Kieler Notizen zur Pflanzenkunde (Kiel. Not. Pflanzenkd.) 45: 7–50 (2020)

Vegetationsentwicklung in schleswig-holsteinischen Mooren in 30 Jahren

– Langzeituntersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen –

– Silke Lütt –

Kurzfassung

In drei Mooren Schleswig-Holsteins wurden 22 Dauerflächen von 1989 bis 2019 vegetationskundlich im Abstand von zehn Jahren untersucht. In zahlreichen Torfstichen sowie kleinflächig in einer überstauten Fläche des Fockbeker Moores konnte anhand der Ausbreitung von *Sphagnum magellanicum* und hochmoortypischer Gefäßpflanzen eine Oligo- und insbesondere Ombrotrophierung der Standorte und die Entwicklung der Hochmoorbultengesellschaft innerhalb von 10 bis zu 30 Jahren beobachtet werden. Im gleichen Zeitraum konnte beim *Erico-Sphagnetum typicum* eine Abnahme der Schlenken, eine stärkere Bultbildung und eine Zunahme der Heidekräuter festgestellt werden. Auf einer abgeschobenen nackten Torffläche sind nach 26 Jahren hochmoortypische Schlenkenzönosen mit roten Torfmoosen entstanden. Auf der Schwingdecke der überstauten Fläche im Fockbeker Moor wurde eine sekundäre Schlenkenbildung sowie die Entstehung des *Betuletum pubescentis* nach etwa 20 Jahren festgestellt. Die Besiedlung von *Eriophorum vaginatum* - Bulten mit Heidekräutern, Farnen und Moorbirken setzte nach 10 Jahren ein. Ebenso lange dauerte das Zuwachsen einer nackten Torfschlenke nach Wildtritt mit einem Torfmoosteppich. In nahezu allen Dauerflächen ist eine Zunahme der Phanerogamendeckung und der Artenanzahl festzustellen. Jene der Kryptogamen sank oder nahm je nach Standort zu. Seit 10 Jahren ist eine Ausbreitung von *Rhynchospora alba* und *Calluna vulgaris* im Wittenseer und Fockbeker Moor und von *Narthecium ossifragum* im Owschlager Moor zu verzeichnen. Die prozentualen Zu- und Abnahmen der Deckung sämtlicher Arten im Vergleich zu 1989 werden dargestellt und anhand der aktuellen Stickstoffbelastung und des Klimawandels diskutiert. Es wird ein Ausblick auf zukünftige mögliche Bedingungen bei der Hochmoorrestitution gegeben.

Abstract: Vegetation development on mires after 30 years – an assessment based on permanent plots-

The vegetation development on 22 permanent plots in three mires was investigated at intervals of 10 years up to 30 years. Most plots in peat cuttings show a spreading of *Sphagnum magellanicum* and a development of *Erico-Sphagnetum magellanici* within 10 to 30 years indicating oligo- and especially ombrotrophication of the sites. The plot with *Erico-Sphagnetum typicum* in Fockbeker Moor shows a decrease of hollows and an increase of

hummock microtopography combined with shrub enrichment within the last 10 years. On nude peat areas recovery of red Sphagnum species take 26 years. Succession on huge rewetted pools in Fockbeker Moor started with Sphagnum layers, *Eriophorum* and ericoid species after 10 years and shows secondary development of hollows and reforestation with *Betula pubescens* today. All plots indicate an increasing species richness and a higher coverage of vascular plants. Since 10 years expansion of *Rhynchospora alba* und *Calluna vulgaris* in Wittenseer und Fockbeker Moor and of *Narthecium ossifragum* in Owschlager Moor can be detected. Increase and decrease of plant coverage between 1989 and today are shown. Changes are interpreted in regard to autogenic succession, nitrogen deposition and climate change.

Keywords: succession, mire, nitrogen deposition, climate change, *Erico-Sphagnetum magellanici, Sphagnum*

1 Einleitung

Seit mehr als 60 Jahren werden in Schleswig-Holstein Hochmoorreste renaturiert (LLUR 2016), durch die Naturschutzverwaltungen, die Stiftung Naturschutz und durch engagiertes Wirken von Gemeinden und das Ehrenamt. 2011 wurde das Moorrenaturierungsprogramm des Landes Schleswig-Holstein aufgestellt, wodurch der Moorschutz mit neuen finanziellen Mitteln gefördert wurde. Aktuell hat die Wiedervernässung von Mooren durch den Klimaschutz eine neue Bedeutung gewonnen. Im Frühjahr 2020 wurde in Schleswig-Holstein ein Programm zum biologischen Klimaschutz verabschiedet. Neben dem Biodiversitätserhalt steht jetzt auch das Einsparungspotential des klimaschädlichen Kohlendioxids durch Anstaumaßnahmen im Vordergrund der Moorvernässung.

Über die Art und Weise der Umsetzung solcher Vorhaben gibt es einen breiten Konsens: Die Grundvoraussetzung für die Förderung einer hochmoortypischen Vegetation ist ein gleichmäßig oberflächennaher mooreigener Wasserstand mit geringen Wasserstandsschwankungen (siehe z. B. Eigner 2003). Entscheidendes Etappenziel bei der Renaturierung von Hochmoorresten ist die Wiederausbreitung oder Neuansiedlung des Torfbildners *Sphagnum magellanicum.* Zielvegetation ist die Hochmoorbulten-Vegetation mit der Gesellschaft des *Erico-Sphagnetum magellanici.* Doch ist dieses Ziel bei zunehmender Umweltbelastung wie Stickstoffeinträgen und Klimawandel noch zu erreichen? Vor diesem Hintergrund kommen Langzeituntersuchungen zur Vegetationsentwicklung an Hochmoorstandorten eine besondere Bedeutung zu. Auf der Basis solcher Daten können die Möglichkeiten und Grenzen der Restitution von Hochmoorresten in Zeiten des globalen Wandels bewertet werden und Ziele des Moorschutzes überprüft und ggf. angepasst werden.

Belegt ist für Schleswig-Holstein seit 1881 ein kontinuierlicher Anstieg der Jahresmitteltemperatur um 1,3 °C (Deutscher Wetterdienst (DWD) 2017), die Zunahme der Sommertage (>25 °C) sowie weniger Frosttage. Gleichzeitig haben die Niederschläge im gleichen Zeitraum um 18 % zugenommen (auch Starkregenereignisse), und zwar in allen Jahreszeiten (besonders im Winter, im Frühjahr am geringsten). Das 30jährige Mittel betrug 1961–1990 noch 789 mm, im Zeitraum 1981–2010 hingegen liegt es höher mit einem Mittelwert von 823 mm (DWD 2017:18). Die steigende Temperatur schlägt sich in erhöhten Evapotranspirationsraten nieder, die in den trockenen Frühjahren und Sommermonaten immer weniger durch den für das atlantische Klima Schleswig-Holsteins typischen Sommerregen kompensiert werden. Landesweit wird dies auch durch die langfristige Prognose des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2017:21) für den Zeitraum 2071–2100 mit zwar leicht zunehmenden Niederschlägen, aber einer Abnahme der Niederschläge in den Sommermonaten simuliert. Ein vom Regenwasser und hohen Wasserständen abhängiges Ökosystem, wie das Hochmoor, ist diesen Veränderungen unmittelbar ausgesetzt. Diese Bedrohung steht dem Anstieg von CO_2 gegenüber, von dem eine gewisse wachstumsfördernde Wirkung auf die Torfmoose ausgeht (Heijmans et al.2011), ebenso wie von der steigenden Temperatur (Breeuwer et al. 2011). Eine Zunahme von Grasartigen und Bäumen als Folge des Klimawandels wurde für die Moore Nordeuropas bereits nachgewiesen (Breeuwer et al. 2009, Heijmans et al. 2013).

Kurzfristig gravierender als der Klimawandel wirkt sich für Hochmoore die Stickstoffbelastung aus, die zu Veränderungen des Artengefüges bei der Hochmoorvegetation führt (Twenhöven 1992, Bobbink et al. 2003, Wiedermann et al. 2009). Feld- und Laborexperimente lassen erwarten, dass die Etablierung der Zielart *Sphagnum magellanicum* oder gar die Entwicklung von Hochmoorbultengesellschaften durch Veränderungen des Konkurrenzverhaltens im Artengefüge zunehmend schwieriger wird.

