel.

Die Ergebnisse der Divermessung und der manuellen Messung des Wasserstandes per Lichtlot unterschieden sich nur um 1-2,5 cm (Abb. 15) und sind vermutlich auf geringfügige Ablesefehler bei der manuellen Messung zurückzuführen. Die manuellen Messungen zeigten die groben Trends der durch den Diver erfassten tatsächlichen Wasserstandsveränderungen auf; wie etwa die Senkung des Moorwasserstandes gegen Ende Juli und Anfang August, sowie den Tiefstand in der zweiten Augustwoche und den darauffolgenden Anstieg des Moorwasserstandes.

4.1.1.3 Diskussion

Bei der Bewertung der Wasserstandsschwankungen ist zu bedenken, dass nur ein kleiner Ausschnitt des Wasserhaushaltes im gesamten Jahresgang betrachtet werden konnte. Geringe Schwankungen des Wasserstandes wiesen die Flächen des DQ23, DQ1, DQ11 und DQ10 auf. Hier zeigten sich positiv zu bewertende kurzfristige Oszillationen der Wasserstände. Dem gegenüber stehen die großen Schwankungen der Fläche des DQ15 (Abb. 11). Als Ursache könnte auf dieser landwirtschaftlich vorgenutzten Fläche der Torfschwund in Frage kommen, der in Mooren zu drei bis zehn Mal höheren Wasserstandsschwankungen führen kann (SCHOUWENAARS 1994 zit. in KRÜGER 2002).

Im optimalen Fall sollte der Wasserstand jedoch dauerhaft oberflächennah anstehen. EGGELESMANN (1990) nennt Richtwerte von 5 cm unter bis 5 cm über Flur. Dies war zum Zeitpunkt der Untersuchung nur im DQ10 der Fall und zeigte im Vergleich mit den anderen Flächen Ansätze eines positiv zu bewertenden Wasserhaushaltes. Bei allen anderen Flächen lagen die Minimal- sowie Maximalwerte der Wasserstände zu weit auseinander.

Die Darstellungen der Tagesgänge der Wasserstände verdeutlichten, dass der Wasserstand relativ schnell, also binnen weniger Stunden, auf Niederschlag reagierte. Auch Absenkungen des Wasserstandes in trockeneren Perioden infolge von Verdunstung (KRÜGER 2002) ließen sich beobachten. Die Ursachen

hierfür können eine verringerte Wasserhaltekapazität des Akrotelms sowie weiterer Abfluss des Wassers von der Fläche sein. So zeigten auch Flächen eines mehrjährigen Versuches der Bayrischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau in den südlichen Chiemseemooren (ZOLLNER & CRONAUER 2003), dass der Wasserspiegel bei Niederschlagsereignissen auf beeinflussten, entwässerten Mooren relativ schnell an- aber auch wieder absteigen ließ. PRICE (1997) stellt in seiner Untersuchung der hydrologischen Verhältnisse unterschiedlich gemanagter Flächen fest, dass Grabenverschluss gute Wasserstände während des Frühjahrs halten kann, der Hochwasserrückgang jedoch wesentlich schneller abläuft als in einem natürlichen Moor. Er empfiehlt „aggressivere Techniken des Wassermanagements“ in Mooren, wie das Anlegen von offenen Wasserflächen und das Mulchen der Flächen (PRICE 1997).

Die Beurteilung der ganzjährigen Schwankungen der Wasserstände konnten mit den Daten der letzten drei Jahre des Venner Moores vorgenommen werden. Diese wiesen starke jahreszeitliche Schwankungen auf. Dies geschah vermutlich auch als Folge des Torfabbaus und der Moorentwässerung. So wird durch Entwässerung des Moorkomplexes und einer Sackung des Torfs nicht nur der maximale Wasserstand herabgesenkt sondern es kommt zudem zu einer erhöhten Frequenz der Wasserspiegelschwankungen (KRÜGER 2002).

Ein Zusammenhang zwischen der oberflächig anstehenden Torfart und dem Wasserregime der Untersuchungsflächen war nicht klar erkennbar. Die Flächen mit anstehendem Weißtorf (DQ10, DQ11) wiesen im Vergleich zu den Flächen mit anstehendem Schwarztorf (DQ1, DQ23) nicht zwingend Wasserstände näher an der Mooroberfläche auf. Aufgrund des noch vorhandenen Weißtorfes und dessen erhöhten Speicherkapazität (Timmermann et al. 2009) wäre dies jedoch zu erwarten gewesen. Des Weiteren wäre mit, durch die Schwammwirkung bedingten Quellungen und Schrumpfungen, geringeren Schwankungen zu rechnen. Auch dies kristallisierte sich bei den Untersuchungsflächen nicht heraus. Des Weiteren war die Fläche des DQ15, auch mit anstehendem Weißtorf, die Fläche, die insgesamt die niedrigsten Wasserstände während des gesamten Untersuchungszeitraumes aufwies. Dies hing vermutlich mit der vergleichsweise hohen verbliebenen Resttorfmächtigkeit zusammen, die es generell schwieriger macht, solche Flächen im Vergleich zu niedriger gelegenen Bereichen zu vernässen.

Auch beim Status der vorherigen Nutzung der Flächen zeigte sich kein klarer Trend in Bezug auf den Wasserhaushalt. Nach KRÜGER (2002) weisen Flächen mit vorheriger Nutzung, durch die zuvor bereits erläuterte Entwässerung und die damit verbundene Torfsackung sowie den Torfschwund, einen niedrigeren Wasserstand als anthropogen unbeeinflusste Flächen auf. Zwar war in dieser Untersuchung die einzige landwirtschaftlich vorgenutzte Fläche, die mit dem schlechtesten Wasserhaushalt und einer nicht landwirtschaftlich vorgenutzte Fläche die mit dem wünschenswertesten Wasserstand, mit einem Wert knapp über bzw. unter der Mooroberfläche, dennoch zeichnete sich bei den anderen Flächen, die alle nicht landwirtschaftlich vorgenutzt sind, kein klarer Trend ab.

Der Wasserstand ist von weiteren hydrologischen Faktoren wie der räumlichen Niederschlagsvariabilität, der Zu- und Abflüsse des Einzugsgebietes und der Verdunstungsrate abhängig (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Für eine weitergehende Beurteilung des Wasserhaushaltes wäre eine zusätzliche Berücksichtigung dieser Faktoren zu empfehlen.

4.1.1.4 Methodenkritik

Mehrere Messungen am Tag mittels Diver sind durchaus sinnvoll (Abb. 13, Abb. 14). So können Wasserstandsänderungen relativ zeitgenau datiert werden und die Reaktion der Moore auf die Zufuhr von Niederschlagswasser beurteilt werden. Dies ist mit den Momentaufnahmen der manuellen Messungen nicht möglich. Zudem liegen zu große Zeiträume zwischen den einzelnen Messungen und über den Wasserstand zwischen den einzelnen Messpunkten kann keine Aussage getätigert werden. Deshalb ist hier eine erhöhte Messfrequenz zu empfehlen. Die manuellen Messungen sind bei zeitlich nicht einheitlicher Messung an den verschiedenen Flächen auch als nicht vergleichbar anzusehen.

Es wurde deutlich, dass ein Monat ein zu kurzer Zeitraum für eine Beurteilung der hydrologischen Verhältnisse in den Untersuchungsgebieten ist. Mit den Daten des Venner Moores, also einem Zeitraum von mehreren Jahren, lassen sich erheblich bessere Aussagen treffen. Weitere Untersuchungen sollten zumindest eine Vegetationsperiode umfassen.

4.1.2 Wasserchemie

Aufgrund der dauerhaften Wassersättigung und Torfmooswachstum kommt es in naturnahen Mooren zur Torfbildung (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). So häufen sich im Laufe der Zeit immense Mengen an Kohlenstoff an, sodass Mooren eine große Rolle im globalen Stoffhaushalt zukommt (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

Um Moore als Räume der Torfbildung zu erhalten, sind der Schutz und die Wiederansiedlung von torfbildender Vegetation von zentraler Bedeutung. Die Wiederansiedlung von Schlüsselarten kann somit als Indikator für eine gelungene Renaturierung herangezogen werden (JOOSTEN 1992 zit. in TIMMERMANN et al. 2009). Sphagnen sind in Mooren der feuchten Mittelbreiten sowie der Borealen Zone mit die wichtigsten Verwerter von Kohlenstoff (BERENDESE et al. 2007). Sie binden atmosphärisches CO₂ und legen es in ihren Pflanzenteilen fest. Falls noch Torfbildung stattfindet, wird ein Teil davon als Torf abgelagert, ein anderer Teil wird durch den Abbau wieder freigesetzt und wird so wieder für die Photosynthese, insbesondere der flutenden Pflanzen wie der Sphagnen, verfügbar.

Die Konzentration von gelöstem CO₂ im Wasser wurde in Laborexperimenten als wichtiger Faktor für das Wachstum von Torfmoosen identifiziert (LAMERS et al. 1999). So konnten SMOLDERS et al. (2001) beispielsweise zeigen, dass es bei der Schlüsselart *Sphagnum magellanicum* bei einer CO₂-Konzentration im Wasser von bis zu 750 µmol/l zu einem Biomassezuwachs kam. Bei einer wesentlich geringeren Konzentration von 20 µmol CO₂/l blieb das Wachstum gering und eine kompakte Wuchsform, die zur Bultbildung führt, wurde unterbunden.

Weitere Voraussetzung für das Sphagnumwachstum sind nährstoffarme Verhältnisse und saure pH-Werte (CLYMO 1997). So gibt nicht nur der CO₂-Gehalt Aufschluss über den Zustand eines Moores. Nährstoffstatus und pH-Wert lassen Aussagen über die Trophie des Moorwassers zu. Stickstoff liegt in Hochmooren beispielsweise meistens in Form von Ammonium vor. Als Folge von Entwässerung kann dieses jedoch zu Nitrat oxidieren (KOPPISCH 2001). Auch die Leitfähigkeit des Wassers kann als Maß für die Gesamtmineralisierung angesehen werden (HÜTTER 1994).

Degradation von Mooren verändert ihre chemischen Charakteristika. Um einen Einblick in den Zustand der Untersuchungsflächen zu erhalten, soll im Folgenden ihr wasserchemischer Ist-Zustand anhand der Parameter CO₂-Gehalt des Wassers, pH-Wert, Leitfähigkeit und Nährstoffgehalte untersucht werden.

4.1.2.1 CO₂

4.1.2.1.1 Methoden

An einem Termin im September 2010 wurde im Moorwasser aller Untersuchungsflächen gelöstes CO₂ mit der Methode nach TRILLICH (1986) bestimmt. Hierbei wird eine Wasserprobe von 50 ml mit zwei Tropfen der Anfärbelösung Phenolphthalein versetzt. Die Probe wird dann bis zum Farbumschlag tröpfchenweise unter Zuhilfenahme einer Bürette mit 0,05 %iger Natronlauge (NaOH) titriert (Abb. 16a). Der Verbrauch von 1 ml NaOH entspricht dann 44 mg CO₂/l (HÖLL 1986). Es wurden je zwei Messwiederholungen durchgeführt.

Die Wasserproben wurden mit einer 100 ml PVC-Spritze und anhängendem Schlauch aus dem Pegel (Abb. 16b) sowie aus der obersten Torfschicht (0-10 cm) (Abb. 16c) gesaugt. Beim Torf wurde dazu zusätzlich



Abb. 16: Bestimmung von gelöstem CO₂ im Gelände (a) mit der Methode nach TRILLICH (1986). Heraussaugen von Moorwasser mit Hilfe einer PVC-Spritze und anhängendem Schlauch aus einem Pegel (b) sowie aus dem Torf (c).



Abb. 17: Durchsprudeln der Wasserprobe mit N₂; Titration der Probe mit NaOH.

eine Teflon-Saugkerze verwendet. Nach vorsichtigem Abtrennen des Schlauches und Verschließen der Spritzenöffnung wurden die Spritzen im Gelände als Gefäß für die Titration genutzt. Mit der Methode nach TRILLICH (1986) wird nicht nur der CO₂-Anteil der Wasserprobe bestimmt, sondern der gesamte Säureanteil des Wassers ermittelt. Dieser setzt sich zusammen aus H⁺-Ionen, Huminsäuren sowie dem Kohlendioxid-Kohlensäure-Anteil (SIEGEL et al. 2005).

Durch die nachträgliche Messung des Huminsäure- sowie des H⁺-Ionen-Anteils der Proben im Labor konnten die Werte für CO₂ ermittelt werden. Dies erfolgte durch eine erneute Titration der Proben mit NaOH nach Entfernung des CO₂ (Abb. 17). Letzteres wurde durch fünfminütige Durchsprudelung der Proben mit Stickstoff (N₂) erreicht. Im Folgenden werden die Ergebnisse aus dieser Messung als Trillich-Methode bezeichnet.

Des Weiteren wurde der CO₂-Gehalt über die Analyse des TIC (total inorganic carbon)-Gehaltes im Wasser bestimmt. Dazu wurden pro Aufnahmefläche eine Wasserprobe aus den Pegeln und eine Wasserprobe aus dem Torf in 100 ml PE-Flaschen abgefüllt. Aufgrund des undurchlässigen Substrates oder sehr schneller Verstopfung der Saugkerze konnten nicht auf allen Flächen Proben entnommen werden. Bis zur weiteren Analyse der Proben im Labor wurden die Proben bei 4 °C etwa drei Wochen in den verschlossenen PE-Flaschen gelagert. Zur Bestimmung des TIC-Gehaltes wurden die Wasserproben in Glasflaschen umgefüllt und mit dem LiquidTOC (elementar) analysiert. Laut HÜTTER (1994) entspricht der TIC-Gehalt dem CO₂-Gehalt ab einem pH < 4,3. Im Folgenden werden die Ergebnisse aus dieser Messung als TIC-Methode diskutiert.

Zum Vergleich der Mittelwerte der gemessenen Werte im Pegel sowie im Torf erfolgte ein t-Test für verbundene Stichproben bzw. ein Wilcoxon-Test je nach vorhandener oder nicht vorhandener Normalverteilung (Vortest: Shapiro-Wilk für n < 50). Der Zusammenhang zwischen den Trillich- und TIC-Werten wurde mit dem Spearman Rangkorrelationskoeffizient errechnet. Alle Berechnungen erfolgten mit SPSS Statistics 17.0.

4.1.2.1.2 Ergebnisse

Die mit der Trillich-Methode gemessenen CO₂-Werte lagen um ein Vielfaches höher als die Werte aus der TIC-Messung (Tab. 10). Die CO₂-Gehalte des Wassers waren im Pegel im Mittel (Tab. 10) und auf der Mehrzahl der Flächen niedriger (Tab. A9). Dieser Unterschied war jedoch nur bei der Trillich-Methode signifikant (Tab. 10). Es liegt nahe, dass aufgrund eines stärkeren Kontakts zur Oberfläche im Pegel eine höhere Menge an CO₂ in die Gasphase übergeht als im Torf. Die einzelnen Flächen unterschieden sich zudem stark in ihren CO₂-Gehalten, sowohl wenn man die TIC- als auch die Trillich-Methode betrachtete. Diese Schwankungen waren bei der Trillich-Methode jedoch wesentlich stärker als bei den TIC-Werten. Eine Korrelationsanalyse der TIC-Werte mit den Trillich-Werten brachte keine signifikanten Zusammenhänge hervor (Tab. 11).

Tab. 10: Statistische Kennwerte der CO₂-Gehalte der Wasserproben aus den Pegeln sowie aus dem Torf der beiden angewandten Methoden. Datensatz siehe Tab. A8. Test auf signifikante Unterschiede mittels Wilcoxon-Test (TIC) und t-Test für verbundene Stichproben (Trillich). n.s. = nicht signifikant, *** = p ≤ 0,001.

	TIC (Pegel) [CO ₂ mg/l] (n= 28)	TIC (Torf) [CO ₂ mg/l] (n = 20)	p	Trillich (Pegel) [CO ₂ mg/l] (n = 28)	Trillich (Torf) [CO ₂ mg/l] (n = 20)	p
Mittelwert ± Standardabweichung	6,9 ± 2,9	7,3 ± 0,8	n.s.	45,0 ± 19,7	85,9 ± 29,7	***
Minimum/Maximum	2,2/18,6	5,9/8,8		19,5/97,1	41,9/150,5	

Tab. 11: Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten der TIC- und CO₂-Gehalte. n.s. = nicht signifikant.

	TIC (Pegel) (n = 28)	p	TIC (Torf) (n = 20)	p
Trillich (Pegel) (n = 28)	0,29	n.s.	.	.
Trillich (Torf) (n = 20)	.	0,13	n.s.	.

Da für Moorwässer bisher keine Vergleichswerte bestehen, fiel eine Einordnung der gemessenen Werte schwer. So konnte nur ein Vergleich mit anderen Gewässertypen vorgenommen werden. So gibt HÜTTER (1994) für Oberflächengewässer Gehalte von 1 bis 10 mg/l CO₂ an. In diese Spannweite der Richtwerte für Oberflächengewässer ließen sich die TIC-Werte im Torf sowie im Pegel einordnen. Die CO₂-Mittelwerte der Trillich-Methode überstiegen diesen Wert dagegen um ein Vielfaches (Tab. 10). Die mit der Trillich-Methode gemessenen CO₂-Gehalte lagen zudem im Mittel wesentlich höher als die in der Einleitung beschriebenen 750 µmol/l (entspricht 33 mg/l) in der Untersuchung von SMOLDERS et al. (2001).

4.1.2.1.3 Methodenkritik

Die Ergebnisse der beiden Methoden sollten eigentlich stark miteinander korreliert sein. In der vorliegenden Untersuchung wurde dieser Zusammenhang jedoch nicht deutlich. Die Ursache dafür kann zum Teil in der Probenentnahme liegen. Dort bestand am Übergang der PVC-Spritze zum Schlauch eine undichte Stelle, durch die CO₂ entwichen sein und so Messungenauigkeiten verursacht haben kann. Des Weiteren haben die Proben vermutlich zu lange bis zur Analyse gelagert.

Ein Problem bei der TIC-Messung war das Umfüllen der Wasserprobe von der PE- in die Glasflasche, die zur Messung durch das Gerät verwendet wurde. Dies kann zu einer Verflüchtigung von CO₂ führen. Auch bei der 40-minütigen Messung kann weiteres CO₂ entwichen sein. Auf diese methodischen Fehler sind vermutlich die im Vergleich zu den CO₂-Gehalten wesentlich niedrigeren TIC-Gehalte zurückzuführen. Für zuverlässige Ergebnisse ist in Zukunft dennoch, bei richtiger Handhabung der Proben, die Messung des TIC-Wertes zu empfehlen, da die Trillich-Methode insbesondere bei starker Färbung des Moorwassers zu ungenau ist.

Die gemessenen Werte im Pegel sind aufgrund des erhöhten Kontakts mit der Atmosphäre nicht repräsentativ. Das zeigen die wesentlich höheren Messwerte im Torf. Für zukünftige Messungen ist daher die Probenahme aus dem Torf zu empfehlen.

4.1.2.2 pH-Wert und Leitfähigkeit von Haft- und Torfkörperwasser

4.1.2.2.1 Methoden

Der pH-Wert und die Leitfähigkeit wurden im Porenwasser des Torfkörpers sowie im Haftwasser der Torfmoose gemessen. Dazu wurde an zwei Terminen im Juli sowie August 2010 mit einer Spritze aus den Pegeln jeder Aufnahmefläche Wasser entnommen. Zur Gewinnung des Haftwassers wurde an einem Termin Wasser aus den Sphagnen in ein Gefäß gepresst. Zur Messung wurde ein Feld-pH-Meter sowie für die Leitfähigkeit ein Konduktometer (WTW) verwendet. Da in manchen Pegeln nicht genug Wasser vorhanden war und die Sphagnen nicht ausreichend wassergesättigt waren, konnten auf einigen Flächen keine Proben entnommen werden.

Mit SPSS Statistics 17.0 wurden je nach vorhandener oder fehlender Normalverteilung (Shapiro-Wilk-Test für $n < 50$) mit einem t-Test für verbundene Stichproben oder einem Wilcoxon-Test getestet, ob es zwischen zum gleichen Zeitpunkt aufgenommenen Werten signifikante Unterschiede im Haftwasser und Torfkörperwasser gab.

4.1.2.2.2 Ergebnisse

Die pH-Werte des mit dem Torfkörper in Kontakt stehenden Wassers lagen mit einem Mittelwert von 4,2 im stark sauren Bereich; der Mittelwert des Torfmooshaftwassers befand sich gerade noch im sehr stark sauren Bereich (AG BODEN 2005). Die Leitfähigkeiten des Torfkörperwassers lagen mit im Mittel 140 µS/cm deutlich unter den Werten des Sphagnenhaftwassers mit 407 µS/cm (Tab. 12). Dessen Maximalwert war mit 846 µS/cm sogar noch einmal doppelt so hoch wie der Mittelwert.

Bei dem Vergleich der zu einem gleichen Zeitpunkt erhobenen Werte ergaben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den pH-Werten aus dem Torfkörperwasser und dem Sphagnenhaftwasser (Tab. 13). Die Leitfähigkeit hingegen war im Haftwasser signifikant höher.

4.1.2.2.3 Diskussion und Methodenkritik

Sphagnen schaffen aufgrund eines intensiven Ionenaustausches mit ihrer Umgebung ein saures Milieu. Positiv geladene Kationen werden an der Zellwand der Sphagnen angelagert und H⁺-Ionen abgegeben. Dieser Prozess führt zu einer Versauerung des Standortes (BELL 1959, CLYMO 1963). Auf dieses Phänomen sind die niedrigen pH-Werte in Hochmooren sowie insbesondere im Haftwasser der Sphagnen selbst zurückzuführen. Daher wäre es zu erwarten gewesen, dass die Werte des Haftwassers der Sphagnen signifikant niedriger ausfallen als die des Torfkörperwassers. Tatsächlich waren jedoch mehrere Werte sogar höher als die des Torfkörperwassers. Eine Erklärung könnten kurzfristige Niederschlagereignisse sein, die zu diesen Zeitpunkten auftraten: Der Regen wurde von den Sphagnen unmittelbar aufgesogen

Tab. 12: Statistische Kennwerte der pH-Werte sowie der Leitfähigkeit (LF) des Torfkörperwassers (Torkörper) aus den Pegeln sowie des Haftwassers aus den Sphagnen (Sphagnen). Werte für die einzelnen Flächen finden sich im Anhang, Tab. A9.

	pH-Wert (Torkörper) (n = 41)	pH-Wert (Sphagnen) (n = 19)	LF (Torkörper) (n = 41)	LF (Sphagnen) (n = 18)
Mittelwert ± Standardabweichung	4,2 ± 0,4	4,0 ± 0,4	139,6 ± 63,4	407,0 ± 195,4
Minimum/Maximum	3,7/5,3	3,5/4,8	76/400	108/846

Tab. 13: Unterschiede zwischen Torfkörperwasser (Torkörper) und Torfmoosporenwasser (Sphagnen) hinsichtlich des pH-Wertes und der Leitfähigkeit (LF) an zum gleichen Zeitpunkt erhobenen Daten. Test auf signifikante Unterschiede mittels T-Tests für verbundene Stichproben (pH-Werte) bzw. Wilcoxon-Test (LF). n.s. = nicht signifikant, * = p ≤ 0,05

	Torkörper (n = 8)	Sphagnen (pH: n = 8, LF: n = 7)	p
pH-Wert	4,3	4,1	n.s.
LF (µS/cm)	133,3	354,0	*

und hob so den pH-Wert an, während sich eine geringe Menge Regen kaum auf den Moorwasserspiegel auswirkte, da er erst noch versickern musste.

PURANEN et al. (1999) geben für ein natürliches Hochmoor in Finnland Leitfähigkeiten von unter 100 µS/cm an, die Leitfähigkeit des Wassers im Torfkörper lag deutlich über diesen Werten. WIND-MULDER et al. (1996) fanden in abgetorften Mooren Kanadas Leitfähigkeiten von maximal 110 µS/cm. Die relativ hohe Konzentration an gelösten Mineralstoffen könnte mit den Mineralisierungsvorgängen zusammenhängen, die durch die im Sommer oft zu niedrigen Wasserstände vonstattengehen können. Die höhere Leitfähigkeit des Sphagnenhaftwassers könnte zumindest teilweise mit dem niedrigeren pH-Wert und der damit höheren Anzahl an H⁺-Ionen erklärt werden (s. PURANEN et al. 1999).

Für weitere Untersuchungen sollten nur die Werte des Wassers im Torfkörper erhoben werden. Dies hat mehrere Vorteile: (1) Auch auf Flächen ohne (ausreichendes) Sphagnum-Vorkommen können so Werte gemessen werden, (2) wird der Wasserstand der Fläche ermittelt, so kann ohne einen weiteren aufwendigen Arbeitsschritt wie das Suchen einer ausreichenden Sphagnum-Menge der pH-Wert und die Leitfähigkeit gemessen werden und (3) sind die Werte des Torfkörperwassers konstanter, sodass die Messungen, die meist nicht exakt gleichzeitig erfolgen können, vergleichbar bleiben. Zwischen den Messungen auftretende Niederschlagsereignisse sind jedoch bei der Ergebnisinterpretation zu beachten.

4.1.2.3 Ammonium(NH₄⁺)- und Nitrat(NO₃⁻)-Gehalte des Wassers

4.1.2.3.1 Methoden

Im Juli 2010 wurde mit einer Teflon-Saugkerze und damit verbundener Pumpe jeder Fläche 100 ml Oberflächenwasser aus den Pegeln entnommen und jeweils 50 ml in eine mit Schwefelsäure angesäuerte PE-Flasche sowie eine leere PE-Flasche gefüllt. Die Proben wurden anschließend gekühlt. Auch hier war in manchen Pegeln nicht genug Wasser für die Probenentnahme vorhanden. Direkt im Anschluss an die Geländearbeit wurden die Proben im Labor mikrofiltriert und mit dem FIAstar 5000 (Foss) auf Nitrat- und Ammonium-Gehalte hin analysiert.

4.1.2.3.2 Ergebnisse und Diskussion

Der Mittelwert des Ammoniums (NH₄⁺) lag auf den Flächen insgesamt niedriger als der mittlere Gehalt an Nitrat (NO₃⁻) (Tab. 14). In natürlichen Hochmooren ist die NH₄⁺-Konzentration hingegen höher als die NO₃⁻-Konzentration (KOPPISCH 2001). Daraus kann geschlossen werden, dass in den Untersuchungsflächen ausreichend O₂ zur Oxidation zur Verfügung stand, die untersuchten Torfe demnach, wahrscheinlich aufgrund von Wasserstandsschwankungen, entsprechend durchlüftet waren.

Bisher gibt es für die Einordnung dieser Stickstoffverbindungen für Moore jedoch keine einheitlichen Richtwerte. SCHWARZ (2010) benennt in seiner Arbeit über Teile des Murnauer Mooses für, hinsichtlich ihres Torfwachstums und Wasserhaushaltes, naturnahe Flächen, NH₄⁺-Gehalte von weniger als 3 mg/l NH₄⁺. Für abgetorfte Flächen nennt er Werte von 4-5 mg/l. In den natürlichen Mooren Kanadas wurden maximal 1,6 mg/l NH₄⁺ sowie weniger als 0,1 mg/l NO₃⁻ gemessen; in abgetorften und wiedervernässten Flächen variierten die NH₄⁺-Gehalte von 1,6 bis 5,4 im Mittel und die NO₃⁻-Gehalte von 0,1 bis 0,3 mg/l (WIND-MULDER et al. 1996). In Bezug zu diesen Werten lagen die Gehalte dieser Untersuchung beim NH₄⁺ im relativ niedrigen, beim NO₃⁻ dagegen im höheren Bereich.

Tab. 14: Statistische Kennwerte der Nitrat- und Ammoniumgehalte des Moorwassers. Werte für alle Flächen befinden sich im Anhang (Tab. A9).

	NH ₄ ⁺ [mg/l] (n = 17)	NO ₃ ⁻ [mg/l] (n = 17)
Mittelwert ± Standardabweichung	1,75 ± 1,45	2,06 ± 2,44
Minimum/Maximum	0,00/4,21	0,01/9,43

4.2 Komponente Torf

4.2.1 Nährstoffgehalte im Torf

Eutrophierung und daraus folgende gesteigerte Produktivität, häufig in Folge vorangegangener landwirtschaftlicher Nutzung mit einhergehender Düngung, werden bei WIEGLEB & ZERBE (2009) als eine der Ursachen für das Misslingen von Renaturierungsmaßnahmen aufgeführt. Das Wachstum von Torfmoosen ist unter nicht anthropogen beeinflussten Bedingungen N-limitiert (MALMER 1975). Bei erhöhten N-Einträgen ist Stickstoff jedoch nicht mehr wachstumslimitierend (LAMERS 2001). Ein Problem von Stickstoffeinträgen und die überschrittene Aufnahmekapazität der Torfmoose ist die Anregung des Wachstums von Gefäßpflanzen wie Birken oder Pfeifengras, die mit dem Torfmoos in Konkurrenz treten (TIMMERMANN et al. 2009). Um die Stickstoffverfügbarkeit der Standorte abzuschätzen, wurde in der vorliegenden Untersuchung das C/N-Verhältnis im Torf gemessen. Je kleiner dies ist, umso besser ist die Stickstoffverfügbarkeit (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). So kann dieses Verhältnis Aufschluss über die Trophie des Standortes und über Festlegung oder Freisetzung von Nährstoffen geben. Die Verfügbarkeit von Phosphat und Kalium ist ebenfalls ein guter Indikator für die Trophie eines Standorts. Viele Nährstoffumsetzungen geschehen zudem in Abhängigkeit vom pH-Wert. Er ist auch ein wichtiges Kriterium für die Einteilung von ökologischen Moortypen (GELBRECHT & KOPPISCH 2001).

Stabile Wasserstände nahe der Oberfläche sind Ziel der Renaturierung (EGGELSMANN 1990). Sind die Wasserstände nicht stabil, so können zu Zeiten der Austrocknung Mineralisierungsprozesse stattfinden. Durch Mineralisierung wird die organische Komponente des Torfes zersetzt und der Anteil der anorganischen Komponente (Aschegehalt) steigt an.

4.2.1.1 Methoden

Mit Hilfe eines Stechbohrers von Eijkelkamp wurde in den vier Eckpunkten jeden Dauerquadrats eine Bodenmischprobe (0-10 cm) entnommen und in hitzebeständigen Plastiktüten gelagert. Die Proben wurden in den geöffneten Tüten im Trockenschrank bei 105 °C ca. eine Woche getrocknet und etwa vier Wochen bis zur Weiterverarbeitung gelagert.

Im Labor wurden Gehalte von pflanzenverfügbarem Phosphor (P_2O_5) und Kalium (K_2O) in Calciumacetessigsäure (CAL-Methode vgl. SCHÜLLER 1969) bestimmt. Hierzu wird ein Extrakt aus dem gemahlenem Torf, Aktivkohle und der CAL-Lösung hergestellt. Zur P_2O_5 -Bestimmung wird dieser mit einer Anfärbelösung versetzt und der Gehalt photometrisch mittels Spektralphotometer (Lambda 11, Perkin Elmer) bei 578 nm gemessen. Der Gehalt an K_2O wurde am Flammenphotometer (PFP7, Jenway) gemessen.

Da es sich nicht um Frischproben handelte, wurde zur Erfassung der potentiellen Acidität des Torfes der pH-Wert im Labor in $CaCl_2$ bestimmt. Bei Torf wird hierzu ein Volumen von 20 ml verwendet, welches dann mit 50 ml der $CaCl_2$ -Lösung versetzt wird (s. BROLL & ERBER 2000). So werden Ionen von ihren Austauscherplätzen verdrängt und die potentielle Acidität bestimmt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Zur Messung wurde ein Labortisch-pH-Meter (Schott Instruments) verwendet.

Das Verhältnis des Kohlenstoffgehaltes zum Stickstoff-Gehalt (C/N-Verhältnis) wurde mit dem C/N-Analysator (EA 3000, HEKAttech) ermittelt. Fehlende Werte ergeben sich aus einer zu geringen Probenmenge für die Laboranalyse.

Zur Bestimmung des Aschegehaltes wurden die Torfmischproben (Probenahme siehe Abschnitt 4.2.1.1) im Trockenschrank (105 °C) bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und auf 2 mm gesiebt. Von im Muffelofen (550 °C) vorgeglühten Porzellantiegel wurden, nachdem sie im Exsikator abkühlen konnten, die jeweiligen Leergewichte bestimmt. Anschließend wurden 5-20 g des Torfmaterials in die Tiegel eingewogen und im Muffelofen (550 °C) 2-4 Stunden bis zur Gewichtskonstanz gebrannt. Der Glührückstand wurde nach Abkühlung der Proben gewogen. Der Aschegehalt ergibt sich aus dem Verhältnis von der Differenz aus Einwaage und Glühverlust und der Einwaage.