Im Zusammenhang mit produktionsbiologischen Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein (Lütt 1992) wurden vor 30 Jahren Dauerflächen angelegt. Erste Ergebnisse dazu wurden nach zehn Jahren publiziert (Lütt 2001). In zahlreichen Torfstichen sowie in großflächig überstauten Flächen des Fockbeker Moores konnte anhand der Ausbreitung der Torfmoose und hochmoortypischer Gefäßpflanzen eine Oligotrophierung der Standorte festgestellt werden. *Sphagnum magellanicum* gelang wider Erwarten mehrfach die Neuansiedlung, oder die Art konnte ihre Deckungsanteile um ein Vielfaches erhöhen.

Die hier vorgestellten Ergebnisse dokumentieren die Entwicklung der Vegetation in den gesamten drei Jahrzehnten. Sie werden in den Kontext des globalen Wandels gestellt und diskutiert. Die Ergebnisse liefern Anhaltspunkte über den zeitlichen Rahmen und den Ablauf von Sukzession auf großflächigen Schwingdecken

renaturierter Hochmoore und in kleinflächigen bäuerlichen Handtorfstichen unter rezenten Bedingungen. Sie liefern damit einen Beitrag für eine Erfolgsprognose für die zukünftige Hochmoorregeneration in Norddeutschland. Die Entwicklungen werden für die einzelnen Dauerflächen oder zusammengefasst entsprechend der Ausgangsgesellschaften von 1989 in Kapitel 4 dargestellt. Einen Überblick liefert Tab. 4.

2 Methoden

Im Mai 1989 wurden in drei Hochmoorresten Schleswig-Holsteins (siehe Abb. 1) im Kreis Rendsburg-Eckernförde Dauerquadrate angelegt (vgl. Lütt 2001).

Die Flächen wurden mit Hilfe von Pfählen oder Plastikröhren und später mit GPS markiert und detailliert fotografiert. Die Schätzung der Deckungen erfolgte nach der Skalierung von Londo (1975), da diese bei geringen Deckungen eine feine Aufgliederung ermöglicht. Für die Darstellung der Ergebnisse in Grafiken wurden die mittleren Deckungswerte der Klassen nach Londo von 1989 mit jenen von 2019 verglichen und als prozentuale Zunahme und Abnahme dargestellt. Die Nomenklatur folgt Wisskirchen & Haeupler (1998).

3 Die Untersuchungsgebiete

Das Groß Wittenseer Moor

Das Groß Wittenseer Moor ist ein kleines Hochmoor der schleswig-holsteinischen Jungmoräne am Rande der Hüttener Berge. Mit einer Größe von nur 14,7 ha liegt es in einer von Grundmoränen umgebenen Talmulde, ca. 2 km nördlich der Ortschaft Groß Wittensee. Seine ursprüngliche Ausdehnung ist noch vollständig erhalten. Der Torfkörper erreicht im Zentrum eine Mächtigkeit von ca. vier Metern. Basal anstehende Seesedimente charakterisieren das Moor initial als ein Verlandungsmoor. Das Moor ist umgeben von intensiv genutzten Äckern und Grünländereien. Im Norden wird das Wittenseer Moor[1] durch die Niederung der Osterbek begrenzt.

Die Nutzung des Hochmoores zur Torfgewinnung begann bereits im 18. Jahrhundert und wurde auch nach der Ausweisung als Naturschutzgebiet 1942 bis in die sechziger Jahre fortgesetzt. Etwa zur gleichen Zeit wurde die Osterbek reguliert und mit dem umgebenden Moorgraben verbunden. Seine Sohle liegt deutlich unterhalb des Moorwasserspiegels und entwässert seitdem fortwährend das

[1]Hier und im folgenden Text wird das „Groß Wittenseer Moor“ der Einfachheit halber als „Wittenseer Moor“ bezeichnet.

geschützte Restmoor. Lediglich die Binnenentwässerung des Moorkörpers ist infolge des Zuwachsens der Gräben mittlerweile gestoppt.

Infolge dieser Entwässerung und durch die Anlage randlicher Torfstiche wurde das ursprüngliche Lagg zerstört und der Aufwuchs von Gehölzen gefördert. Heute ist das Moor von einem nahezu geschlossenen Erlenbruch umgeben, der moorwärts teilweise in Moorbirkenwald übergeht. Lediglich das weitgehend baumfreie, höher gelegene Zentrum weist regenerierende kleinbäuerliche Torfstiche auf. In diesen dominierten 1989 oligotraphente Untereinheiten der *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft, des *Sphagno - Rhynchosporetum* und Initial- und Folgephasen des *Erico-Sphagnetum magellanici* (Lütt 2001).

Das Owschlager Moor

Vier Kilometer südwestlich der Ortschaft Owschlag liegt das Owschlager Moor im Naturraum der schleswig-holsteinischen Vorgeest.

Die Dauerquadrate liegen im sogenannten Heidwischmoor, einem moorgenetisch eigenständigen Moorkörper, der durch eine Binnendüne weichseleiszeitlicher Entstehung vom Owschlager Moor getrennt wurde und eine eigenständige Entwicklung nahm: Während sich das großflächige Plateauhochmoor auf nährstoffarmen Sanden gleich mit Weißtorfen erhob, entwickelte sich das Heidwischmoor über Nieder- und Bruchwaldtorfen. Seine abweichende Genese ist wahrscheinlich auf den Zustrom quellig austretenden Druckwassers zurückzuführen. Die Versorgung mit mineralstoffreichem Wasser führte dazu, dass das Heidwischmoor auf der Stufe des Übergangsmoores stehenblieb. Seine Torfmächtigkeit schwankt in Abhängigkeit vom Relief des Untergrundes zwischen zwei Metern und wenigen Zentimetern.

Die Torfnutzung erfolgte als Stech- und Backtorf vornehmlich Ende des ersten Weltkrieges, vereinzelt jedoch auch bis in die fünfziger Jahre.

Bedingt durch das erhöhte Nährstoffangebot (laterales Druckwasser, Freilegung mineralstoffreicher Torfe durch den Torfstich) findet sich im Owschlager Moor[2] in dem nur wenige Hektar großen Gebiet eine Vielzahl seltener Vegetationstypen.

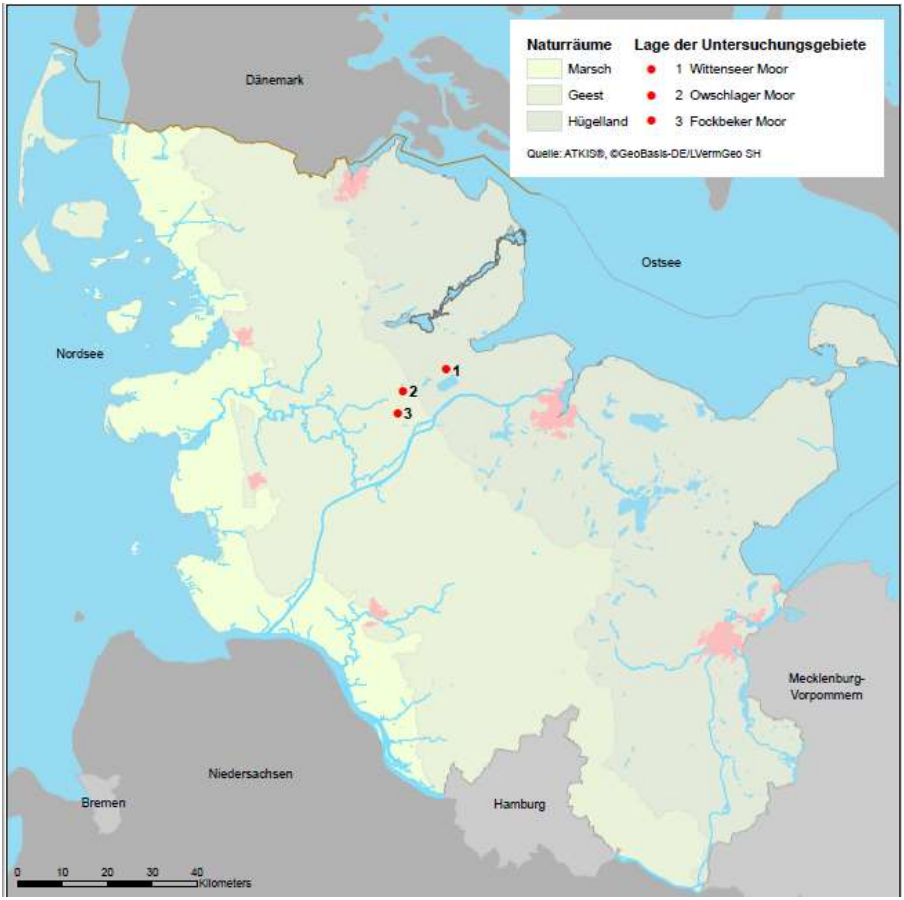
Dominierend war 1989 das *Erico-Sphagnetum typicum* mit regelmäßigem Vorkommen der Beinbrechlilie und des Lungenenzians. In jüngeren Torfstichen herrschte die *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft, eng verzahnt mit dem *Scorpidio-Utricularietum minoris*, vor. Die schwimmenden Watten von *Sphagnum denticulatum* waren von *Potamogeton polygonifolius, Juncus bulbosus* und seltener auch von *Scorpidium scorpioides* durchsetzt. Vereinzelt bildeten das *Caricetum rostratae* und das *Caricetum limosae* torfmoosreiche Rieder aus (Lütt 2001).