Signifikante Unterschiede zwischen Schwarztorf und Weißtorf wurden per Mann-Whitney-U-Test (Vortest: Shapiro-Wilk auf Normalverteilung für $n < 50$) mit SPSS 17.0 ermittelt.

4.2.1.2 Ergebnisse und Diskussion

Die Mittelwerte der Phosphat- und Kaliumgehalte (Tab. 15) sind nach Richtlinien der Landwirtschaftskammern in die niedrigsten Gehaltsklassen einzuordnen (vgl. AG BODEN 2005). Dennoch ist zu beachten, dass diese Richtlinien die Nährstoffgehalte genutzter Moorböden angeben. Die Richtwerte für Nährstoffgehalte intakter Moorböden liegen in niedrigeren Bereichen (ZEITZ 1997).

Der mittlere pH-Wert lag im extrem sauren Bereich (vgl. AG BODEN 2005).

Das mittlere C/N-Verhältnis lag bei 46. Nach POTT & HÜPPE (2007) liegen die C/N-Verhältnisse für schwach zersetzte Hochmoortorfe zwischen 50 und 100. Liegt das C/N-Verhältnis über 25, wird beim Abbau von organischer Substanz Stickstoff festgelegt. Liegt es darunter, so wird Stickstoff freigesetzt. Bei anthropogen beeinflussten Torfen kann man jedoch nicht mehr grundsätzlich von diesem Zusammenhang ausgehen. So wurde bei C/N-Verhältnissen zwischen 40 und 120 noch eine Stickstofffreisetzung gemessen (DAMMAN 1988, KOERSELMANN & VERHOEVEN 1992 zit. in KOPPISCH 2001).

SUCCOW (1981, zit. in KUNTZE et al. 1994) teilt das C/N-Verhältnis sowie den pH-Wert in drei Trophiestufen ein. Demnach lassen sich die Torfe bei pH-Werten unter 4,8 und einem C/N-Verhältnis von größer als 35 eindeutig in die Klasse der Hochmoortorfe einordnen. Das C/N-Verhältnis unterschied sich zwischen Flächen unterschiedlicher Torfarten. So war es auf den Flächen mit anstehendem Schwarztorf signifikant höher als auf den Flächen mit anstehendem Weißturf (Abb. 18). Eigentlich wäre ein umgekehrtes Ergebnis zu erwarten gewesen, da Schwarztorf stärker zersetzt ist und mit zunehmender Humifizierung das C/N-Verhältnis enger wird. Gründe hierfür könnten Vererdungsprozesse sein, die die Eigenschaften der Torfarten überlagern. Die Weißtorfflächen waren meist deutlich älter, Zersetzung- und Vererdungsprozesse konnten hier schon länger wirken.

Der Aschegehalt von Weißturf und Schwarztorf liegt normalerweise bei 1-2 % (RODERFELD 1992). Der mittlere Aschegehalt der untersuchten industriell abgetorften Flächen lag mit 5,8 % deutlich darüber. Es hat daher vermutlich zumindest oberflächennah ein Zersetzungsprozess nach Abbau stattgefunden.

4.2.1.3 Methodenkritik

Bei der Entnahme der Torfsproben sollte auf die Entnahme einer ausreichenden Bodenmenge geachtet werden. Für die durchgeführten Torfanalysen dieser Untersuchung wird eine Mindestmenge von 100 g empfohlen. Die Verwendung des Stechbohrers (Fa. Eijkelpkamp) zur Gewinnung der Bodenproben empfiehlt sich nur bei trockenen Flächen. Bei nasser Standorten besteht die Gefahr, die Bodenprobe nicht vollständig aus dem Torf ziehen zu können. Hier sollte daher ein spezieller Moorbohrer (Kammerbohrer) verwendet werden.

Tab. 15: Statistische Kennwerte der Nährstoffgehalte sowie des C/N-Verhältnisses, des pH-Wertes und des Aschegehaltes des Torfs. Werte für die einzelnen Flächen befinden sich im Anhang (Tab. A9).

	P ₂ O ₅ [mg/100g Boden] (n = 29)	K ₂ O [mg/100g Boden] (n = 29)	C/N-Verhältnis (Torf) (n = 29)	pH-Wert (Torf) (n = 25)	Aschegehalt [%] (n = 25)
Mittelwert ± Standardabweichung	6,0 ± 5,0	10,0 ± 9,0	46,2 ± 13,1	2,9 ± 0,3	5,8 ± 2,9
Minimum/Maximum	0,8/22,8	1,7/37,0	30,0/97,0	2,6/3,4	0,0/12,4

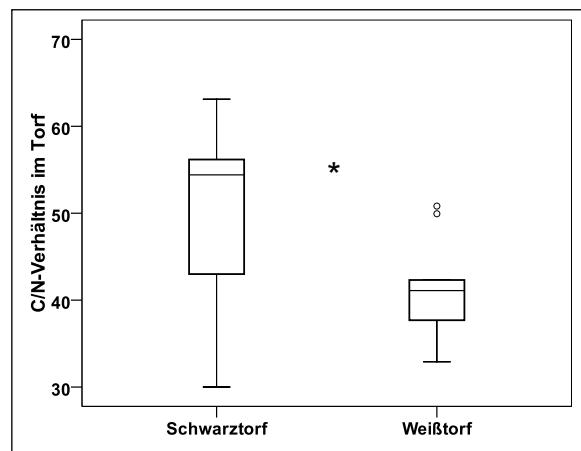


Abb. 18: Vergleich auf signifikante Unterschiede zwischen dem C/N-Verhältnis auf Flächen mit anstehendem Schwarztorf (n = 13) sowie Weißturf (n = 12) mittels Mann-Whitney-U-Test. * = p ≤ 0,05. Extremwerte im Datensatz sind durch einen Kreis (○) dargestellt.

4.2.2 Physikalische Parameter: Torfmächtigkeit und Rohdichte

Ein Ziel bei der Wiedervernässung von Hochmooren ist es, einen ganzjährig mehr oder weniger stabilen Wasserstand dicht unter der Geländeoberfläche einzustellen (BLANKENBURG 1993). Bei den zur Wiedervernässung hergerichteten Flächen, bei denen Schwarztorf ansteht, kann dies ein Problem sein. Dessen Wasserspeicherkapazität ist mit 10 mm Wasser pro Dezimeter Torf deutlich geringer als die 25-30 mm Wasser pro Dezimeter Torf, die Weißtore oder Bunkerden speichern können (AG BODEN 2005). Zudem neigt Schwarztorf bei sommerlicher Austrocknung zur Bildung von Schrumpfrissen. Auf wiedervernässten Schwarztorfabbauflächen besteht bei zu geringer Torfaulage daher die Gefahr, dass diese Schrumpfungsrisse bis an den mineralischen Untergrund heranreichen und Stauwirkung des Schwarztors beeinträchtigen (BLANKENBURG & KUNTZE 1987). Aus den genannten beiden Gründen sollten zur Wiedervernässung hergerichtete Flächen daher eine Resttorfmächtigkeit von 80 cm aufweisen, hier von sollten 50 cm gewachsener Hochmoortorf und 30 cm Bunkerde sein (BLANKENBURG 2004).

Ein weiteres Ziel ist die Ansiedlung von Torfmoosen. Die ersten Torfmoose können sich eher nur dort ansiedeln, wo flache Stellen in den überstaunten Poldern vorhanden sind oder dort wo in tieferen Stellen schwimmende Torfdecken vorhanden sind (SMOLDERS et al. 2002). Diese können besonders gut dann entstehen, wenn die Rohdichte des Torfes gering ist (TOMASSEN et al. 2003).

Es ist daher zu vermuten, dass der Renaturierungserfolg mit zunehmender Torfmächtigkeit sowie bei Verbleib von Weißtorf auf der Fläche und bei geringer Rohdichte am größten ist.

4.2.2.1 Methoden

Zur Ermittlung der Torfmächtigkeit wurde eine zwei Meter lange Eisenstange in den Torf gesteckt. Wird der mineralische Untergrund erreicht, so ist dies als plötzlicher Widerstand spürbar. Die so erfasste Torfmächtigkeit umfasst – je nach Moogenese – verschiedene Torfartengruppen (Niedermoortorf, Hochmoortorf) und unter Umständen Mudden. Um die verbliebene Hochmoormächtigkeit zu erfassen sowie Schwarztorf (hg 6-10) von Weißtorf (hg 1-5) zu unterscheiden (NAUCKE 1990), ist daher eine Torfansprache und Bestimmung des Zersetzunggrades nach der zehnstufigen Skala nach VON POST wichtig. In Anbetracht der aufzunehmenden Parameter wurde die Stratigraphie mit einem Stechbohrer (Fa. Eijkenkamp) nur an einigen Flächen zu Übungszwecken aufgenommen, um sie im nächsten Jahr vertiefen zu können (siehe 6.2).

Zur Bestimmung der Rohdichte wurde in der Nähe jedes Dauerquadrats mit einem Stechzylinder eine volumenechte Torfprobe von 100 cm³ genommen. Im Anschluss an die Trocknung (105 °C) wurden diese Proben gewogen und das gemessene Gewicht auf das entnommene Torfvolumen bezogen.

Statistische Kennwerte wurden mit SPSS 17.0 ermittelt.

4.2.2.2 Ergebnisse und Diskussion

Die geringste Torfmächtigkeit betrug 55 cm, die höchste konnte mit der 2 m langen Stange nicht ermittelt werden (s. Tab. A9). Da an der allein mit der Peilstange ermittelten Torfmächtigkeit mehr oder weniger mächtige Niedermoortorfschichten beteiligt sein können, soll bei zukünftigen Untersuchungen zwischen Weiß- und Schwarztorf unterschieden werden, um differenziertere Aussagen zum Einfluss der Resttorfmächtigkeit treffen zu können.

Die mittlere Rohdichte von 137,8 g/l entsprach etwa der Rohdichte von Schwarztorfen. Diese liegt bei 120-240 g/l und damit höher als die von Weißtorfen mit 40-80 g/l (RODERFELD 1992). Aufschwimmender Torf, auf dem sich Torfmoose ansiedeln können, weist eine Rohdichte von ca. 30-90 g/l auf (SMOLDERS et al. 2003). Die Rohdichte des Torfes der untersuchten Flächen war also offenbar zu hoch, als dass er aufschwimmen konnte. Dies könnte darin begründet sein, dass die Flächen teilweise schon sehr alt und die oberen Dezimeter entsprechenden Vererdungs- und damit Kompaktierungsprozessen unterworfen waren. Daneben gilt

Tab. 16: Statistische Kennwerte der Rohdichte des Torfs.

	Rohdichte [g/l] (n = 26)
Mittelwert ± Standardabweichung	137,8 ± 45,4
Minimum/Maximum	52,8/232,2

es zu bedenken, dass auf älteren Flächen der Torf bereits durch Vegetation verankert ist, sodass die Rohdichteermittlung um die Schwimmfähigkeit zu beurteilen, vor allem auf jüngeren vegetationsarmen Flächen sinnvoll erscheint.

4.3 Einfluss von landwirtschaftlicher Vornutzung und des Wiedervernässungs-Alters auf die abiotischen Parameter

Im Folgenden wurde die ermittelten Variablen der Wasser- und Torfchemie zwischen landwirtschaftlich vorgenutzten und nicht vorgenutzten Flächen (vor der Abtorfung) sowie Flächen unterschiedlichen Wiedervernässungs-Alters verglichen.

Um herauszufinden, ob zwischen zwei Gruppen (Vornutzungs-Kategorie) signifikante Unterschiede vorliegen, wurde bei parametrischen Umweltvariablen (Vortests: Shapiro-Wilk-Test für Normalverteilung, Levene-Test für Homogenität der Varianzen) auf den t-Test für unabhängige Variablen zurückgegriffen, bei nicht-parametrischen Umweltvariablen erfolgte der Mann-Whitney-U-Test. Zwischen mehreren Gruppen (Alterskategorien) wurde bei parametrischen Umweltvariablen eine ANOVA und bei nicht-parametrischen Umweltvariablen ein Kruskal-Wallis-Test mit anschließendem Mehrfachvergleich mittels Mann-Whitney-U-Test und Dunn-Sidak-Korrektur des Signifikanzniveaus durchgeführt.

4.3.1 Landwirtschaftliche Vornutzung

4.3.1.1 Ergebnisse

Signifikante Unterschiede zeigten sich vor allem in den beim Torf erhobenen Variablen. So waren die Werte an pflanzenverfügbarem Kalium und Phosphor der vorgenutzten Flächen signifikant höher als die der nicht vorgenutzten Flächen (Tab. 17). Auffällig waren auch die größeren Wertespannen der Nährstoffgehalte des Torfes auf den vorgenutzten Flächen, während die ungenutzten Flächen einheitlichere Werte aufwiesen (Tab. A9).

Tab. 17: Mittelwertvergleich hinsichtlich der abiotischen Parameter zwischen landwirtschaftlich vorgenutzten sowie nicht vorgenutzten Flächen mittels t-Tests für unabhängige Stichproben (t) bzw. Mann-Whitney-U-Test (U). n = Stichprobenumfänge der vier Alterskategorien.
* = $p \leq 0,05$; ** = $p \leq 0,01$; *** = $p \leq 0,001$.

	landwirtschaftliche Vornutzung		p	Test	n ₀ , n ₁
	ohne	mit			
P ₂ O ₅ [mg/100g Boden]	4,4	9,6	*	U	20, 9
K ₂ O [mg/100g Boden]	6,8	17,1	*	U	20, 9
C/N-Verhältnis	50,6	36,6	***	U	20, 9
Aschegehalt [%]	5,2	7,2	n.s.	t	17, 7
Rohdichte [g/l]	140,5	131,9	n.s.	t	18, 8
pH-Wert (Torf)	2,8	3,2	***	U	18, 7
Wasserstand im September [cm]	4,8	-0,9	n.s.	t	20, 9
CO ₂ – Trillich (Pegel) [mg/l]	45,4	43,8	n.s.	t	20, 8
CO ₂ – Trillich (Torf) [mg/l]	81,9	101,9	n.s.	t	16, 4
CO ₂ – TIC (Pegel) [mg/l]	6,9	6,8	n.s.	U	20, 8
CO ₂ – TIC (Torf) [mg/l]	7,3	7,5	n.s.	t	16, 4
pH-Wert (Torfkörper)	4,2	4,4	*	U	33, 8
Leitfähigkeit (Torfkörper) [µS/cm]	135,7	155,6	n.s.	U	33, 8
pH-Wert (Sphagnen)	3,9	4,3	n.s.	t	15, 4
Leitfähigkeit (Sphagnen) [µS/cm]	115,8	127,1	n.s.	t	14, 4
NH ₄ ⁺ [mg/l]	1,9	1,3	n.s.	t	12, 5
NO ₃ [mg/l]	1,6	3,1	n.s.	U	12, 5

Das C/N-Verhältnis des untersuchten Torfes war bei den Flächen, die keinerlei landwirtschaftliche Vornutzung erfahren haben, signifikant höher als auf nicht vorgenutzten Flächen (Tab. 17).

Sowohl der pH-Wert des Torfs als auch der pH-Wert, der im Torfkörperwasser gemessen wurde, war auf vorgenutzten Flächen signifikant höher (Tab. 17).

Zwar fehlten signifikante Unterschiede, doch schien Stickstoff auf vorgenutzten Flächen eher in Form von NO_3^- und auf nicht vorgenutzten Flächen in Form von NH_4^+ vorzuliegen (Tab. 17).

Der Aschegehalt war auf Flächen mit landwirtschaftlicher Vornutzung mit etwa 7 % tendenziell höher als auf nicht vorgenutzte Flächen mit etwa 5 % (Tab. 17).

Hinsichtlich der Torfmächtigkeit (s. Tab. A9) wiesen auf nicht vorgenutzten Flächen nur etwa 5 % der Flächen eine Torfmächtigkeit von weniger als 1 m auf, bei den ehemaligen landwirtschaftlichen Nutzflächen waren es hingegen 50 %.

4.3.1.2 Diskussion

Die höheren Nährstoffgehalte im Torf und im Wasser könnten durch Düngung im Zuge der landwirtschaftlichen Vornutzung zu erklären sein. Bei einigen der landwirtschaftlich genutzten Flächen lag die landwirtschaftliche Nutzung jedoch schon bis zu 50 Jahre zurück; eine intensive Landwirtschaft, wie es sie heute gibt, gab es damals noch nicht.

Eine andere Erklärung ist in der Entwässerung des Torfes zu suchen. Um Moorflächen landwirtschaftlich bewirtschaften zu können, wurden sie entwässert, wodurch eine Belüftung der oberen Torfschicht eingeleitete wurde und Torfzehrungsprozesse einsetzen konnten. Die ermittelten Nährstoffe könnten somit aus Zersetzungsprozessen stammen und sich bis in die nach der landwirtschaftlichen Nutzung nicht abgebauten, tiefsten Torfschichten verlagert haben.

Auf den abgetorften und anschließend wiedervernässten Flächen scheinen diejenigen mit Vornutzung auch heute stärkeren Zersetzungsprozessen unterworfen zu sein, was durch niedrigere C/N-Verhältnisse und die relativ höheren NO_3^- -Gehalte angedeutet wird.

Der Zusammenhang zwischen Vornutzung und Torfmächtigkeit hat mit der abnehmenden Verfügbarkeit der Torfressrourcen zu tun. Mit zunehmender Verknappung der Flächen wurde auch auf Hochmoorgrünland zurückgegriffen und auch dort so tief wie möglich und wie in den Abbaugenehmigungen erlaubt abgebaut.

4.3.2 Alter nach der Wiedervernässung

4.3.2.1 Ergebnisse

Zwischen den vier Alterskategorien lagen beim pflanzenverfügbaren Phosphor und Kalium, bei dem C/N-Verhältnis und bei der elektrischen Leitfähigkeit des Wassers aus dem Torfkörper signifikante Unterschiede vor (Tab. 18).

Hinsichtlich des Phosphors wiesen Flächen, die 11-20 Jahre alt waren, signifikant höhere Werte auf als diejenigen Flächen, die 21-30 Jahre alt waren. Beim Kalium waren aufgrund der Mehrfachtests keine Signifikanzen mehr vorhanden, jedoch wies auch hier die zweite Alterskategorie die höchsten Werte auf. Auch bei dem C/N-Verhältnis fiel die zweite Kategorie auf, die sich signifikant von der ersten durch ein niedrigeres C/N-Verhältnis unterschied. Die Werte des C/N-Verhältnisses schienen, mit Ausnahme der zweiten Kategorie, mit zunehmendem Alter zu sinken. Auch der Aschegehalt zeigte einen Trend, nämlich die Zunahme des Aschegehaltes mit zunehmendem Alter. Hier fiel die zweite Alterskategorie ebenfalls aus der Reihe heraus.

Generell war die Torfmächtigkeit (und damit aller Wahrscheinlichkeit nach auch die Hochmoortormächtigkeit) auf den jüngeren Flächen geringer als auf den älteren, bei Flächen ab 21 Jahren stand mindestens noch 125 cm Torf an, während es bei den jüngeren Flächen 55 cm waren (Tab. A9).

Tab. 18: Mittelwertvergleich hinsichtlich der abiotischen Parameter zwischen Flächen verschiedener Alterskategorien mittels ANOVA (A) bzw. Kruskal-Wallis-Test (KW). Unterschiedliche Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Alterskategorien, die nach signifikantem Kruskal-Wallis-Test mittels Mehrfachvergleich per Mann-Whitney-U-Test und anschließender Dunn-Sidak-Korrektur des Signifikanzniveaus ermittelt wurden. n = Stichprobenumfänge der vier Alterskategorien. * = $p \leq 0,05$; ** = $p \leq 0,01$; *** = $p \leq 0,001$.

	Jahre nach der Wiedervernässung				p	Test	n ₁ , n ₂ , n ₃ , n ₄
	< 10	11-20	21-30	> 30			
P ₂ O ₅ [mg/100g Boden]	4,6 ^{ab}	8,9 ^a	2,6 ^b	4,5 ^{ab}	*	KW	4, 13, 7, 5
K ₂ O [mg/100g Boden]	4,8 ^a	14,0 ^a	5,5 ^a	10,2 ^a	*	KW	4, 13, 7, 5
C/N-Verhältnis	66,4 ^a	41,1 ^b	47,2 ^{ab}	42,4 ^{ab}	*	KW	4, 13, 7, 5
Aschegehalt [%]	2,6	6,5	5,1	7,1	n.s.	A	3, 10, 6, 5
Rohdichte [g/l]	122,5	155,1	114,5	136,6	n.s.	A	4, 12, 6, 4
pH-Wert (Torf)	2,9	3,0	2,9	2,9	n.s.	KW	3, 10, 7, 5
Wasserstand im September [cm]	7,1	2,7	7,2	-5,3	n.s.	A	4, 13, 7, 5
CO ₂ – Trüllich (Pegel) [mg/l]	56,2	43,2	45,7	38,1	n.s.	A	4, 13, 7, 4
CO ₂ – Trüllich (Torf) [mg/l]	57,9	89,3	84,4	116,6	n.s.	A	4, 8, 5, 3
CO ₂ – TIC (Pegel) [mg/l]	7,4	7,0	6,1	7,0	n.s.	KW	4, 13, 7, 4
CO ₂ – TIC (Torf) [mg/l]	7,0	7,5	7,8	6,4	n.s.	A	4, 8, 5, 3
pH-Wert (Torfkörper)	4,1	4,3	4,1	4,3	n.s.	KW	6, 14, 11, 10
Leitfähigkeit (Torfkörper) [µS/cm]	150,2 ^a	162,3 ^{ab}	134,0 ^{ab}	107,7 ^b	*	KW	6, 14, 11, 10
pH-Wert (Sphaghen)	3,9	4,2	4,0	3,8	n.s.	A	4, 7, 5, 3
Leitfähigkeit (Sphaghen) [µS/cm]	580,8	304,4	381,8	481,5	n.s.	A	4, 7, 5, 2
NH ₄ ⁺ [mg/l]	2,2	1,9	1,3	2,2	n.s.	A	3, 6, 6, 2
NO ₃ ⁻ [mg/l]	0,7	2,7	2,6	0,7	n.s.	KW	3, 6, 6, 2

4.3.2.2 Diskussion

In der zweiten Alterskategorie, den 11-20 Jahre alten Flächen, sind nahezu alle landwirtschaftlich vorgenutzten Flächen enthalten. Dies erklärt den hohen Gehalt pflanzenverfügbarer Nährstoffen, das niedrige C/N-Verhältnis und den hohen Aschegehalt in dieser Kategorie. Eine Interpretation ist daher schwierig, weshalb für weitere Untersuchungen mit einem größeren Stichprobenumfang Flächen verschiedenen Alters auch hinsichtlich ihrer Vornutzung unterschieden werden müssten.

Wie bei der landwirtschaftlichen Vornutzung hat der Zusammenhang zwischen Alter und Torfmächtigkeit mit der abnehmenden Verfügbarkeit der Torfressourcen zu tun. Wurde vor 10-20 Jahren teils noch der gesamte Schwarztorf stehen gelassen, wie etwa im Neustädter Moor (SCHMATZLER & SCHMATZLER 2010), so wird heute auch der Schwarztorf abgebaut.

4.3.3 Ausblick

Während die Einteilung in Nutzungskategorien beibehalten werden sollte, müsste die Altersklassifizierung bei späteren Untersuchungen modifiziert werden. Hier bietet sich eine größere Einteilung des Wiedervernässungsalters z. B. in zwei Gruppen (jung/alt) an, um in der Realität vorhandene signifikante Unterschiede nicht durch Mehrfachtests in der Statistik zu verlieren.

Die genaueren Gründe und Prozesse hinter den ermittelten Unterschieden werden im weiteren Verlauf sich anschließender Forschungsarbeiten (s. Kapitel 6) näher beleuchtet.

5 Charakteristische Umweltbedingungen in den Vegetationsbeständen

Abschließend soll ermittelt werden, welche abiotischen Bedingungen die Bestände auszeichnen, die sich besonders gut entwickelt haben.

Die Mittelwerte wurden bei parametrischen Variablen (Vortests: Shapiro-Wilk-Test für Normalverteilung, Levene-Test für Homogenität der Varianzen) mittels ANOVA auf signifikante Unterschiede geprüft, waren diese vorhanden, erfolgte ein Tukey-HSD-posthoc-Test zur Identifizierung der sich unterscheidenden Vegetationsbestände. Bei nicht-parametrischen Variablen erfolgte auf den Kruskal-Wallis-Test ein Mehrfachvergleich durch den Mann-Whitney-U-Test mit nachgeschalteter Dunn-Sidak-Korrektur des Signifikanzniveaus.

5.1 Ergebnisse

Die Zielbestände zeichneten sich durch niedrige Gehalten pflanzenverfügbaren Phosphors und Kaliums aus (Tab. 19). Beim Phosphor unterschieden sich die gut entwickelten Bestände signifikant von den *Juncus*- und den *Eriophorum*-Beständen; auffällig war auch die geringe Spannweite der Werte (Tab. A10) innerhalb der Zielbestände.

Das C/N-Verhältnis nahm mit der Hochmoorähnlichkeit der Vegetation zu, die Zielbestände wiesen ein signifikant höheres C/N-Verhältnis im Vergleich zu den *Juncus*-Beständen auf.

Der pH-Wert im Torf war in den *Juncus*-Beständen am höchsten, diese unterschieden sich signifikant von den *Eriophorum*-Flächen und den Zielbeständen. Auch der pH-Wert des Torfmooshaftwassers war in den Zielbeständen signifikant geringer als auf den von *Juncus* dominierten Flächen. Die Leitfähigkeit des im Torfkörper befindlichen Wassers war in den Zielbeständen mit etwa 100 µS/cm am niedrigsten. Bis auf die Feuchtheiden unterschieden sich die Werte der anderen Vegetationsbestände signifikant und lagen in einem höheren Wertebereich.

Der Wasserstand im Spätsommer war bei den Zielbeständen mit im Mittel 11 cm über Flur am höchsten und bei den Feuchtheiden am niedrigsten; der Moorwasserstand lag hier im Mittel fast 13 cm unter Flur. Bei den *Juncus*-Beständen befand sich der mittlere Moorwasserstand knapp über der Oberfläche, signifikante Unterschiede des Wasserstandes dieses Vegetationsbestandes zu den Zielbeständen gab es

Tab. 19: Mittelwertvergleich hinsichtlich der abiotischen Parameter zwischen Flächen verschiedener Vegetationstypen (Abkürzungen s. Tab. 2) mittels ANOVA (A) bzw. Kruskal-Wallis-Test (KW). Unterschiedliche Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Vegetationsbeständen, die nach signifikanter ANOVA mittels Tukey-HSD-posthoc-Test und nach signifikantem Kruskal-Wallis-Test mittels Mehrfachvergleich per Mann-Whitney-U-Test und anschließender Dunn-Sidak-Korrektur des Signifikanzniveaus ermittelt wurden. n = Stichprobenumfänge der fünf Vegetationstypen. * = $p \leq 0,05$; ** = $p \leq 0,01$; *** = $p \leq 0,001$.

	Vegetationstypen					p	Test	n _J , n _M , n _{FH} , n _E , n _Z
	J	M	FH	E	Z			
Phosphor [mg/100g Boden]	6,9 ^a	10,6 ^{ab}	6,2 ^{ab}	5,5 ^a	1,7 ^b	*	KW	6, 5, 2, 11, 5
Kalium [mg/100g Boden]	10,4 ^{ab}	17,9 ^a	8,4 ^{ab}	9,4 ^{ab}	3,7 ^b	*	KW	6, 5, 2, 11, 5
C/N-Verhältnis	36,3 ^c	37,2 ^{bc}	40,5 ^{abc}	56,2 ^a	47,7 ^{ab}	**	KW	6, 5, 2, 11, 5
Aschegehalt [%]	8,2	7,1	7,1	4,4	4,7	n.s.	A	5, 3, 2, 9, 5
Rohdichte [g/l]	132,3	157,7	173,4	123,9	141,6	n.s.	A	5, 5, 2, 11, 3
pH-Wert (Torf)	3,3 ^a	3,1 ^{ab}	2,7 ^{ab}	2,9 ^b	2,8 ^b	**	KW	5, 3, 2, 10, 5
Wasserstand im September [cm]	0,1 ^{abc}	-7,8 ^b	-12,8 ^{bc}	8,6 ^{ab}	11,4 ^a	**	A	6, 5, 2, 11, 5
CO ₂ – Trillich (Pegel) [mg/l]	43,8	55,9	20,5	43,2	51,3	n.s.	A	6, 4, 2, 11, 5
CO ₂ – Trillich (Torf) [mg/l]	93,8	83,7	76,6	78,5	99,2	n.s.	A	2, 3, 1, 9, 5
CO ₂ – TIC (Pegel) [mg/l]	7,0	6,3	6,1	7,2	6,8	n.s.	KW	6, 4, 2, 11, 5
CO ₂ – TIC (Torf) [mg/l]	7,9	7,4	8,3	7,1	7,1	n.s.	A	2, 3, 1, 9, 5
pH-Wert (Torkörper)	4,6	4,3	4,0	4,2	4,1	n.s.	KW	4, 8, 2, 16, 11
Leitfähigkeit (Torkörper) [µS/cm]	177,5 ^a	160,0 ^a	100,5 ^{ab}	151,9 ^a	100,2 ^b	**	KW	4, 8, 2, 16, 11
pH-Wert (Sphagmen)	4,5 ^a	.	.	4,0 ^{ab}	3,7 ^b	*	A	3, 0, 0, 11, 5
Leitfähigkeit (Sphagmen) [µS/cm]	225,3	.	.	454,4	413,0	n.s.	A	3, 0, 0, 11, 4
NH ₄ ⁺ [mg/l]	1,6	2,1	.	1,7	1,8	n.s.	A	3, 2, 0, 7, 5
NO ₃ ⁻ [mg/l]	4,6	0,7	.	2,2	0,9	n.s.	KW	3, 2, 0, 7, 5

jedoch nicht. Wie bei den Nährstoffgehalten lagen die Werte der Zielbestände innerhalb eines recht engen Bereiches, während die Werte der anderen Vegetationsbestände stärker streuen (Tab. A10). Die NH₄⁺-Gehalte des untersuchten Moorwassers lagen bei den *Molinia*- und den Zielbeständen über denen der NO₃⁻-Gehalte. In den *Juncus*-Beständen waren die NO₃⁻-Gehalte viermal so hoch wie in den zuvor genannten Beständen.

5.2 Diskussion und Ausblick

Flächen mit hochmoorähnlicher Vegetation zeichneten sich durch ein relativ hohes C/N-Verhältnis und eher niedrige Aschegehalte im Torf sowie durch eine geringe elektrische Leitfähigkeit des Porenwassers des Torfkörpers aus. Diese Parameter können mit der Torfmineralisation in Verbindung gebracht werden. Demnach finden sich die Zielbestände im Vergleich zu den anderen untersuchten Vegetationsbeständen v.a. auf Flächen mit einer relativ niedrigen Torfmineralisation und damit vermutlich relativ konstanten und hohen Wasserständen.

In einem renaturierten Moor in der Lüneburger Heide konnten GLATZEL et al. (2006) in einer Trockenperiode mit einer Durchlüftung der oberen Torfschichten einen deutlichen Anstieg von NO₃⁻ im Porenwasser des Torfes nachweisen, nachdem in der Bodenlösung zuvor NH₄⁺ dominiert hatte. Der geringe Gehalt an NO₃⁻ im Vergleich zu den anderen Vegetationsbeständen deutet daher ebenfalls auf anaerobere Bedingungen und damit auf konstantere Wasserstände hin. Zum anderen unterstützen auch die niedrigen Gehalte an pflanzenverfügbaren Nährstoffen im Torf diese Vermutung. Denn nicht nur die landwirtschaftlich vorgenutzten Flächen, auf denen *Juncus* dominiert, zeigte deutlich höhere Werte, auch die anderen Vegetationsbestände wiesen höhere Nährstoffgehalte auf. Dies spricht dafür, dass die Nährstoffe erst nach der Wiedervernässung freigesetzt wurden und zumindest nicht nur ein Relikt der landwirtschaftlichen Vornutzung sind, wo sich die Nährstoffe mehrerer Dezimeter mineralisierten Torfes in die tieferen und nach Torfabbau freigelegten Torfschichten verlagert haben.

Die Arten der Zielbestände schienen hinsichtlich der Nährstoffgehalte sowie des Wasserstandes an sehr eng begrenzte Verhältnisse angepasst zu sein. Besonders hinsichtlich des Wasserhaushalts sollten noch tiefergehende und längerfristige Untersuchungen erfolgen, um nicht nur mittlere Wasserstände zu erfassen, sondern aussagen über Wasserstandschwankungen treffen zu können.

6 Ausblick auf weitere Untersuchungen

Aufbauend auf den Erfahrungen im dargestellten Projekt werden die Untersuchungen ab dem Sommer 2011 räumlich und fachlich ausgeweitet. Im Folgenden werden die geplanten Arbeiten skizziert.