---

[2] Im folgenden Text wird der Moorteil „Heidwischmoor“ als „Owschlager Moor“ bezeichnet.

Das Fockbeker Moor

Wenige Kilometer südwestlich des Owschlager Moores, getrennt durch die Sorgeniederung und einen Dünengürtel, befindet sich das Fockbeker Moor. Auf weichseleiszeitlichen Schmelzwassersanden entwickelten sich hier vor etwa 2500 Jahren bis zu zwei Meter mächtige Weißtorfe auf einer Fläche von etwa 600 ha. Diese stattliche Fläche ist heute auf nur 190 ha zusammengeschrumpft, bedingt durch großflächige Entwässerungen, die bis in das 17. Jahrhundert zurückreichen. Damals begannen bereits der Torfabbau sowie eine land- und forstwirtschaftliche Nutzung der Randbereiche.



Karte 1: Die Lage der Untersuchungsgebiete: 1: Wittenseer Moor; 2: Owschlager Moor; 3: Fockbeker Moor.

Eine Intensivierung der Brenntorfnutzung fand unmittelbar nach dem zweiten Weltkrieg statt. Im Südteil des Moores wurde der Torf im Handtorfstich bis auf den mineralischen Untergrund abgetorft. Im Zentrum wurde er maschinell durch die Ahlmann - Carlshütte im großen Stil abgetragen. Ende der fünfziger Jahre wurde der Abbau – bei einer gleichzeitigen Verstärkung der landwirtschaftlichen Moorkultivierung im Randbereich – allmählich eingeschränkt.

Um das Wohl des Moores mühte sich Anfang der achtziger Jahre eine „Aktionsgruppe zur Rettung des Fockbeker Moores“, später das Unabhängige Kuratorium Landschaft Schleswig - Holstein (Unabhängiges Kuratorium Landschaft Schleswig-Holstein, UKLSH), hier insbesondere Herr Dr. K. Brehm und Herr G. Pfeifer. Die oben genannte Aktionsgruppe verlegte Ende 1981/Anfang 1982 ein Teilstück des Fockbeker Moorgrabens und stauten diesen dann an. Dadurch wurde der Abfluss des mooreigenen Wassers auf einer Fläche von ca. 70 ha verhindert. Diese Maßnahme führte zu einem Anstau des Moorwassers in den südöstlichen Moorparzellen, der infolge eines von NW nach SO verlaufenden Gefälles des Untergrundes in den unmittelbar an den Königsdamm angrenzenden Flächen eine Höhe von mehr als einem Meter erreicht (siehe Abb. 1, Lütt 2001).

Diese Flächen wurden 1989 von mächtigen *Eriophorum angustifolium-Sphagnum fallax* - Schwingdecken eingenommen. Kleinere Torfbänke der ursprünglichen Handtorfstiche wurden überstaut. Nur an wellenexponierten Standorten konnte sich *Juncus effusus* ansiedeln. Die Flatterbinsenhorste beheimateten in den ersten Jahren nach dem Anstau eine Lach- und Sturmmöwenkolonie.

Westwärts nahm der Anstau mit allmählichem Anstieg des Untergrundes ab. Niedrigere und gleichmäßigere Wasserstände begünstigen hier die Ausbildung der *Eriophorum vaginatum* - Gesellschaft. Im Zentrum schließt eine ausgedehnte Zone kleiner Handtorfstiche an, wie sie auch im Ostteil des Moores vorzufinden sind. In Abhängigkeit von Alter und Tiefe des Torfstiches waren 1989 unterschiedliche oligotraphente Verlandungsgesellschaften ausgebildet: Neben moosreichen Initialstadien mit *Sphagnum cuspidatum *submersum* fanden sich kleinflächige *Sphagno-Rynchosporeten* in enger Korrespondenz zu Beständen der *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft. Auf bereits stärker konsolidierten rezenten Torfdecken war bereits damals das *Erico-Sphagnetum magellanici sphagnetosum cuspidati* sowie das *Erico-Sphagnetum magellanici typicum* ausgebildet.

Abb. 1: Anstaufläche im Fockbeker Moor mit oligotraphenten Verlandungsgesellschaften Ende der achtziger Jahre (Foto: K. Brehm).

4 Die Vegetationsentwicklung in den Dauerquadraten von 1989 bis 2019

4.1 Fockbeker Moor Moor (Tab. 1)

Veränderung der Deckungen von Phanerogamen, Kryptogamen und Artenzahl

Im Vergleich zur mittleren Deckung der Phanerogamen in 1989 ist jene in 2019 in allen Dauerquadraten angestiegen, der Median der prozentualen Zunahme liegt bei 30 %. Die Deckung der Kryptogamen, hier insbesondere der Torfmoose, ist in einigen Dauerflächen angestiegen, in anderen gesunken. Eine Abnahme der Kryptogamen ist bei den bereits 1989 gut ausgebildeten *S. fallax*- Rasen der Anstaufläche zu verzeichnen (D4, D5, U1 abweichende Nomenklatur weil Untersuchungsfläche in Lütt 1992). Der größte Anstieg der Deckung von Phanerogamen und Kryptogamen ist auf der 1983 abgeschoben Torffläche (D8) zu verzeichnen.

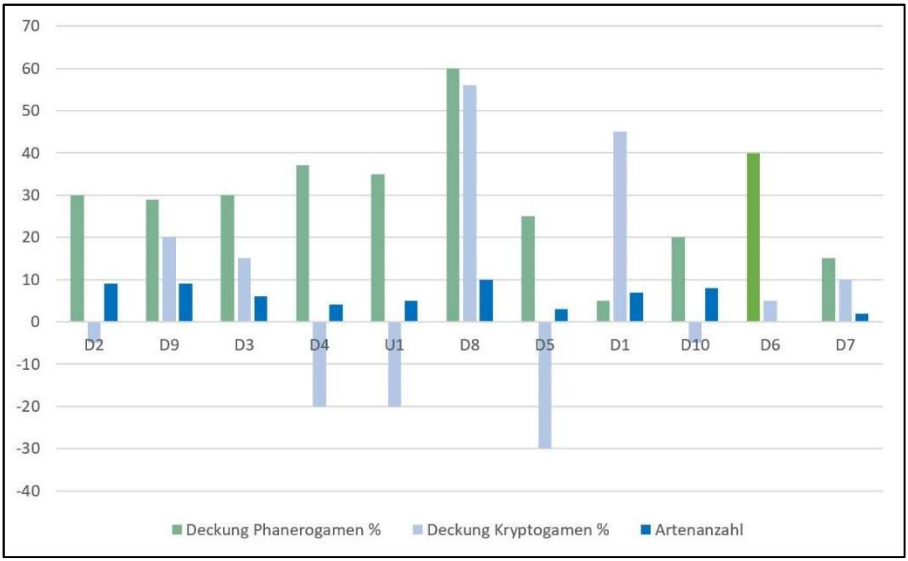


Abb.2: Prozentuale Zunahmen und Abnahmen der prozentualen Deckungen der Phanerogamen und Kryptogamen sowie der Artenanzahl in den Dauerflächen des Fockbeker Moores.

Die Artenanzahl der Dauerflächen ist mit Ausnahme des *Erico-Sphagnetum magellanici typicum* (D6) überall um bis zu 9 Arten angestiegen. Dabei handelt es sich um Arten des *Betuletum pubescentis* (*Dryopteris carthusiana, Polytrichum commune*) als auch um Arten der Schlenken- und Hochmoorbultengesellschaft (*Rhynchospora alba, Andromeda polifolia, Sphagnum magellanicum, Hypnum jutlandicum*).

Ausgangsgesellschaft *Juncus effusus* - Gesellschaft (D2)

Der untersuchte Torfstich ist ca. 30 m² groß und befindet sich im östlichen Teil des Fockbeker Moores. Anstaumaßnahmen wurden hier bislang nicht wirksam. Die Torfwege und Sockel sind trocken und zum Teil mit hohen Moorbirken bestanden. Die Torfmächtigkeit ist hier stellenweise sehr niedrig, ein Kontakt zum mineralischen Untergrund war 1989 nicht auszuschließen. Die Ränder des Handtorfstiches werden von *Juncus effusus* -, *Molinia caerulea* -, und *Eriophorum vaginatum* - Bulten gebildet.

1989 wurde der Torfstich von flutenden *Sphagnum cuspidatum *submersum* - Watten eingenommen. Vom Rand her hatten sich Flatterbinsen - Bulte ausgebreitet. Nach zehn Jahren war *Juncus effusus* in seiner Vitalität leicht beeinträchtigt und ein Teppich aus *Sphagnum cuspidatum* und *Eriophorum angustifolium* hatte sich

ausgebreiten. Vom leicht erhöhten, trockeneren Rand wanderten *Andromeda polifolia, Empetrum nigrum* und *Molinia caerulea* in die Fläche ein.

Weitere 10 Jahre später in 2009 war *Sphagnum cuspidatum* von *Sphagnum fallax* weitestgehend verdrängt worden (siehe Abb. 3). Das Trügerische Torfmoos und *Eriophorum vaginatum* begannen sich in der Fläche vom Rand her auszubreiten. *Juncus effusus* war weiterhin subvital vertreten. Die Birken am Rande waren abgeholzt und das Strauchwerk in den Torfstich geworfen worden. Auf der Schwingdecke hatte sich mit noch geringer Deckung eine Jungbirke etabliert. In 2019 hat die Entwicklung in Richtung Moorbirkenwald weiter ihren Lauf genommen. Die Flatterbinse war ebenso wie *Molinia caerulea* leicht erstarkt. *Sphagnum palustre* und *Polytrichum commune* konnten von den Bulten her einwandern. Hier siedeln neben *Calluna vulgaris* mehrere Exemplare des Karthäuserfarns, *Dryopteris carthusiana*. Auch der Faulbaum, *Rhamnus frangula*, hat hier Fuß gefasst. Die Jungbirke auf der Schwingdecke ist inzwischen an die zwei Meter hoch aufgewachsen. Der Bestand wird nach 30 Jahren dem *Betuletum pubescentis* zugeordnet.

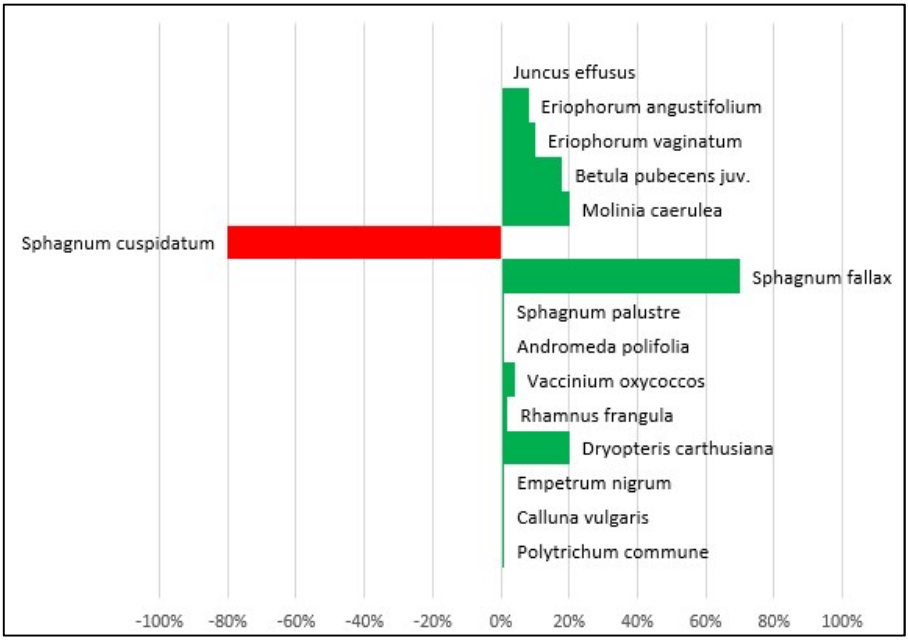


Abb. 3: Zu- und Abnahmen von Arten im Vergleich zu 1989 in D2 Fockbeker Moor. Ohne Balken bedeutet unverändert. Arten die in 2019 nicht mehr vorkommen, werden nicht dargestellt.

Ausgangsgesellschaft *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft, Fazies von *Sphagnum cuspidatum* (D9)

Der Torfstich befindet sich relativ zentral im Fockbeker Moor, umgeben von kleinflächigen Handtorfstichen mit hochmoortypischer Vegetation. Seine Größe beträgt wenige Quadratmeter, die Tiefe 1,5 m, was einen Kontakt zum mineralischen Untergrund wahrscheinlich macht. Die Ränder werden von *Eriophorum angustifolium* - Herden und *Eriophorum vaginatum* - Bulten eingenommen. 1989 war der offenbar recht junge Torfstich von artenarmen Beständen der initialen *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft in der Fazies von *Sphagnum cuspidatum* **submersum* besiedelt. Nach zehn Jahren fällt eine Zunahme von Gefäßpflanzen und Torfmoosen auf. Statt untergetauchter Torfmooswatten mit wenigen randlichen Halmen des Schmalblättrigen Wollgrases ist ein dichter Teppich entwickelt, der regelmäßig vom Schmalblättrigen Wollgras durchsetzt ist. Vom Rand her beginnt *S. magellanicum* einzuwandern.

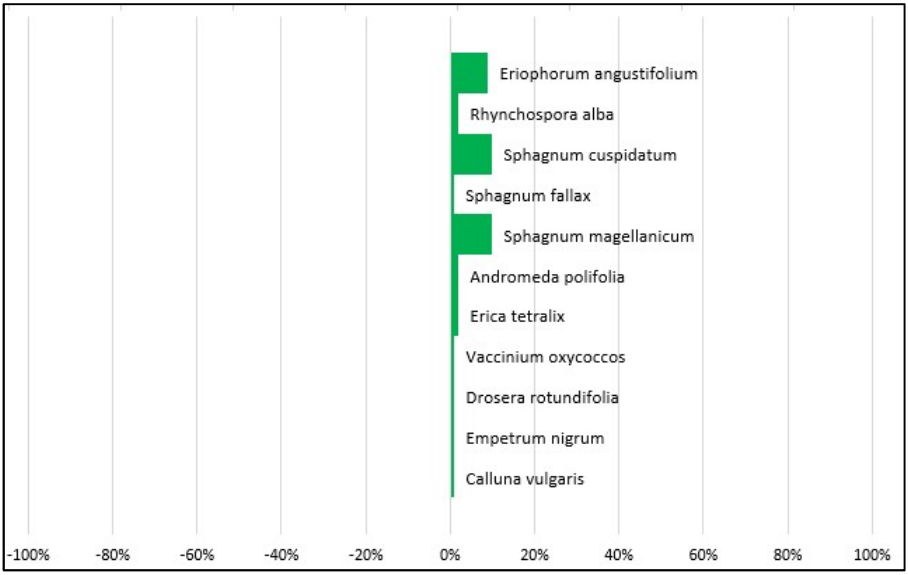


Abb. 4: Prozentuale Zunahmen der Deckung von Arten im Vergleich zu 1989 in D9 Fockbeker Moor. Da es sich um ein Pionierstadium der *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft, Fazies von *Sphagnum cuspidatum* handelt, sind ausschließlich Arteneinwanderungen zu verzeichnen.