6.1 Forschungsprojekt: Indikatoren für Wasserregime und Nährstoffe

Teilweise wurden bereits im Sommer 2010 entsprechende Daten erhoben, konnten aber im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojektes noch nicht ausgewertet werden, sodass nun eine entsprechende Auswertung innerhalb eines eigenständigen Projektes erfolgt. Es sollen die Fragen geklärt werden, ob Nahinfrarotspektroskopie von Schlenkentorfmoosen auf die Nährstoffbelastung der Fläche schließen kann und ob Rhizopoden zur Anzeige des mittleren Wasserstandes herangezogen werden können.

6.2 Abschlussarbeiten zum Thema Hochmoorrenaturierung

Im Sommersemester 2011 begannen mehrere Master- und Bachelorarbeiten, die sich mit dem Thema Hochmoorrenaturierung auseinandersetzen.

Zwei Master-Abschlussarbeiten vergleichen industriell abgetorfte und anschließend wiedervernässte Flächen verschiedenen Alters mit und ohne landwirtschaftliche Vornutzung im Hinblick auf Faktoren, die auf die Entwicklung der Flächen und somit den Renaturierungserfolg einwirken. Einmal liegt der Fokus auf der Vegetation und dem Faktor Torf, bei der anderen Arbeit werden Wasserregime und Nährstoffgehalte im Wasser untersucht.

Eine weitere Masterarbeit beschäftigt sich mit der Libellenfauna. Hierbei werden Handtorgstiche mit von Wollgras sowie von der Flatter-Binse dominierten renaturierten Flächen hinsichtlich ihres Arteninventars verglichen.

In einer Masterarbeit, die sich näher mit dem Substrat Torf beschäftigt, soll geklärt werden, welche Einsatzmöglichkeiten die Nahinfrarotspektroskopie zur Vorhersage von Torfeigenschaften bietet. Hierzu werden durch Bestimmung von verschiedenen chemischen Kenngrößen im Labor Kalibrationen durchgeführt, um Vorhersagemodelle für unbekannte Torfproben zu entwickeln.

Zwei Bachelorarbeiten werden zum Thema Samenbanken in Hochmooren verfasst. Während die eine Arbeit als Literaturstudie angelegt ist und Samenbanken sowie Ausbreitungspotenzial der Hochmoor-Zielarten untersucht, werden in der zweiten Arbeit zwei Samenbankversuche durchgeführt. Einmal werden Samenbanken im Tiefenprofil noch nicht abgetorfter Hochmoorgrünländer auf ihr Verbinsungspotenzial durch Diasporen der Samenbank hin analysiert, außerdem erfolgt ein Vergleich der Samenbanken von wiedervernässten, abgetorften Hochmoorflächen mit unterschiedlicher Vegetation.

In einer weiteren Bachelorarbeit soll die Hochmoorrenaturierung anhand von multitemporalen Luftbildern, aufgenommen von einem Miniatur-Hubschrauber, bewertet werden. Hierzu erfolgt eine Klassifikation der Biotoptypen sowie eine Analyse der Wasserflächenausdehnung zu verschiedenen Zeitpunkten.

7 Literatur

- AG BODEN – AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage. Hannover.
- BELL, P. R. (1959): The Ability of Sphagnum to Absorb Cations Preferentially from Dilute Solutions Resembling Natural Waters. *Journal of Ecology* 47: 351–345
- BELTING, S (o.J): Dauerbeobachtungsflächen im Neustädter Moor (1993-2010). Tabelle mit Rohdaten.
- BERENDESE, F., VAN BREEMEN, N., KANRYDIN, H., BUTTLER, A., HEIJMANS, M., HOOSBEEK, M. R., LEE, J. A., MITCHELL, E., SAARINEN, T., SANDER, H. & B. WALLEN (2007): Raised atmospheric CO₂ levels and increased N deposition cause shifts in plant species composition and production in Sphagnum bogs. *Global Change Ecology* 7: 591–598
- BFN – Bundesamt für Naturschutz (2010): Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zur Verbreitung und Gefährdung schutzwürdiger Landschaften als Grundlage für die Entwicklung eines bundesweiten Biotopverbundsystems. Schutzwürdige Landschaften. Landschaftssteckbriefe. 58400 Diepholzer Moorniederung. Online unter: http://www.bfn.de/0311_landschaft.html?landschaftid=58400 (abgerufen am 21.01.2011)
- BLANKENBURG, J. (1993): Abtorfungsverfahren und Wiedervernässbarkeit. *Telma* 23: 85–94
- BLANKENBURG, J. (2004): Praktische Hinweise zur optimalen Wiedervernässung von Torfabbauflächen. *Geofakten* 14: 12 S.
- BLANKENBURG, J. & H. KUNTZE (1987): Moorkundlich-hydrologische Voraussetzungen der Wiedervernässung von Hochmooren. *Telma* 17: 51–58
- BRAUN, W. (1986): Vegetationskundliche Beobachtungen an den Renaturierungsversuchen im Torfabbaugebiet der Kendlmühlfilze. *Telma* 16: 31–44
- BROLL, G. & C. ERBER (2000): Skript zum bodenkundlichen und bodenökologischen Laborpraktikum. Aktualisierte Fassung 2007 unter Mitarbeit von BERNING-MADER, U., MALKUS, A., SUPPER, M., TAPPE, M. & T. TRITSCHER. Institut für Landschaftsökologie. Münster.
- BURRICHTER, E. (1969): Das Zwillbrocker Venn, Westmünsterland, in moor- und vegetationskundlicher Sicht. *Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen* 31: 60 S.
- CLYMO, R. S. (1963): Ion Exchange in Sphagnum and its Relation to Bog Ecology. *Annals of Botany* 27: 309–324
- CLYMO, R. S. (1997): The roles of Sphagnum in peatlands. In: Parkyn, L., Stoneman, R.E., H.A.P. Ingram (Hrsg.): *Conserving peatlands*. Wallingford: 95–102
- DAMMAN (1988): Regulation of nitrogen removal and retention in Sphagnum bogs and other peatlands. *Oikos* 51: 291–305
- DANIELS, J. (2001): Ausbreitung der Moorbirke (*Betula pubescens* Ehrh. agg.) in gestörten Hochmooren der Diepholzer Moorniederung. *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 27: 39–49
- DIERBEN, K. (1998): Zerstörung von Mooren und Rückgang von Moorpflanzen – Tendenzen, Ursachen, Handlungsbedarf. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 29: 229–240
- DIERBEN, K. & B. DIERBEN (2001): Moore. Stuttgart.
- DUFRÈNE, M. & P. LEGENDRE (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345–366
- DWD – DEUTSCHER WETTERDIENST (2006): Mittelwerte des Niederschlags für den Zeitraum 1961-1990. Station: Diepholz. Online unter: <http://www.dwd.de> (abgerufen am 25.03.2009)
- DWD – DEUTSCHER WETTERDIENST (2007): Mittelwerte der Temperatur für den Zeitraum 1961-1990. Station: Diepholz. Online unter: <http://www.dwd.de> (abgerufen am 25.03.2009)
- EGGELSMANN, R. (1990): Moor und Wasser. In: Göttlich, K. (Hrsg.): *Moor- und Torfkunde*. Stuttgart: 288–320
- EGGELSMANN R. & E. KLOSE (1982): Regenerationsversuch auf industriell abgetorftem Hochmoor im Lichtenmoor - erste hydrologische Ergebnisse. *Telma* 12: 189–205
- EIGNER J. & E. SCHMATZLER (1991): Handbuch des Hochmoorschutzes. Greven.
- ELLENBERG, H. & C. LEUSCHNER (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 6. Auflage. Stuttgart
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V. & W. WERNER (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Auflage. *Scripta Geobotanica* 18: 262 S.
- FRAHM, J.-P. & W. FREY (1992): *Moosflora*. 3. Auflage. Stuttgart.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Fassung vom 1.3.2004. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 24: 76 S.
- GAUDIG, G. (2001): Sphagnum als nachwachsender Rohstoff. Etablierung von Sphagnen – Optimierung der Wuchsbedingungen. Stand der Forschungen. Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Greifswald.

- GELBRECHT & KOPPISCH (2001): Phosphor-Umsetzungsprozesse. In: SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (Hrsg.). Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart: 24–26
- GLATZEL, S., LEMKE, S. & G. GEROLD (2006): Short-term-effects of an exceptionally hot and dry summer on decomposition of surface peat in a restored temperate bog. European Journal of Soil Biology 42: 219–229
- GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1997): Moore und Moor-Naturschutzgebiete in Deutschland – eine Bestandsaufnahme. Telma 27: 183–215
- HAYWARD, P. M. & R. S. CLYMO (1983): The growth of Sphagnum. Experiments on, and simulation of some Effects of light Flux and Water Table Depth. Journal of Ecology 71: 845–863
- HÖLL, K. (1986): Wasser, Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie. 7. Auflage. Berlin.
- HÖLZEL, N. (2009): Ökologische Grundlagen und limitierende Faktoren der Renaturierung. In ZERBE, S. & G. WIEGLEB (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Heidelberg: 23–53
- HÖPER, H. (2007): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. Telma 37: 85–116
- HOFER & PAUTZ GBR (2009): Moorrenaturierung „Fläche G“ im Rüdershausener Moor. Untersuchungen von 4 Dauerbeobachtungsflächen im Jahr 2008. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Torfwerkes Gramoflor GmbH & Co. KG.
- HÜTTER, L.A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. Frankfurt am Main.
- JOOSTEN, H. (1993): Denke wie ein Hochmoor: Hydrologische Selbstregulation von Hochmooren und deren Bedeutung für Wiedervernässung und Restauration. Telma 23: 95–115
- KINNAIRD, J. W. (1974): Effect of Site Conditions on the Regeneration of Birch (*Betula pendula* Roth and *B. pubescens* Ehrh.). Journal of Ecology 62: 467–472
- KOERSELMAN, W. & J. T. A. VERHOEVEN (1992): Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle. In: Verhoeven, J. T. A. (ed.): Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. Dordrecht.: 397–432
- KOERSELMAN, W. & A. F. M. MEULEMAN (1996): The Vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. Journal of Applied Ecology 33: 1441–1450
- KOPERSKI, M. (1999): Florenliste und Rote Liste der Moose in Niedersachsen und Bremen. 2. Fassung vom 1.1.1999. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 19: 76 S.
- KOPPISCH (2001): Stickstoff-Umsetzungsprozesse. In: SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (Hrsg.). Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart: 20–22
- KRÜGER, B. (2002): Hydrologische Grundlagen zum Wasserhaushalt im Hündfelder Moor.
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & G. SCHWERDTFEGER (1994): Bodenkunde. Stuttgart.
- LAINE, J., HARJU, P., TIMONEN, T., LAINE, A., TUITILA, E.-S., MINKKINEN, K. & H. VASANDER (2009): The intricate beauty of Sphagnum mosses – a Finnish guide to identification. University of Helsinki Department of Forest Ecology Publication 39: 190 pp.
- LAMERS L. P. M., FARHOUSH C., VAN GROENENDAEL J. M. & J. G. M. ROELOFS (1999): Calcareous groundwater raises bogs - the concept of ombrörophy revisited. Journal of Ecology 87: 639–648.
- LEPS, J. & P. ŠMILAUER (2003): Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge.
- LEYER, I. & K. WESCHE (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. Berlin.
- LGLN - LANDESAMT FÜR GEOINFORMATION UND LANDENTWICKLUNG NIEDERSACHSEN (o.J.): WMS-Sever „LGLN-Bestand“. Online unter: <http://www.geobasisdaten.niedersachsen.de/bestand?SERVICE=WMS&REQUEST=GetCapabilities&Format=application/vnd.ogc.xml&> (abgerufen am 15.03.2011)
- ONDONO, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. Vegetatio 33: 61–64
- LUDWIG, G. & M. SCHNITTNER (Hrsg.) (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 744 S.
- MALMER, N. (1975): Bog mires and their influence on landscapes. In: HASLER, A. D. (ed.): Coupling of Water and Land Ecosystems. Berlin: 83–92
- MCCORRY, M. & F. RENOU (2003): Ecology and management of *Juncus effusus* (soft rush) on cutaway peatlands. Forest Ecosystem Research Group Report Number 69: 66 pp.
- MCCUNE, B. & J. B. GRACE (2002): Analysis of ecological communities. MjM Software Design, Gleneden Beach.
- MEYNEN, E. & J. SCHMITHÜSEN (1959): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. 6. Lieferung. Remagen.
- MÜLLER-WILLE, W. (1966): Bodenplastik und Naturräume Westfalens. Specker 14: 302 S.
- NAUCKE, W. (1990): Chemie von Moor und Torf. In: Göttlich, K. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. 3. Auflage. Stuttgart: 237–261

- NEBEL, M. & G. PHILIPPI (Hrsg.) (2005): Die Moose Baden-Württembergs. Band 3. Stuttgart
- NICK, K.-J. & H. E. WEBER (2001): Entwicklung der Vegetation auf dem wiedervernässten Leegmoor in den Jahren 1989 bis 1996. *Angewandte Landschaftsökologie* 38: 75–89.
- NICK K.-J., LÖPMEIER F.-J., SCHIFF, H., BLANKENBURG, J., GEBHARDT, H., KNABKE, C., WEBER, H. E., FRÄMS, H. & D. MOSSAKOWSKI (2001): Moorregeneration im Leegmoor/Emsland nach Schwarztorfabbau und Wiedervernässung. Ergebnisse aus dem E&E-Vorhaben 80901001 des BfN. *Angewandte Landschaftsökologie* 38: 39–50
- NIEMEYER, F. (1982): Hochmoorregeneration - Auswertung von Literatur und Erfahrungsberichten im Hinblick auf die Wiederbelebung der Hochmoorbiozönose (Fauna und Flora) des nordwestdeutschen Flachlandes. Niedersächsisches Verwaltungsamt, Fachbehörde für Naturschutz, Hannover.
- NIEMEYER, F. (2004): Offenlandmanagement in der Diepholzer Moorniederung - Erfahrung aus Sicht des BUND. *NNA-Berichte* 17: 34–43
- NIEMEYER, F. (2011): Forschungsprojekt Uni Münster: Informationen Rehdener Geestmoor. Email vom 27.01.2011 an Eva Rosinski.
- NLWKN – NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (2006). 25 Jahre Niedersächsisches Moorschutzprogramm – eine Bilanz. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 3, 151–188
- NMELF – NIEDERSÄCHSISCHER MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg.) (1981): Niedersächsisches Moorschutzprogramm Teil I. Hannover.
- NU – NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND KLIMASCHUTZ (o.J.): Moorschutzprogramm – Moore in Niedersachsen. Online unter: http://www.umwelt.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=2815&article_id=8852&_psmand=10 (abgerufen am 15.03.2011)
- PFADENHAUER, J. & F. KLÖTZLI (1996): Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: an overview. *Vegetatio* 126: 101–115
- POTT, R. & J. HÜPPE (2007): Spezielle Geobotanik – Pflanze, Klima, Boden. Berlin.
- PRICE, J. (1997): Soil moisture, water tension, and water table relationships in a managed cutover bog. *Journal of Hydrology* 202: 21–32
- PURANEN, R. MÄKILÄ, M. & H. SÄÄVUORI (1999): Electric conductivity and temperature variations within a raised bog in Finland: implications for bog development. *The Holocene* 9: 13–24
- QUINTY, F. & L. ROCHEFORT (2003): Peatland Restoration Guide. 2nd Edition. St. Albert.
- RODERFELD, H. (1992): Erste Ergebnisse zur Bewertung von Bunkerde für die Hochmoorregeneration. *Telma* 22: 217–233
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Berlin.
- SCHMATZLER, E. (2006): Die Entwicklung des Moorschutzes in Niedersachsen 100 Jahre Bemühungen um den Moorschutz - 25 Jahre Niedersächsisches Moorschutzprogramm. *NUA-Heft* 23: 31–46
- SCHMATZLER, E. & W. HOYER (1994): Entwicklungs- und Pflegemaßnahmen nach industriellem Torfabbau am Beispiel des Neustädter Moores in der Diepholzer Moorniederung. *Telma* 24: 229–244
- SCHMATZLER, B. & E. SCHMATZLER (2010): Moorland. Moorlandschaften in Niedersachsen nach industriellem Torfabbau. Teil I. Ratingen.
- SCHNEEKLOTH, H. & S. SCHNEIDER (1970): Die Moore in Niedersachsen. 1. Teil. Bereich des Blattes Hannover der Geologischen Karte der Bundesrepublik Deutschland (1:200000). Göttingen.
- SCHNEEKLOTH, H. & S. SCHNEIDER (1972): Die Moore in Niedersachsen. 3. Teil. Bereich des Blattes Bielefeld der Geologischen Karte der Bundesrepublik Deutschland (1:200000). Göttingen.
- SCHOUWENAARS, J. M. (1993): Hydrological differences between bogs and bog-relicts and consequences for bog restoration. *Hydrobiologia* 265, 217–224
- SCHÜLLER, H. (1969): Die CAL-Methode, eine neue Methode zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphats in Böden. *Zeitschrift für Pflanzernährung und Bodenkunde* 123: 48–63.
- SCHWARZ, B. (2010): Gehölzdynamic auf Hochmooren im Murnauer Moos unter besonderer Berücksichtigung der Moorkiefer (*Pinus rotundata* LINK). Diplomarbeit angefertigt im Fachbereich Geobotanik an der Fakultät für Biologie der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau. Online unter: http://www.freidok.unifreiburg.de/volltexte/7545/pdf/Digitalversion_mitLinks.pdf (abgerufen am 03.03.2011)
- SIEGEL, D. I., GLASER, P. H., SO, J. & D. R. JANECKY (2005): The dynamic balance between organic acids and circumneutral groundwater in a large boreal peat basin. *Journal of Hydrology* 320: 421–431
- SMART, P. J., WHEELER, B. D. & A. J. WILLIS (1989): Revegetation of peat excavations in a derelict raised bog. *New Phytologist* 111: 733–748
- SMOLDERS A.J.P., TOMASSEN H.B.M., PIJNAPPEL H.W., LAMERS L.P.M. AND ROELOFS J.G.M. (2001): Substrate-derived CO₂ is important in the development of Sphagnum spp. *New Phytologist* 152: 325–332