In 2009 waren deutlich höhere Deckungen von *Eriophorum angustifolium* zu verzeichnen und als neue Schlenkenart war *Rhynchospora alba* vertreten. Weitere zehn Jahre später hatte *S. magellanicum* sich weiter ausgebreitet, die bereits 2009 neu dazugekommen Heidegewächse *Andromeda polifolia* und *Erica tetralix* hatten

etwas höhere Deckung eingenommen und werden in 2019 von *Calluna vulgaris* und *Empetrum nigrum* ergänzt. Aus den Torfmooswatten war über ein Teppichstadium in 1999 bereits 2009 ein dichter Rasen geworden mit randlich beginnender Bultbildung und Ericaceen-Besiedlung. Aus der *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft mit der Fazies von *Sphagnum cuspidatum* hat sich ein *Erico-Sphagnetum magellanici sphagnetosum cuspidati* in der Phase von *Rhynchospora alba* entwickelt (siehe Tab. 1).

Ausgangsgesellschaft *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft, Fazies von *Sphagnum fallax* (D3, D4, U1)

Die drei Dauerquadrate befinden sich in ausgedehnten Torfstichkomplexen mit Schwingdeckenbildungen. Während D3 im östlichen, nicht angestauten Bereich des Fockbeker Moores liegt, wurden D4 und U1 (ehemalige Untersuchungsfläche, siehe LÜTT 1992) im hoch angestauten Bereich im Südosten des Fockbeker Moores angelegt. Folgende Beobachtungen konnten auf allen drei Schwingdecken nach zehn Jahren (Zeitraum 1989-1999) gemacht werden:

- Stagnation (D3) oder nach vorheriger Zunahme (D4, U1) im Jahr 1991 deutliche Abnahme von *Eriophorum angustifolium* bis 1999.
- Deckungsanteile *S. cuspidatum* und *S. fallax* unverändert (D3) bzw. leicht erhöhte Deckung von *S. fallax*.
- Einwanderung von *S. magellanicum* (D3) oder deutliche Zunahme von Arten der Klasse Oxycocco-Sphagnetea (*Vaccinium oxycoccos, Drosera rotundifolia* und *Odontoschisma sphagni*).
- Leichter Anstieg der Deckung von *Molinia caerulea.*

Weitere 20 Jahre später lassen sich die Entwicklungen der Schwingdecken wie folgt wiedergeben:

- Einwanderung von *Eriophorum vaginatum* (D4 und U1)
- Abnahme von *Sphagnum cuspidatum*, Konstanz (D4) und deutliche Abnahme von *Sphagnum fallax* nach voriger Zunahme (D3) zugunsten von *Sphagnum magellanicum*
- Weitere Ausbreitung (deutlich D3, schwach U1) von *Sphagnum magellanicum* sowie weitere Zunahme von Arten der Klasse *Oxycocco-Sphagnetea* (*Andromeda polifolia, Erica tetralix)* und insbesondere von *Calluna vulgaris* in den letzten zehn Jahren bis 2019 auf 20 % (D4).
- Bis 2009 leichter Anstieg der Deckung von *Molinia caerulea,* in den letzten zehn Jahren stabil.
- Ausbreitung von *Rhynchospora alba* seit 2009, in 2019 bis zu 25% Deckung einnehmend (D3).
- Beginnender Aufwuchs von Jungbirken auf den Schwingdecken (U1, D4).

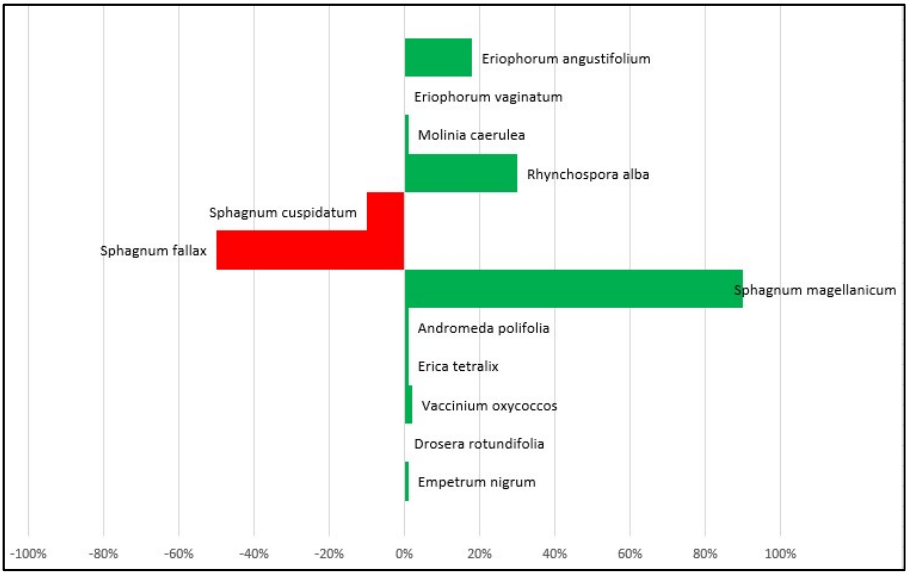


Abb. 5: Prozentuale Zu- und Abnahmen der Deckungen von Arten im Vergleich zu 1989 in D3 Fockbeker Moor. Ohne Balken bedeutet unverändert.

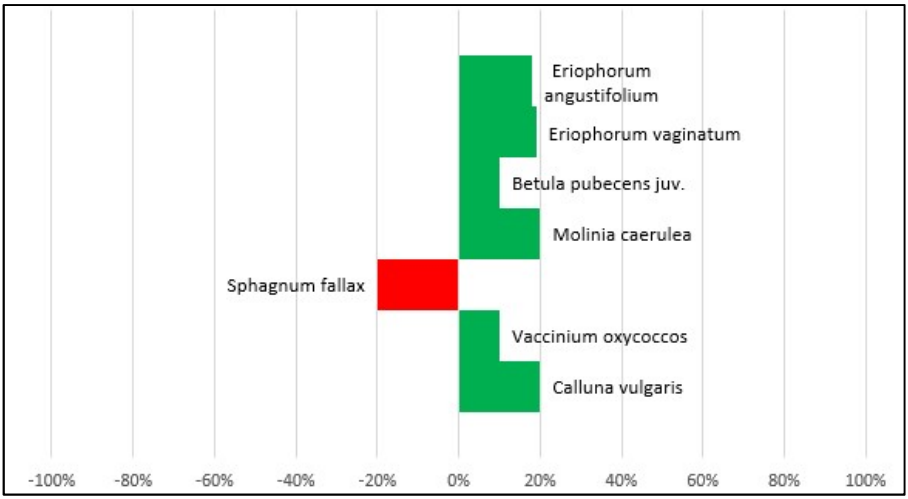


Abb. 6: Prozentuale Zu- und Abnahmen der Deckungen von Arten im Vergleich zu 1989 in D4 Fockbeker Moor.

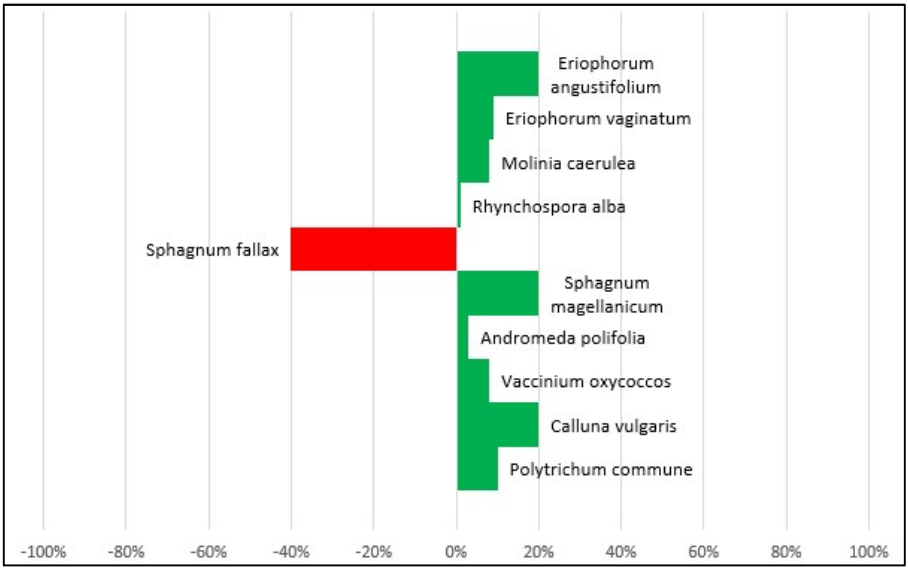


Abb. 7: Prozentuale Zu- und Abnahmen der Deckungen von Arten im Vergleich zu 1989 in U1 Fockbeker Moor.

Während in allen drei Dauerflächen die Deckung der Phanerogamen um etwa 30 % gestiegen ist, sank jene der Kryptogamen um 20 % in den Dauerflächen U1 und D4. Die Artenanzahl ist in allen drei Flächen leicht gestiegen (siehe Abb.2). Aus der Ausgangsgesellschaft *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft, Fazies von *Sphagnum fallax* (D3, D4, U1) ist auf D3 ein *Erico-Sphagnetum magellanici* in der Phase von *Rhynchospora alba* geworden, auf D4 eine *Eriophorum vaginatum* – Gesellschaft mit starkem Jungbirkenaufwuchs und auf U1 die Ausgangszönose geblieben. Die Dauerfläche U1 weist sowohl Kennarten des *Erico-Sphagnetum magellanici* als auch des *Betuletum pubescentis* auf und befindet sich synsystematisch und syndynamisch in einer Interimsphase (vgl. Tab. 2).

Ausgangsgesellschaft *Eriophorum vaginatum* - Gesellschaft

Fazies von *Dicranella cerviculata* und *Campylopus pyriformis* (D8)

Dieser trockenste Flügel der Gesellschaft ist im Zentrum des Fockbeker Moores (nördlich der Anstaufläche) ausgebildet, wo sie vom UKLSH freigeschobene Weißtorfe einnimmt. Die Fläche war ursprünglich ein höherer, pfeifengrasbesiedelter Torfdamm, der 1983 bis zum Moorwasserstand abgetragen wurde. Der Torf wurde anschließend einplaniert. Nachdem ursprünglich die Ansaat

von *Ericaceen* geplant war, ist die Fläche aus Kostengründen der Sukzession überlassen worden.

Der Bereich selbst ist nicht angestaut, profitiert aber durch einen Rückstau vom hohen Wasseranstau im Südosten des Moores. Obgleich der Moorwasserstand in günstigen Jahreszeiten oberflächennah ansteht, sind größere Schwankungen anzunehmen. In den letzten 20 Jahren sind die Flächen jedoch kontinuierlich nasser geworden.

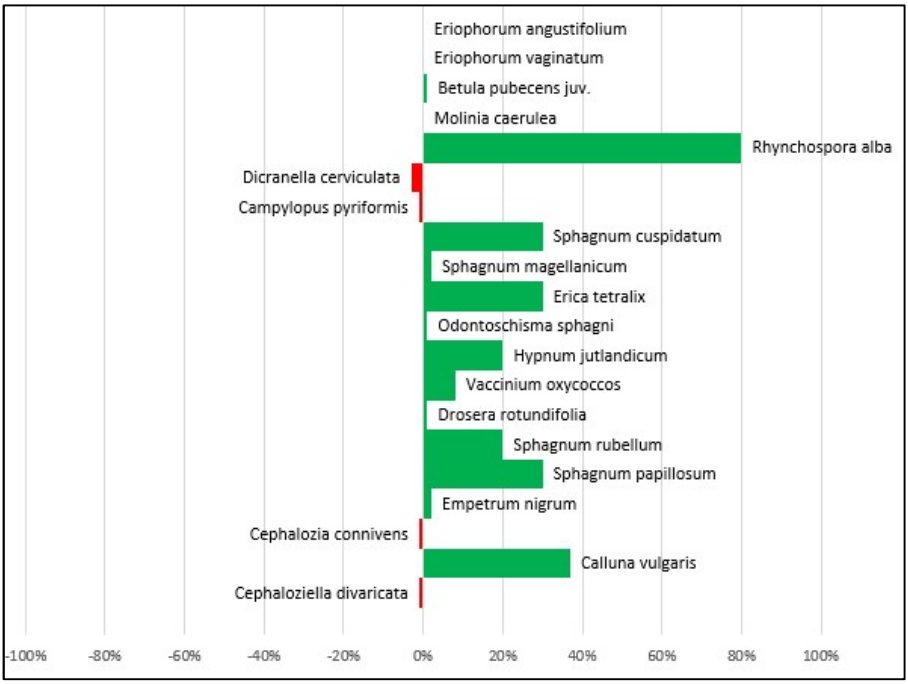


Abb. 8: Zu- und Abnahmen von Arten im Vergleich zu 1989 in D8 Fockbeker Moor. Ohne Balken bedeutet unverändert.

Der ursprünglich nackte Torfboden war 1999 zwar dicht bewachsen, die Vegetation konzentriert sich allerdings auf die im Laufe der Jahre stark gewachsenen Bulte des Wollgrases. Nackte Stellen wurden von der Pionierart *Drosera rotundifolia* besiedelt. Während die Gefäßpflanzen in den zehn Jahren sukzessive ihre Deckung vervielfachten - allen voran *Eriophorum vaginatum* und *Calluna vulgaris* - blieb die Deckung der Laubmoose seit 1991 unverändert. Ab 1999 nehmen beide zunächst prominente Arten in ihrer Deckung wieder ab. Torfmoose haben sich erst in 2009 mit *S. cuspidatum, S. rubellum* und *S. papillosum* eingestellt, einhergehend mit einer sukzessiven Vernässung der Fläche. *Eriophorum vaginatum* hat seine

Deckungsanteile reduziert und weitere Verbands- und Ordnungskennarten der Hochmoor-Bultengesellschaft wie *Hypnum jutlandicum* konnten sich auf der Fläche etablieren. Der Anteil der Lebermoose insgesamt ist zurückgegangen, *Odontoschima sphagni* allerdings konnte sich neu etablieren.

Allerdings auch Jungbirken, die in 2009 bereits höhere Deckungsanteile aufwiesen, dann in 2019 offenbar infolge von Entkusselungsmaßnahmen wieder rückläufig sind. Auch *Rhynchospora alba* nimmt mit mehr als 25% seit 2019 höhere Deckungsanteile ein und kennzeichnet die Phytozönose zusammen mit den beschriebenen Arten als Hochmoorschlenke. Die Zuordnung des Bestandes erfolgt daher ins *Erico-Sphagnetum magellanici sphagnetosum cuspidati* in der Phase von *Rhynchospora alba* (siehe Tab.1).

Fazies von *S. cuspidatum* und *S. fallax* (D1, D5)

Die Bestände der *Eriophorum vaginatum* - Gesellschaft mit hohen Deckungsanteilen von Torfmoosen der Sektion *Cuspidata* schließen westlich an die mächtigen Schwingdecken von *Eriophorum angustifolium* und *S. fallax* an. Die weiten Flächen sind von regelmäßigen höheren Torfbänken durchsetzt und weisen hohe, aber gering schwankende Wasserstände von mehreren Dezimetern auf.

Die Bulte von *Eriophorum vaginatum* sind im Verlauf der dreißig Jahre immer dichter geworden, insbesondere in der Dauerfläche D5, und haben *Eriophorum angustifolium* verdrängt. Noch heute sind sie die bestandsbildende Vegetation, inzwischen allerdings als eigenes Mikroökosystem. Während die Bulte 1989 an den Basen noch überstaut waren und keine Bultepiphyten aufwiesen, waren sie bereits 1999 geeignetes Keimbett für Farne und Birken, letztere ebenso wie das Pfeifengras in den letzten Jahrzehnten deutlich zunehmend. Die Watten von *S. cuspidatum* wurden von *S. fallax* -Rasen verdrängt, die von *Vaccinium oxycoccos* - Netzen durchwoben sind. Daneben haben sich auf der Fläche am Südrand des Fockbeker Moores (D1), ausgehend von den Bulten des Scheidigen Wollgrases, *Sphagnum palustre*, *S. fimbriatum* und *Polytrichum commune* seit 2019 ansiedeln können. Die Bestände der *Eriophorum vaginatum* - Gesellschaft können nach 30 Jahren daher dem *Betuletum pubescentis* zugeordnet werden (vgl. Tab.1 und 2).