- SMOLDERS, A. J. P., Tomassen, H. B. M., Lamers, L. P. M., Lomans, B. P. & J.G. Roelofs (2002): Peat Bog Restoration by Floating Raft Formation: The Effects of Groundwater and Peat Quality. *Journal of Applied Ecology* 39: 391–401
- SMOLDERS, A. J. P., TOMASSEN, H. B. M., VAN MULLEKOM, M., LAMERS, L. P. M. & J. G. M. ROELOFS (2003): Mechanisms involved in the re-establishment of Sphagnum-dominated vegetation in rewetted bog remnants. *Wetlands Ecology and Management* 11: 403–418
- STRÖM, L., MASTEPANOV, M. & T. R. CHRISTENSEN (2005): Species-specific effects of vascular plants on carbon turnover and methane emissions from wetlands. *Biogeochemistry* 75: 65–82
- SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (Hrsg.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart.
- TER BRAAK, C. J. F. & P. ŠMILAUER (2002): CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca.
- TIMMERMANN, T., JOOSTEN, H. & M. SUCCOW (2009): Restaurierung von Mooren. In: ZERBE, S. & G. WIEGLEB (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Heidelberg: 55–93
- TOMASSEN, H. B. M., SMOLDERS, A. J. P.; VAN HERK, J. M., LAMERS, L. P. M. & J. G. M. ROELOFS (2003): Restoration of cut-over bogs by floating raft formation: An experimental feasibility study. *Applied Vegetation Science* 6: 141–152
- TRAXLER, A. (Hrsg.) (1998): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil B: Österreichisches Dauerflächenregister. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- TRILLICH (1986): Ermittlung der Eigenschaften des Wassers und des Gewässers. In: HÖLL, K.: Wasser, Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie. 7. Auflage. Berlin.
- WEBER, H. E. (1993): Steuerung und Beobachtung der Vegetation – Leegmoorprojekt. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 29: 49–78
- WEBER, H. E. (1995): Flora von Südwest-Niedersachsen und dem benachbarten Westfalen. Osnabrück.
- WIND-MULDER, H. L., ROCHEFORT, L. & D. H. VITT (1996): Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoration. *Ecological Engineering* 7: 161–181
- WISSKIRCHEN, R. & H. HAEUPLER (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Stuttgart.
- ZEITZ, J. (1997): Zur Geochemie von Mooren. In: MATSCHULAT, J., TOBSCHALL, H. J. & H. J. VOIGT (Hrsg.): Geochemie und Umwelt. Heidelberg: 75–95
- ZOLLNER, A. & H. CRONAUER (2003): Der Wasserhaushalt von Hochmooreinzugsgebieten in Abhängigkeit von ihrer Nutzung. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 40: 39–47

8 Dank

Für die Unterstützung unseres Projektes, die Flächenführungen und Informationen über die Historie der wiedervernässten Flächen möchten wir uns sehr herzlich bei Friedhelm Niemeyer, Peter Germer und Imke Schweneker vom BUND Diepholzer Moorniederung, bei Josef Gramann und Werner Starke von Gramoflor GmbH & Co. KG, bei Reinhold Radtke vom Torf- u. Humuswerk Uchte GmbH sowie bei Ralf Zander von der Produktionsgesellschaft Schwegermoor GmbH der Klasmann-Deilmann GmbH bedanken. Ein besonderer Dank geht an das BUND-Büro für die Unterkunft und an Ralf Zander für die Bereitstellung der Pegelstände im Venner Moor.

Bei Bernd Hofer vom Planungsbüro Hofer & Pautz GbR möchten wir uns für die intensive Unterstützung bei der Flächenauswahl und dem Herstellen weiterer Kontakte in der Torfbranche bedanken.

Susanne Belting danken wir für die Bereitstellung umfangreicher Vegetationsdaten im Neustädter Moor.

Bei Andreas Markus bedanken wir uns für den Verleih der Diver, seine Tipps für ihren Gebrauch, das Auslesen der Daten sowie seine Ratschläge für deren Auswertung. Dem Laborteam am Institut für Landschaftsökologie, Ulrike Berning-Mader, Madeleine Supper und Melanie Tappe, möchten wir für die Unterstützung bei der Beschaffung von Materialien und Geräten sowie ihrer Hilfe bei den Laboranalysen danken. Andreas Vogel danken wir für seine Ideen zur Pegelrohrkonstruktion. Bei Peter Suhlmann bedanken wir uns herzlich für die Konstruktion der Pegelrohre sowie für den Verleih und die Einweisung in die Anwendung der Wasserpumpe. Dorothea Lemke möchten wir für ihre Hilfe bei statistischen Fragen danken.

Ein herzlicher Dank geht auch an die Landkreise Diepholz, Osnabrück und Nienburg für die unkomplizierte und schnelle Bereitstellung von Betretungsgenehmigungen sowie der Hilfe bei der Recherche zu Hintergrundinformationen zu den Flächen.

9 Anhang

Tab. A1: Gesamtartenliste der Gefäßpflanzen in den Aufnahmeflächen (DQs) und Transekten mit Angabe der Stetigkeit (Stet.). Die wissenschaftliche sowie die deutsche Nomenklatur richten sich nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998). Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001), Erläuterungen: kleinere Buchstaben = unsichere Einstufungen, „~“ = Zeiger für starken Wechsel, „=“ = Überschwemmungszeiger. Rote Listen: RL T = Rote Liste von Niedersachsen (Tiefland) nach GARVE (2004), RL ND = Rote Liste von Niedersachsen nach GARVE (2004), RL D = RL von Deutschland nach LUDWIG & SCHNITTNER (1996), * = ungefährdet, V = Vorwarnliste, 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht. Bemerkung (Bem.): § = Gesetzlich besonders geschützte Sippe. Polder P: „.“ = sowohl im Polder als auch auf der Aufnahmefläche selbst, P = nicht in der Aufnahmefläche selbst, nur im Polder innerhalb des Transektes, (P) = nicht in der Aufnahmefläche selbst, nur im Polder außerhalb des Transektes.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Stet. DQs (%)	Stet. T (%)	F	R	N	RL T	RL ND	RL D	Bem.	P
<i>Agrostis canina</i>	Sumpf-Straußgras	3	3	9	3	2	*	*	*	.	.
<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle	0	3	9=	6	X	*	*	*	.	P
<i>Andromeda polifolia</i>	Rosmarinheide	0	0	9	1	1	3	3	3	.	(P)
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gewöhnliches Ruchgras	0	3	x	x	5	*	*	*	.	.
<i>Betula pendula</i>	Hänge-Birke	14	45	x	x	x	*	*	*	.	.
<i>Betula pubescens</i>	Moor-Birke	28	76	8	3	3	*	*	*	.	.
<i>Bidens connata</i>	Verwachsenblättriger Zweizahn	0	3	9=	7	9	*	*	*	.	P
<i>Calamagrostis canescens</i>	Gewöhnliches Sumpf-Reitgras	0	3	9=	6	5	*	*	*	.	P
<i>Calluna vulgaris</i>	Besenheide	17	41	x	1	1	*	*	*	.	.
<i>Carex canescens</i>	Graue Segge	17	24	9	4	2	*	*	*	V	.
<i>Carex nigra</i>	Wiesen-Segge	7	14	8~	3	2	*	*	*	.	.
<i>Cirsium palustre</i> .	Sumpf-Kratzdistel	0	3	8	4	3	*	*	*	.	.
<i>Drosera intermedia</i>	Mittlerer Sonnenntau	3	7	9=	3	2	3	3	3	§	.
<i>Drosera rotundifolia</i>	Rundblättriger Sonnenntau	3	10	9	1	1	3	3	3	§	.
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Gewöhnlicher Domfarn	59	59	x	4	3	*	*	*	.	.
<i>Epilobium palustre</i>	Sumpf-Weidenröschen	0	7	9	3	2	*	*	*	.	P
<i>Erica tetralix</i>	Glocken-Heide	21	34	8	1	2	V	V	V	.	.
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Schmalblättriges Wollgras	48	48	9=	4	2	V	V	*	.	.
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Scheiden-Wollgras	83	86	9~	2	1	V	V	V	.	.
<i>Frangula alnus</i>	Faulbaum	3	21	8~	4	X	*	*	*	.	.
<i>Galium saxatile</i>	Harzer Labkraut	3	3	5	2	3	*	*	*	.	.
<i>Hieracium laevigatum</i>	Glattes Habichtskraut	0	3	5	2	2	*	*	*	.	P
<i>Holcus lanatus</i>	Wolliges Honiggras	0	10	6	x	5	*	*	*	.	P
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	Gewöhnlicher Wassernabel	7	7	9~	3	2	*	*	*	.	.
<i>Juncus bulbosus</i>	Gewöhnliche Rasenbinse	3	3	10	5	2	*	*	*	.	.
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse	28	31	7	3	4	*	*	*	.	.
<i>Luzula multiflora</i>	Vielblütige Hainsimse	7	0	5~	5	3	*	*	*	.	.
<i>Molinia caerulea</i>	Gewöhnliches Pfeifengras	45	62	7	x	2	*	*	*	.	.
<i>Osmunda regalis</i>	Königsfarn	0	3	8	4	5	3	3	3	.	P
<i>Pinus sylvestris</i>	Gewöhnliche Wald-Kiefer	3	17	x	x	x	*	*	*	.	.
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	Brombeere Sa.	3	17
<i>Rumex acetosella</i>	Kleiner Sauerampfer	3	14	3	2	2	*	*	*	.	.
<i>Salix aurita</i>	Ohr-Weide	3	0	8~	4	3	*	*	*	.	.
<i>Salix cinerea</i>	Grau-Weide	0	21	9~	5	4	*	*	*	.	P
<i>Senecio sylvaticus</i>	Wald-Greiskraut	0	3	5	5	8	*	*	*	.	P
<i>Sorbus aucuparia</i>	Gewöhnliche Vogelbeere	0	3	x	4	x	*	*	*	.	P
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	Gewöhnliche Moosbeere	0	3	9	x	1	3	3	3	.	P

Tab. A2: Gesamartenliste der Moose in den Aufnahmeflächen (DQs) mit Angabe der Stetigkeit (Stet.). Die wissenschaftliche sowie die deutsche Nomenklatur richten sich nach FRAHM & FREY (1992). Hauptgruppe: fLB = folioses Lebermoos, tLB = thallöses Lebermoos, T = Torfmoos, aL = akrokarpes Laubmoos, pL = pleurokarpes Laubmoos. Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001). Rote Listen (RL): RL T = Rote Liste von Niedersachsen (Tiefland) nach KOPERSKI (1999), RL ND = Rote Liste von Niedersachsen nach KOPERSKI (1999), RL D = RL von Deutschland nach LUDWIG & SCHNITTNER (1996), D = Daten mangelhaft, * = ungefährdet, V = Vorwarnliste, 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht.

Wissenschaftlicher Artnname	Hauptgruppe	Stet. DQs (%)	F	R	RL T	RL ND	RL D
<i>Aulacomnium androgynum</i>	aL	3	5	2	*	*	*
<i>Aulacomnium palustre</i>	aL	10	7	3	V	V	V
<i>Brachythecium rutabulum</i>	pL	21	4	x	*	*	*
<i>Campylopus introflexus</i>	aL	7	2	2	*	*	*
<i>Campylopus pyriformis</i>	aL	38	5	1	*	*	V
<i>Cephalozia connivens</i>	fLB	10	7	1	V	V	V
<i>Cephalozia cf. pleniceps</i>	fLB	3
<i>Dicranum scoparium</i>	aL	3	4	4	*	*	*
<i>Drepanocladus fluitans</i>	pL	24	8	1	*	*	V
<i>Eurhynchium praelongum</i>	pL	10	6	5	*	*	*
<i>Hypnum cupressiforme</i>	pL	24	4	4	*	*	*
<i>Leucobryum juniperoides</i>	aL	3	6	2	*	*	D
<i>Lophocolea bidentata</i>	fLB	38	6	5	*	*	*
<i>Lophocolea heterophylla</i>	fLB	28	4	3	*	*	*
<i>Mnium hornum</i>	aL	3	6	3	*	*	*
<i>Odontoschisma sphagni</i>	fLB	3	7	1	V	V	3
<i>Pallavicinia lyellii</i>	tLB	3	8	6	3	3	V
<i>Pohlia nutans</i>	aL	3	4	2	*	*	*
<i>Polytrichum commune</i>	aL	3	7	2	*	*	V
<i>Polytrichum longisetum</i>	aL	28	7	2	*	*	3
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	T	59	8	1	V	V	3
<i>Sphagnum fallax</i>	T	10	7	2	*	*	*
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	T	41	7	2	*	*	*
<i>Sphagnum girgensohni</i>	T	3	7	1	3	*	V
<i>Sphagnum papillosum</i>	T	3	7	1	3	3	3

Tab. A3: Vegetationsaufnahmen mit nach Stetigkeit (Stet.) geordneten Arten. Angabe der mittleren Deckungsgrade der 13-stufigen Londo-Skala in %. Arten mit Stetigkeiten von 1 sind der Übersichtlichkeit wegen unterhalb der Tabelle aufgeführt.