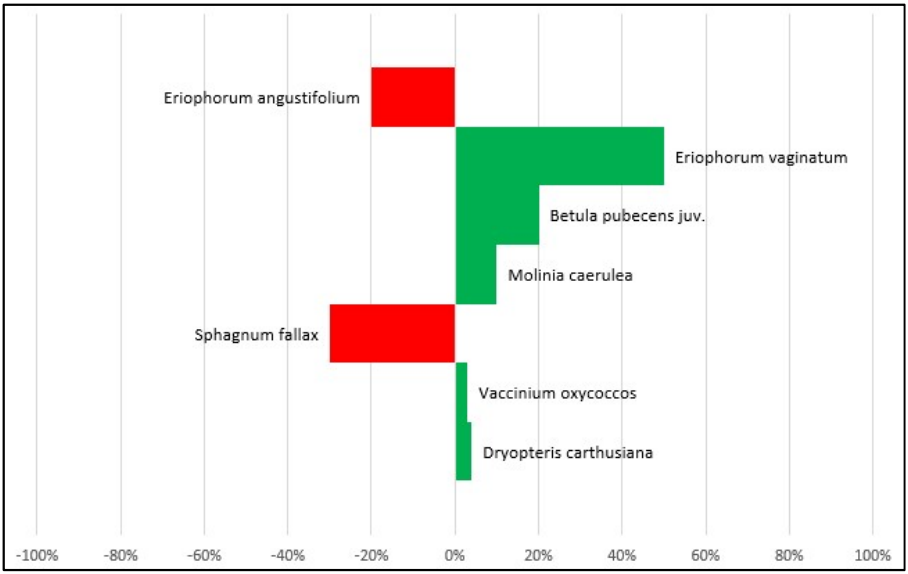


Abb. 9: Prozentuale Zu- und Abnahmen der Deckungen von Arten im Vergleich zu 1989 in D5 Fockbeker Moor.

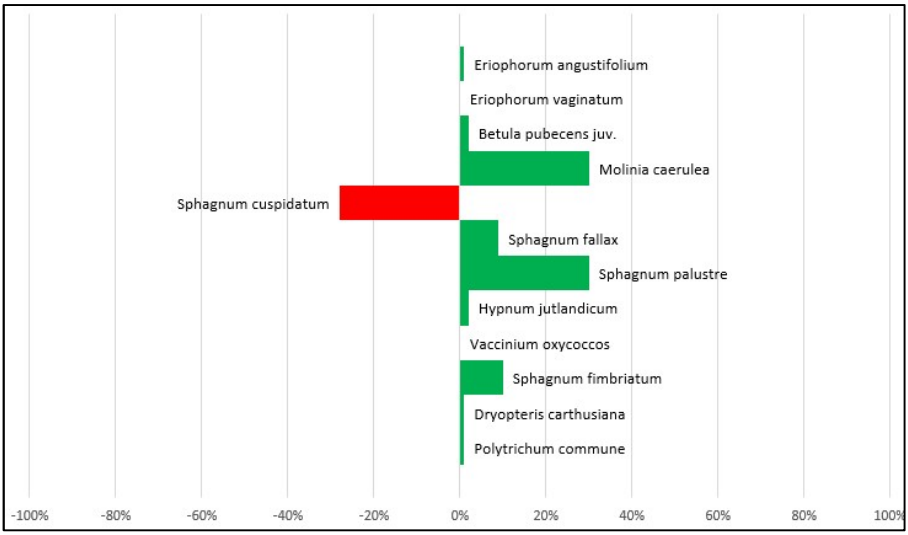


Abb. 10: Prozentuale Zu- und Abnahmen der Deckungen von Arten im Vergleich zu 1989 in D1 Fockbeker Moor. Ohne Balken bedeutet unverändert.

Fazies von *S. palustre* (D10)

Auch in dieser Dauerfläche im Zentrum des Moores konnten die *Eriophorum vaginatum* - Bulte auf Kosten von *Eriophorum angustifolium* in den ersten zehn Jahren bis 1999 ihre Deckung mehr als verdoppeln. Seit 2009 ist diese Ausbreitung allerdings rückläufig, weil die Bulte inzwischen von den Zwergsträuchern *Empetrum nigrum* und *Calluna vulgaris* verdrängt wurden. Letztere hat sich in den letzten 10 Jahren bis 2019 mit mehr als 25 % Deckung ansiedeln können.

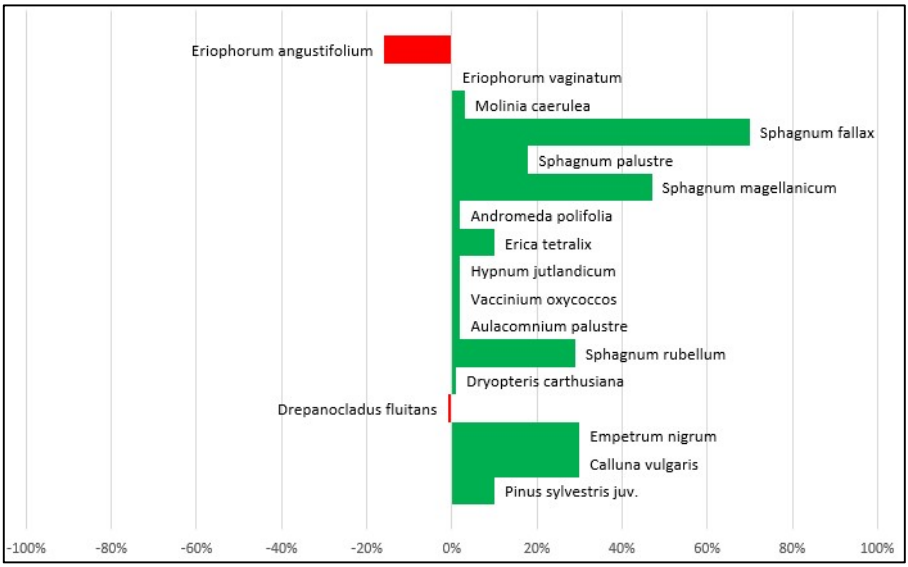


Abb. 11: Prozentuale Zu- und Abnahmen der Deckungen von Arten im Vergleich zu 1989 in D10 Fockbeker Moor. Ohne Balken bedeutet unverändert.

Nachdem sich bis 1999 insbesondere *S. palustre* auf Kosten von *S. fallax* ausbreitete, haben inzwischen die bultbildenden *S. magellanicum* und *S. rubellum* die Vorherrschaft. Auch *Molinia caerulea* und *Vaccinium oxycoccos,* die sich bis 2009 in der Fläche ausbreiteten, sind in den letzten zehn Jahren wieder rückläufig. Am Rande der Fläche hat sich auf einem mächtigen Empetrumbult eine 1,5 m hohe Kiefer etabliert. Der Bestand kann nach 30 Jahren dem *Erico-Sphagnetum magellanici* in der Phase von *Calluna vulgaris* zugeordnet werden.