	DQ1	DQ2	DQ3	DQ4	DQ5	DQ6	DQ7	DQ8	DQ9	DQ10	DQ11	DQ12	DQ13	DQ14	DQ15	DQ16	DQ17	DQ18	DQ19	DQ20	DQ21	DQ22	DQ23	DQ24	DQ25	DQ26	DQ27	DQ28	DQ29	Stet.
<i>Eriophorum vaginatum</i>	30	50	70	4	40	50	0,5	2	50	50	90	.	2	97,5	2	10	4	70	20	.	20	10	40	.	50	70	.	50	.	24
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	2	2	2	0,5	10	40	.	2	.	0,5	.	0,5	.	.	4	90	80	60	.	30	2	.	30	10	17	
<i>Dryopteris carthusiana</i>	.	4	0,5	0,5	10	0,5	0,5	.	0,5	4	0,5	.	2	0,5	2	20	0,5	10	0,5	4	17	
<i>Eriophorum angustifolium</i>	2	.	.	0,5	.	0,5	4	2	.	2	0,5	4	.	.	2	2	0,5	2	.	.	50	2	14	
<i>Molinia caerulea</i>	20	0,5	.	90	.	10	60	.	40	4	.	.	.	40	60	30	.	30	.	0,5	0,5	13	
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	10	30	.	.	30	0,5	4	.	2	.	.	.	2	.	0,5	40	.	10	.	30	2	.	12	
<i>Lophocolea bidentata</i>	0,5	0,5	.	0,5	.	.	.	0,5	0,5	.	0,5	.	0,5	.	0,5	.	0,5	.	.	0,5	0,5	0,5	11	
<i>Campylopus pyriformis</i>	.	0,5	.	0,5	0,5	0,5	.	.	0,5	.	.	.	0,5	.	0,5	.	0,5	2	2	2	.	11		
<i>Betula pubescens</i>	.	0,5	.	.	0,5	0,5	.	.	0,5	10	10	4	2	.	8		
<i>Lophocolea heterophylla</i>	.	0,5	.	.	2	0,5	.	.	0,5	0,5	.	0,5	.	0,5	.	0,5	2	.	8			
<i>Polytrichum longisetum</i>	.	2	.	.	0,5	.	.	0,5	0,5	0,5	0,5	2	0,5	8			
<i>Juncus effusus</i>	40	40	0,5	.	.	.	0,5	60	.	.	70	.	.	50	.	30	.	8		
<i>Drepanocladus fluitans</i>	.	0,5	0,5	0,5	0,5	.	.	2	.	.	.	2	0,5	.	7		
<i>Hypnum cupressiforme</i>	.	.	.	4	.	.	0,5	0,5	.	.	0,5	.	0,5	0,5	0,5	7			
<i>Brachythecium rutabulum</i>	0,5	0,5	.	0,5	.	.	2	2	0,5	.	6		
<i>Erica tetralix</i>	20	40	20	20	4	0,5	6		
<i>Calluna vulgaris</i>	4	40	2	2	.	0,5	5			
<i>Carex canescens</i>	10	.	2	.	.	.	0,5	0,5	.	0,5	.	5		
<i>Betula pendula</i>	.	0,5	4	30	0,5	4			
<i>Cephalozia connivens</i>	.	.	0,5	0,5	0,5	.	3				
<i>Cladonia sp.</i>	.	.	0,5	.	.	0,5	0,5	.	3				
<i>Eurhynchium praelongum</i>	.	.	.	0,5	0,5	0,5	.	3				
<i>Pohlia cf. nutans</i>	.	.	.	0,5	0,5	.	.	0,5	3				
<i>Aulacomnium palustre</i>	2	.	.	.	4	4	0,5	.	.	0,5	0,5	3				
<i>Sphagnum fallax</i>	4	4	20	.	3				
<i>Cladonia sp. 2</i>	.	.	0,5	.	0,5	2				
<i>Luzula multiflora</i>	0,5	40	0,5	10	2				
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	2	2	2	.	2			
<i>Carex nigra</i>	0,5	0,5	.	2			
<i>Campylopus introflexus</i>	0,5	0,5	.	2				

Mit einer Stetigkeit von 1:

DQ2: *Polytrichum commune* (4), *Sphagnum* sp. (4)DQ4: *Pallavicinia lyelli* (0,5)DQ5: *Drosera rotundifolia* (0,5), *Pohlia nutans* (0,5), *Sphagnum girgensohnii* (0,5)DQ6: *Cephalozia cf. pleniceps* (0,5)DQ7: *Sphagnum papillosum* (30), *Anthoxanthum odoratum* (0,5), *Galium saxatile* (0,5), *Rubus fruticosus* agg (0,5)DQ8: *Leucobryum juniperoideum* (4), *Dicranum scoparium* (0,5)DQ9: *Cephalozia* sp. (0,5)DQ10: *Salix aurita* (0,5)DQ17: *Odontoschisma sphagni* (0,5)DQ19: *Rumex acetosella* (20), *Aulacomnium androgynum* (0,5) *Frangula alnus* (0,5)DQ20: *Agrostis canina* (4)DQ21: *Drosera intermedia* (2)DQ27: *Juncus bulbosus* (0,5)DQ28: *Mnium hornum* (0,5), *Pinus sylvestris* (0,5)

Tab. A4: Strukturdaten sowie Artenzahlen und mittlere Zeigerwerte der Dauerquadrate (DQs). Kategorien: A = Alter nach Wiedervernässung, Veg = Vegetationsbestände, lWVorn = landwirtschaftliche Vornutzung (Abkürzungen s. Tab. 2). VegH = Vegetationshöhe; off. Boden = offener Boden mit S = Schlamm oder A = Algen; weitere Abkürzungen s. Tab. 5.

A	lWVorn	Veg	Ø VegH [cm]	max. VegH [cm]	Anteil Bulten [%]	Höhe Bulten [cm]	Ges.-Deck leb. Veg. [%]	Streu [%]	Streu [cm]	off. Boden [%]	AZ	ZA-Anz	ZA-Deck	F-Zahl	R-Zahl	N-Zahl	
DQ1	2	0	E	40	85	60	30	60	9	0	6	4	44,0	7,7	2,8	1,7	
DQ2	3	0	Z	75	120	80	53	80	25	5	8 (S)	14	5	88,0	6,9	2,4	2,3
DQ3	2	0	E	80	90	70	40	80	65	12	10 (S, A)	3	2	72,0	8,5	2,3	2,0
DQ4	2	0	M	55	110	90	30	90	95	10	0	8	3	5,0	7,3	3,3	2,0
DQ5	3	0	Z	80	90	75	50	65	80	stehend	10 (S, A)	13	5	71,5	6,4	2,3	2,0
DQ6	3	0	Z	60	120	50	28	90	95	10	0	12	3	51,0	6,6	3,0	2,2
DQ7	4	1	M	35	90	0	-	95	15	3	0	13	6	60,5	7,1	2,5	2,4
DQ8	4	0	FH	20	40	0	-	90	10	1	10	10	3	44,0	6,6	2,9	1,5
DQ9	4	0	E	70	90	65	40	90	35	4	0	12	5	57,0	6,8	2,5	2,3
DQ10	4	0	Z	75	110	75	40	95	25	-	0	12	5	66,5	7,6	2,6	2,3
DQ11	4	0	Z	35	85	70	40	95	30	stehend	10	7	4	131,0	7,8	2,7	2,0
DQ12	2	1	J	50	100	0	-	80	25	4	0	6	1	4,0	7,7	3,0	2,5
DQ13	2	1	J	80	135	45	25	40	70	8	0	9	3	6,0	6,8	2,7	2,5
DQ14	2	0	E	50	85	80	43	95	45	3	0	5	1	97,5	6,0	3,3	2,7
DQ15	3	1	M	35	120	40	10	50	60	4	0	11	4	5,0	7,1	2,9	2,0
DQ16	2	0	M	45	95	55	10	90	45	2	0	9	5	72,5	7,9	2,1	1,8
DQ17	3	0	FH	20	55	0	-	70	50	3	0	11	6	27,5	7,1	2,1	1,8
DQ18	3	0	E	40	105	60	30	75	60	5	0	8	6	87,0	7,5	2,2	2,2
DQ19	3	0	M	40	90	0	-	75	5	1	20	18	3	21,0	5,9	2,9	2,3
DQ20	3	1	J	110	124	0	-	90	60	15	5	8	3	34,5	7,9	2,5	2,5
DQ21	1	0	E	52	63	25	12	100	15	stehend	0	3	3	112,0	8,7	2,0	1,5
DQ22	1	0	E	58	77	12	18	100	8	stehend	0	4	3	140,0	8,3	2,3	1,7
DQ23	1	0	E	50	67	60	25	100	6	10	0	4	3	102,0	8,3	2,3	1,7
DQ24	1	1	J	100	115	0	-	80	80	30	0	3	0	0,0	6,7	3,0	3,0
DQ25	1	1	E	50	60	60	15	80	20	stehend	5	2	2	80,0	8,5	1,5	1,0
DQ26	2	1	E	80	90	80	45	70	100	10	0	2	2	72,0	8,0	2,0	3,0
DQ27	1	1	J	120	140	70	15	70	100	10	0	4	1	20,0	8,3	3,5	2,7
DQ28	3	0	E	70	300	80	40	90	40	6	0	16	4	82,5	6,2	2,5	2,3
DQ29	2	1	J	100	120	0	-	40	99	40	1	9	1	10,0	6,3	3,7	3,0

Tab. A5: In den Transekten (T) auftretende Gefäßpflanzen geordnet nach Stetigkeit. Häufigkeitsangaben: dominant (d), frequent (f), häufig (c), vereinzelt (o), selten (r), möglicher Zusatz: lokal (l), () = außerhalb des Transektes. Arten mit Stetigkeiten von 1 sind der Übersichtlichkeit wegen unterhalb der Tabelle aufgeführt.

	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	T12	T13	T14	T15	T16	T17	T18	T19	T20	T21	T22	T23	T24	T25	T26	T27	T28	T29	Stet.
<i>Eriophorum vaginatum</i>	f	d	d	c	d	d	.	c	f	d	d	o	c	d	c	f	f	d	f	.	d	c	d	d	d	r	d	.	25	
<i>Betula pubescens</i>	o	f	o	o	f	c	.	r	.	f	c	.	.	o	r	c	o	c	f	.	c	.	r	r	f	.	f	c	22	
<i>Molinia caerulea</i>	d	f	f	d	.	f	d	c	f	o	.	c	.	r	d	d	f	.	.	r	r	c	.	.	r	.	.	18		
<i>Dryopteris carthusiana</i>	o	f	c	.	f	r	.	.	o	c	.	r	r	r	c	f	o	f	.	.	r	r	c	.	.	r	o	f	17	
<i>Eriophorum angustifolium</i>	c	.	c	.	c	c	c	lf	.	f	f	.	.	f	o	c	o	.	.	d	f	r	o	f	14	
<i>Betula pendula</i>	o	c	.	f	c	.	r	o	c	c	r	.	.	.	d	f	.	.	f	o	.	d	o	13
<i>Calluna vulgaris</i>	f	r	.	ld	r	f	f	d	o	.	.	r	.	.	r	.	.	r	.	.	r	.	.	r	12	
<i>Erica tetralix</i>	c	.	o	lf	.	.	f	d	.	.	o	.	.	o	f	o	o	10	
<i>Juncus effusus</i>	d	d	.	.	r	.	.	o	d	.	.	d	.	r	d	.	d	9			
<i>Carex canescens</i>	c	.	r	c	.	.	.	o	.	.	o	.	.	o	.	f	.	o	7		
<i>Frangula alnus</i>	.	.	.	c	r	r	.	o	o	.	.	c	6		
<i>Salix cinerea</i>	.	r	.	.	r	r	.	.	r	r	f	r	6			
<i>Pinus sylvestris</i>	r	r	o	o	.	o	.	5			
<i>Rubus fruticosus</i>	r	.	.	.	o	.	o	lf	.	.	o	.	o	5			
<i>Carex nigra</i>	f	c	.	.	.	o	c	4		
<i>Rumex acetosella</i>	o	.	r	.	r	.	f	4		
<i>Drosera rotundifolia</i>	.	r	.	c	c	3		
<i>Holcus lanatus</i>	r	r	.	.	r	.	.	r	3		
<i>Drosera intermedia</i>	c	.	c	.	c	.	c	2			
<i>Epilobium palustre</i>	r	r	.	.	r	2			
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	d	f	2			
<i>Andromeda polifolia</i>	()		
<i>Alnus glutinosa</i>	()		

Mit einer Stetigkeit von 1:

- T7: *Galium saxatile* (c), *Cirsium palustre* (r), *Hieracium laevigatum* (r)
- T11: *Vaccinium oxycoccus* (lf)
- T12: *Anthoxanthum odoratum* (f), *Bidens connata* (r), *Osmunda regalis* (r)
- T16: *Sorbus aucuparia* (r)
- T20: *Agrostis canina* (r)
- T24: *Calamagrostis canescens* (r), *Senecio sylvaticus* (r)
- T27: *Juncus bulbosus* (o)

Tab. A6: Korrelationsmatrix der Umweltvariablen der DCA untereinander. Bei Beteiligung von nicht-normalverteilten Variablen (Iw Vorn., K im Torf, P im Torf, C/N-Verhältnis im Torf, Streu) erfolgte die Berechnung des Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten, sonst wurde der Pearson-Korrelationskoeffizient verwendet. Signifikanzniveau: * = $p \leq 0,05$; ** = $p \leq 0,01$; *** = $p \leq 0,001$. Signifikante Korrelationskoeffizienten $\geq 0,4$ sind in Fettschrift hervorgehoben.

	landwirtsch. Vomutzung	Wasserstand im September	F-Zahl	R-Zahl	N-Zahl	Artenanzahl	Deckung der Zielarten	Anzahl an Zielarten	K im Torf	P im Torf	C/N-Verhältnis im Torf
Wasserstand im September	-0,165										
F-Zahl	0,004	0,344									
R-Zahl	0,352	-0,233	-0,465 *								
N-Zahl	0,676 ***	-0,114	-0,408 *	0,536 **							
Artenanzahl	-0,161	-0,165	-0,698 ***	0,126	0,092						
Deckung der Zielarten	-0,597 ***	0,254	0,360	-0,537 **	-0,405 *	-0,195					
Anzahl an Zielarten	-0,391 *	-0,031	-0,057	-0,452 *	-0,333	0,580 ***	0,271				
K im Torf	0,392 *	-0,282	0,026	0,210	0,203	-0,089	-0,333	-0,104			
P im Torf	0,454 *	-0,552 **	0,096	-0,031	0,095	-0,250	-0,264	-0,102	0,606 ***		
C/N-Verhältnis im Torf	-0,668 ***	0,580 ***	0,336	-0,395 *	-0,509 **	-0,172	0,602 ***	0,143	-0,434 *	-0,506 **	
Deckung der Streu	0,388 *	0,349	-0,106	0,303	0,444 *	-0,156	-0,443 *	-0,238	0,156	-0,019	-0,191

Tab. A7: Informationen zur Lage der Dauerquadrate (DQs), zur Verortung des Transektes sowie zur Abbauhistorie und den erfolgten Pflegemaßnahmen. Kategorien: A = Alter nach Wiedervernässung; Veg = Vegetationsbestände; IwVorn = landwirtschaftliche Vornutzung (Abkürzungen s. Tab. 2). Untersuchungsgebiet (UG): RG = Rehdener Geestmoor, NM = Neustädter Moor, UM = Uchter Moor, CM = Campemoor, CM-VM = Campemoor: Teilbereich Venner Moor.

A	Iw Vorn	Veg	UG	Richtung des Transekts	Jahr der eingeleiteten Wiedervernässung	anstehender Torf	planiert (ja/nein)	Entkusselungen, Entfernen von Jungbirken	Mulchen (Mulch)	Beweidung
									Forstmulchen (F)	
									Nachmähen (N)	
									Mähen (M)	
DQ1	2	0	E	RG	SW-Ecke nach W	1996	Schwarztorf	ja	nein	nein
DQ2	3	0	Z	RG	E-Ecke nach NE	1983	Schwarztorf	ja	nein	nein
DQ3	2	0	E	RG	SE-Ecke nach E	1996	Schwarztorf	ja	nein	nein
DQ4	2	0	M	RG	W-Ecke nach SW	1997	Schwarztorf	ja	nein	nein
DQ5	3	0	Z	RG	S-Ecke nach S	1985	Schwarztorf	ja	ja, lokal	nein
DQ6	3	0	Z	RG	NE-Ecke nach E	1985	Schwarztorf	ja	ja, lokal	nein
DQ7	4	1	M	NM	SE-Ecke nach NW	> 1980	Weißtorf	ja	ja, 01/02	Mulch 00/01
DQ8	4	0	FH	NM	NW-Ecke nach N	> 1980	Weißtorf	ja	ja, 94/95	nein
DQ9	4	0	E	NM	SE-Ecke nach NW	> 1980	Weißtorf	ja	ja, 94/95	nein
DQ10	4	0	Z	NM	SE-Ecke nach SW	> 1980	Weißtorf	ja	ja, 05/06, 09/10	nein
DQ11	4	0	Z	NM	NE-Ecke nach SW	> 1980	Weißtorf	ja	ja, 08/09	nein
DQ12	2	1	J	NM	E-Ecke nach NW	~ 1995	Weißtorf	nein, nur teilweise	nein	seit N 03/04 (Ausn.: 05/06)
DQ13	2	1	J	NM	S-Ecke nach S	~ 1995	Weißtorf	ja	nein	nein
DQ14	2	0	E	NM	S-Ecke nach SE	1995	Weißtorf	ja	nein	nein
DQ15	3	1	M	NM	SW-Ecke nach SW	~ 1990	Weißtorf	ja	ja, 04/05	Mulch 09/10
DQ16	2	0	M	NM	W-Ecke nach W	~ 1998	Weißtorf	ja	ja, 94/95, 04/05	nein
DQ17	3	0	FH	NM	SW-Ecke nach W	~ 1990	Weißtorf	ja	ja, 94/95, 04/05	Mulch 05/06, 09/10, M 07/08, 08/09
DQ18	3	0	E	NM	SW-Ecke nach W	> 1990	Weißtorf	nein	nein	Mulch 05/06
DQ19	3	0	M	NM	S-Ecke nach NW	> 1990	unbekannt	ja	ja, 2008/2009	F 07/08
DQ20	3	1	J	NM	SW-Ecke nach S	> 1990	unbekannt	ja	ja, 2008/2009	Mulch 03/04, N 07/08
DQ21	1	0	E	UM	W-Ecke nach W	~ 2004	Schwarztorf	nein	nein	nein
DQ22	1	0	E	UM	E-Ecke nach S	2002	Schwarztorf	nein	nein	nein
DQ23	1	0	E	UM	SE-Ecke nach E	2002	Schwarztorf	ja	nein	nein
DQ24	1	1	J	UM	SW-Ecke nach SW	~ 1998	Schwarztorf	ja	nein	nein
DQ25	1	1	E	CM	SW-Ecke nach SSW	zw. 2001 und 2009	Schwarztorf	ja	nein	nein
DQ26	2	1	E	CM	SE-Ecke nach SE	zw. 1996 und 1998	Schwarztorf	ja	nein	nein
DQ27	1	1	J	CM-VM	N-Ecke nach ENE	2002	Schwarztorf	ja	nein	nein
DQ28	3	0	E	CM-VM	N-Ecke nach S	1989	Schwarztorf	ja	nein	nein
DQ29	2	1	J	CM-VM	W-Ecke nach NW	1993	Schwarztorf	ja	nein	nein

Tab. A8: CO₂-Gehalte (TIC- sowie korrigierte Trillich-Methode) des Moorwasser in den Pegeln sowie im Torf.

Fläche	TIC - CO ₂ [mg/l]		Trillich - CO ₂ Pegel [mg/l]			Trillich - CO ₂ Torf [mg/l]		
	Pegel	Torf	Geländewert	Laborwert (Huminsäuren und H ⁺ -Anteil)	korrigierter Wert	Geländewert	Laborwert (Huminsäuren und H ⁺ -Anteil)	korrigierter Wert
DQ1	2,16	6,83	79	37	43	106	26	80
DQ2	3,35	8,46	77	26	51	150	44	106
DQ3	3,05	.	73	40	32	.	.	.
DQ4	5,86	8,62	81	44	38	163	66	97
DQ5	9,96	7,99	110	29	81	119	51	68
DQ6	6,33	7,10	64	40	24	103	47	56
DQ7
DQ8	7,21	.	62	40	21	.	.	.
DQ9	6,70	7,04	70	40	30	134	51	83
DQ10	7,37	5,90	92	29	63	187	37	151
DQ11	6,89	6,21	81	44	38	156	40	116
DQ12	7,26	.	114	58	56	.	.	.
DQ13	8,38	.	64	37	27	.	.	.
DQ14	18,59	.	92	47	45	.	.	.
DQ15	6,15	7,11	117	66	51	163	62	101
DQ16	6,98	6,42	121	51	70	130	77	53
DQ17	5,08	8,33	114	95	20	139	62	77
DQ18	5,42	7,73	75	40	35	165	55	110
DQ19	6,04	.	178	113	65	.	.	.
DQ20	5,28	.	79	44	35	.	.	.
DQ21	6,48	6,57	103	33	71	95	33	62
DQ22	10,52	6,38	90	29	61	101	29	72
DQ23	6,10	7,46	75	33	42	92	37	56
DQ24	7,93	.	163	66	97	152	.	.
DQ25	6,59	7,50	66	15	51	64	22	42
DQ26	6,66	7,13	73	37	36	145	26	119
DQ27	6,77	7,03	55	29	26	117	62	55
DQ28	6,65	7,66	62	33	29	119	37	82
DQ29	6,32	8,80	62	40	21	191	58	133

Tab. A9: Torf- sowie Wassereigenschaften der Flächen. Kategorien: A = Alter nach Wiedervernässung; Veg = Vegetationsbestände; IwVorn = landwirtschaftliche Vornutzung (Abkürzungen s. Tab. 2). AG = Aschegehalt. RD = Rohdichte, TM = Torfmächtigkeit, WS Sept= Wasserstand im September. pH1, LF1 = Werte, die zw. dem 09. und 11.08.2010 erhoben wurden, pH2, LF2 = Werte, die zw. dem 31.08 und 02.09.2010 erhoben wurden.

Kategorien				Torf							Wasser													
Fläche	A	Iw Vorn	Veg	K ₂ O [mg/100g Boden]	P ₂ O ₅ [mg/100g Boden]	pH	C/N	AG [%]	RD [g/l]	TM [cm]	WS Sept [cm]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	CO ₂ (Trillich) [mg/l]		CO ₂ (TIC) [mg/l]		Torfkörper			Sphagnen			
														Pegel	Torf	Pegel	Torf	pH1	LF1 μS/cm	pH2	LF2 μS/cm	pH	LF μS/cm	
DQ1	2	0	E	9,6	6,7	3,0	59	5,88	137,3	183	8,5	.	.	43	80	2,2	6,8	4,5	283	3,9	98	4,0	418	
DQ2	3	0	Z	4,0	1,4	2,8	57	2,86	.	> 200	12,0	0,64	0,97	51	106	3,4	8,5	3,9	132	4,1	92	3,7	291	
DQ3	2	0	E	7,5	2,8	2,6	55	5,33	137,2	100	23,0	1,79	0,75	32	.	3,1	.	4,1	110	4,1	98	3,8	239	
DQ4	2	0	M	9,1	2,0	2,8	43	5,00	183	150	4,0	0,81	3,98	38	97	5,9	8,6	4,2	146	3,8	125	.	.	
DQ5	3	0	Z	2,4	2,3	2,8	43	3,64	118,1	> 200	12,5	0,96	1,54	81	68	10,0	8,0	4,2	110	4,1	94	3,5	444	
DQ6	3	0	Z	2,8	1,3	2,7	54	3,12	177,9	> 200	17,0	1,52	1,96	24	56	6,3	7,1	3,9	128	3,9	96	3,7	298	
DQ7	4	1	M	20,0	8,8	3,4	38	7,23	162,9	145	-26,0	4,2	139
DQ8	4	0	FH	11,5	5,2	2,6	40	6,10	135,8	> 200	-20,5	.	.	21	.	7,2	.	4,0	103	3,9	130	.	.	
DQ9	4	0	E	10,2	4,9	2,7	50	8,16	118,8	> 200	4,5	.	.	30	83	6,7	7,0	5,1	160	4,4	67	3,5	344	
DQ10	4	0	Z	4,9	1,4	2,8	42	5,00	.	125	15,0	0,96	1,07	63	151	7,4	5,9	4,0	87	4,1	93	3,7	.	
DQ11	4	0	Z	4,3	2,1	2,9	42	9,09	128,7	200	0,5	0,45	3,27	38	116	6,9	6,2	4,4	115	4,0	103	4,1	619	
DQ12	2	1	J	5,9	11,8	3,3	41	7,53	150,4	170	-2,0	.	.	56	.	7,3	.	.	.	4,1	148	.	.	
DQ13	2	1	J	10,3	11,8	3,3	37	7,09	190,1	60	4,0	.	.	27	.	8,4	.	.	.	4,4	127	4,7	455	
DQ14	2	0	E	13,0	9,5	3,2	42	9,71	197,8	100	-2,5	.	.	45	.	18,6	.	.	.	4,3	97	4,5	370	
DQ15	3	1	M	37,0	22,8	.	33	.	124,3	> 200	3,0	0,52	0,18	51	101	6,2	7,1	4,4	133	3,9	190	.	.	
DQ16	2	0	M	11,9	14,2	.	35	.	183,7	> 200	-5,0	.	.	70	53	7,0	6,4	4,5	106	4,1	149	.	.	
DQ17	3	0	FH	5,4	7,1	2,7	41	8,05	210,9	125	-5,0	.	.	20	77	5,1	8,3	.	.	3,6	205	.	.	
DQ18	3	0	E	7,9	3,5	2,8	51	0,00	105,9	> 200	1,5	5,98	0,14	35	110	5,4	7,7	3,8	176	4,0	112	4,8	668	
DQ19	3	0	M	11,4	5,1	3,0	37	9,09	134,5	130	-15,0	.	.	65	.	6,0	.	3,7	300	3,6	295	.	.	
DQ20	3	1	J	8,1	4,0	3,2	33	12,39	81,2	119	6,0	1,88	0,00	35	.	5,3	.	5,3	88	4,1	101	.	.	
DQ21	1	0	E	3,2	6,1	2,9	63	1,92	232,1	175	10,0	0,39	4,01	71	62	6,5	6,6	4,6	183	4,4	107	4,0	660	
DQ22	1	0	E	4,8	3,3	2,9	56	2,50	63,4	100	2,0	0,01	0,40	61	72	10,5	6,4	4,1	186	4,0	128	4,1	389	
DQ23	1	0	E	2,6	6,6	2,8	49	3,33	52,8	120	0,5	1,58	2,12	42	56	6,1	7,5	3,8	156	3,9	83	3,9	846	
DQ24	1	1	J	4,3	6,3	.	30	.	.	> 75 ¹	-21,5	.	.	97	.	7,9	.	4,0	100	3,9	215	.	.	
DQ25	1	1	E	8,4	2,6	.	97	.	141,6	55	16,0	.	.	51	42	6,6	7,5	.	.	4,8	48	3,9	428	
DQ26	2	1	E	34,3	13,7	2,9	41	2,15	106,5	85	14,5	0,97	1,42	36	119	6,7	7,1	4,4	107	4,3	89	3,9	428	
DQ27	1	1	J	27,8	4,7	3,3	42	6,06	111,3	80	11,0	9,43	4,21	26	55	6,8	7,0	4,6	118	4,6	73	4,0	113	
DQ28	3	0	E	1,7	0,8	2,9	55	4,55	69,2	150	16,5	4,46	3,12	29	82	6,7	7,7	4,0	126	4,1	96	4,2	208	
DQ29	2	1	J	6,1	2,9	3,4	34	8,00	128,6	95	3,0	2,61	0,70	21	133	6,3	8,8	4,4	104	4,6	74	4,7	108	

¹ Holz im Untergrund

Tab. A10: Mittelwerte und Standardabweichung der drei Kategorien „landwirtschaftliche Vornutzung“, „Alter nach Wiedervernässung“ und „Vegetationsbestände“. Abkürzungen s. Tab. 2.

	landwirtsch. Vornutzung			Alter nach Wiedervernässung				Vegetationsbestände				Stichprobenumfänge (n)				
	0	1	1	2	3	4	J	M	FH	E	Z	n _{lwVorn}		n _A		n _{Veg}
P ₂ O ₅ [mg/100g Boden]	4,4 ± 3,3	9,6 ± 6,3	4,6 ± 2	8,9 ± 5,9	2,6 ± 1,6	4,5 ± 2,9	5,5 ± 3,7	10,6 ± 8,2	6,2 ± 1,3	6,9 ± 3,9	1,7 ± 0,5	20,9 4,13,7,5 6,5,2,11,5				
K ₂ O [mg/100g Boden]	6,8 ± 3,6	17,1 ± 13	4,8 ± 2,6	14 ± 11,3	5,5 ± 3,7	10,2 ± 6,4	9,4 ± 9	17,9 ± 11,5	8,4 ± 4,3	10,4 ± 8,8	3,7 ± 1	20,9 4,13,7,5 6,5,2,11,5				
C/N-Verhältnis im Torf	50,6 ± 13,5	36,6 ± 4,3	66,4 ± 21,1	41,1 ± 8,2	47,2 ± 9,5	42,4 ± 4,6	56,2 ± 15	37,2 ± 3,9	40,5 ± 1,0	36,3 ± 4,7	47,7 ± 7,4	20,9 4,13,7,5 6,5,2,11,5				
Aschegehalt [%]	5,2 ± 2,8	7,2 ± 3,0	2,6 ± 0,7	6,5 ± 2,1	5,1 ± 4,2	7,1 ± 1,6	4,4 ± 3	7,1 ± 2	7,1 ± 1,4	8,2 ± 2,4	4,7 ± 2,6	17,7 3,10,6,5 5,3,2,9,5				
Rohdichte [g/l]	140,5 ± 150,2	131,9 ± 34,6	122,5 ± 83,1	155,1 ± 36,1	114,5 ± 39,2	136,6 ± 18,9	123,9 ± 55	157,7 ± 27,4	173,4 ± 53,1	132,3 ± 41	141,6 ± 31,9	18,8 4,12,6,4 5,5,2,11,3				
pH-Wert (Torf)	2,8 ± 0,1	3,2 ± 0,2	2,9 ± 0,1	3 ± 0,3	2,9 ± 0,2	2,9 ± 0,3	2,9 ± 0,2	3,1 ± 0,3	2,7 ± 0,1	3,3 ± 0,1	2,8 ± 0,1	18,7 3,10,7,5 5,3,2,10,5				
Wasserstand im September [cm]	4,8 ± 11,1	-0,9 ± 13,9	7,1 ± 7,2	2,7 ± 10,8	7,2 ± 11,3	-5,3 ± 17,3	8,6 ± 8,1	-7,8 ± 12,7	-12,8 ± 11,0	0,1 ± 11,4	11,4 ± 6,4	20,9 4,13,7,5 6,5,2,11,5				
CO ₂ – Trülich (Pegel) [mg/l]	45,4 ± 18,0	43,8 ± 24,7	56,2 ± 12,3	43,2 ± 21,7	45,7 ± 21	38,1 ± 18	43,2 ± 13,2	55,9 ± 14,6	20,5 ± 1,4	43,8 ± 28,8	51,3 ± 22,2	20,8 4,13,7,4 6,4,2,11,5				
CO ₂ – Trülich (Torf) [mg/l]	81,9 ± 28,3	101,9 ± 34,2	57,9 ± 12,6	89,3 ± 28,7	84,4 ± 23,6	116,6 ± 33,7	78,5 ± 24,7	83,7 ± 26,5	76,6	93,8 ± 55,5	99,2 ± 38,2	16,4 4,8,5,3 2,3,1,9,5				
CO ₂ – TIC (Pegel) [mg/l]	6,9 ± 3,4	6,8 ± 1,0	7,4 ± 2,1	7,0 ± 3,9	6,1 ± 2,0	7,0 ± 0,3	7,2 ± 4,4	6,3 ± 0,5	6,1 ± 1,5	7,0 ± 1,1	6,8 ± 2,4	20,8 4,13,7,4 6,4,2,11,5				
CO ₂ – TIC (Torf) [mg/l]	7,3 ± 0,8	7,5 ± 0,9	7,0 ± 0,6	7,5 ± 0,9	7,8 ± 0,5	6,4 ± 0,6	7,1 ± 0,5	7,4 ± 1,1	8,3	7,9 ± 1,3	7,1 ± 1,1	16,4 4,8,5,3 2,3,1,9,5				
pH-Wert (Torkörper)	4,2 ± 0,3	4,4 ± 0,4	4,1 ± 0,3	4,3 ± 0,3	4,1 ± 0,4	4,3 ± 0,3	4,6 ± 0,6	4,3 ± 0,4	4,0 ± 0,1	4,2 ± 0,4	4,1 ± 0,2	33,8 6,14,11,10 4,8,2,16,11				
Leitfähigkeit (Torkörper) [µS/cm]	135,7 ± 52,0	155,6 ± 101,1	150,2 ± 29,6	162,3 ± 84,9	134 ± 61,9	107,7 ± 25,7	177,5 ± 148,8	160,0 ± 58,8	100,5 ± 3,5	151,9 ± 48	100,2 ± 19,5	33,8 6,14,11,10 4,8,2,16,11				
pH-Wert (Sphaghen)	3,9 ± 0,4	4,3 ± 0,5	3,9 ± 0,1	4,2 ± 0,5	4,0 ± 0,5	3,8 ± 0,3	4,5 ± 0,4	.	.	4,0 ± 0,4	3,7 ± 0,2	15,4 4,7,5,31 3,0,0,11,4				
Leitfähigkeit (Sphaghen) [µS/cm]	444,4 ± 186,2	276,0 ± 191,4	580,8 ± 213,5	304,4 ± 149,8	381,8 ± 181,1	481,5 ± 194,5	225,3 ± 198,9	.	.	454,4 ± 193,6	413,0 ± 154,4	14,4 4,7,5,2 3,2,0,7,5				
NH ₄ ⁺ im Wasser [mg/l]	1,9 ± 1,4	1,3 ± 1,7	2,2 ± 1,8	1,9 ± 1,8	1,3 ± 1,2	2,2 ± 1,6	1,7 ± 1,5	2,1 ± 2,7	.	1,6 ± 2,3	1,8 ± 0,9	12,5 3,6,6,2 3,2,0,7,5				
NO ₃ ⁻ im Wasser [mg/l]	1,6 ± 1,8	3,1 ± 3,6	0,7 ± 0,8	2,7 ± 3,4	2,6 ± 2,1	0,7 ± 0,4	2,2 ± 2,2	0,7 ± 0,2	.	4,6 ± 4,2	0,9 ± 0,4	12,5 3,6,6,2				