Ausgangsgesellschaft *Erico-Sphagnetum magellanici typicum* (D6)

Die Fläche befindet sich im Zentrum des Moores in einem ausgedehnten Regenerationskomplex mit durchweg „reiferen“ Sukzessionsstadien. Die augenfälligste Veränderung in den ersten 10 Jahren ist die Zunahme der

Heidekräuter - allen voran *Erica tetralix* - und nur vereinzelt auch *Calluna vulgaris*. *S. magellanicum* war 1999 wüchsig und im Vergleich zu *S. rubellum* und *S. papillosum* in Ausbreitung begriffen. Das Mikrorelief hatte sich in den ersten zehn Jahren kaum verändert. Die *S. cuspidatum* - Schlenke war stabil. Zwanzig Jahre später hat sich das Mikrorelief zugunsten der Bulte verschoben, der Deckungsanteil der Gefäßpflanzen insgesamt erhöht und jener der Kryptogamen verringert. *Calluna vulgaris* hat mit 40 % deutlich zukommen, ebenso *Eriophorum vaginatum* und *Vaccinium oxycoccus*. Die Schlenkenbewohner *S. cuspidatum, S. fallax, S. papillosum* und *Eriophorum angustifolium* weisen entsprechend niedrigere Deckungsanteile auf (siehe Abb. 12). Auch das Lebermoos *Cephalozia connivens* hat an Deckung verloren. Dennoch ist *S. magellanicum* noch mit gleichbleibend hoher Deckung vertreten und vital. Auf den Bulten beginnt sich das Laubmoos *Hypnum jutlandicum* auszubreiten. Der Anteil der Krähenbeeren ist über die Jahre annähernd stabil geblieben. Nach 30 Jahren hat sich der Bestand zum *Erico-Sphagnetum magellanici* in der Phase von *Calluna vulgaris* entwickelt.

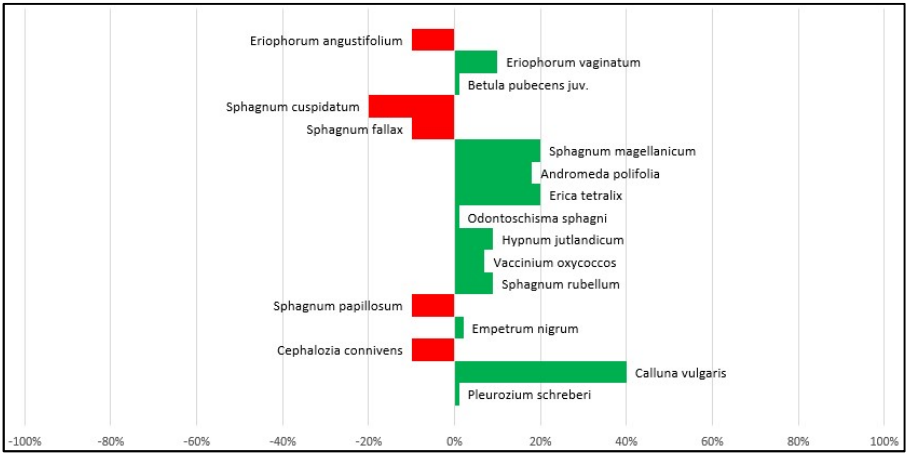


Abb. 12: Prozentuale Zu- und Abnahmen der Deckungen von Arten im Vergleich zu 1989 in D6 Fockbeker Moor.

Ausgangsgesellschaft *Erico-Sphagnetum magellanici typicum*, ericaceenreiche Phase (D7)

Die Fläche befindet sich im Zentrum des Moores und ist ein Rest der alten, exponierten Mooroberfläche. Bereits nach zehn Jahren war eine deutliche Zunahme der Heidekräuter, insbesondere der Besenheide sowie der Krähenbeere zu verzeichnen. Gleichzeitig ging die Deckung des Scheidigen Wollgrases zurück, da die Bulten fortan von der Krähenbeere bemäntelt werden. Zwischen dem Zwergstrauch und auf den Bulten gelangte *Pleurozium schreberi* zur Ausbreitung.

Sämtliche Prozesse der ersten zehn Jahre haben sich in den folgenden beiden Jahrzehnten fortgesetzt: *Eriophorum vaginatum* ist weiter zurückgegangen, *Pleurozium schreberii* hat sich weiter ausgebreitet. Der Deckungsanteil der Krähenbeere indes ist nicht gestiegen. Stattdessen hat sich *Calluna vulgaris* stark ausgebreitet und dominiert die Fläche mit mehr als 55 %. Zwar hat sich *Deschampsia flexuosa* nicht auf der Fläche ausbreiten können, wohl aber *Molinia caerulea* sowie *Betula pubescens* mit einer Höhe bis zu 2,5 m. Die Anteile der Torfmoose *S. magellanicum* und *S. nemoreum* sind leicht zurückgegangen zugunsten des Laubmooses *Hypnum jutlandicum*. Die Bestände werden nach 30 Jahren noch dem *Erico-Sphagnetum magellanici* in der Phase von *Calluna vulgaris* zugeordnet.

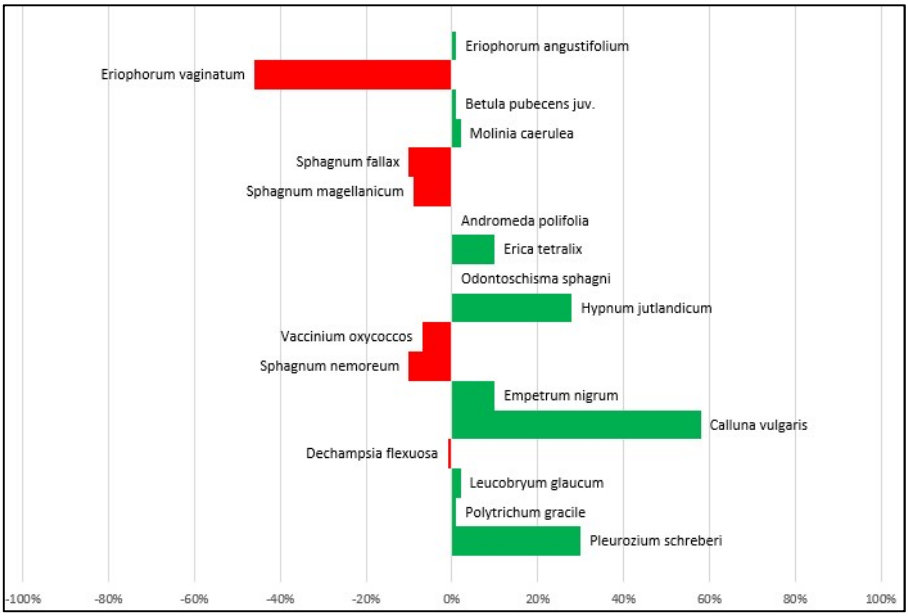


Abb. 13: Prozentuale Zu- und Abnahmen der Deckungen von Arten im Vergleich zu 1989 in D7 Fockbeker Moor. Ohne Balken bedeutet unverändert

4.2 Wittenseer Moor (Tab. 2)

Sämtliche Dauerquadrate befinden sich im zentralen Regenerationskomplex von etwa einem halben Hektar Größe. Die Flächen wurden 1989 von initialen Verlandungsstadien mit Teppich-bildenden und submersen Torfmoosen eingenommen. 2009 waren die Teppiche zu Rasen aufgewachsen und zeigten in 2019 erste Bultbildungen.

Die Torfstiche hier stammen vermutlich aus dem Zweiten Weltkrieg. Sie besitzen eine mehrere Meter mächtige Torfsohle und zeichnen sich durch geringe Niveauunterschiede zwischen Torfstichrändern und den Schwingdecken selbst aus. Diese werden vom ericaceenreichen Flügel des *Erico-Sphagnetum magellanici* eingenommen oder aber vom Pfeifengras. *S. magellanicum* ist auf den Torfbänken vertreten und wandert von dort in die Schwingdecken ein.

Veränderung der Deckungen von Phanerogamen, Kryptogamen und Artenzahl

Mit Ausnahme von D3 hat sich die prozentuale Deckung der Phanerogamen im Wittenseer Moor in den 30 Jahren leicht erhöht, der Median liegt bei 12,5 %. Die Zunahme der Deckung von Gefäßpflanzen beträgt damit etwa ein Drittel von jener im Fockbeker Moor und ein Viertel von jener im Owschlager Moor. Jene der Kryptogamen ist gleich geblieben oder hat sich erhöht, hier insbesondere bei D8, die in 1989 überwiegend zertreten war. Die Artenanzahl hat sich leicht erhöht (1–4 Arten), wobei es sich um *S. magellanicum*, Ericaceen oder *Rhynchospora alba* handelt. Die Bestände können nach 30 Jahren dem *Erico-Sphagnetum magellanici* in der Phase von *Rhynchospora alba* zugeordnet werden.

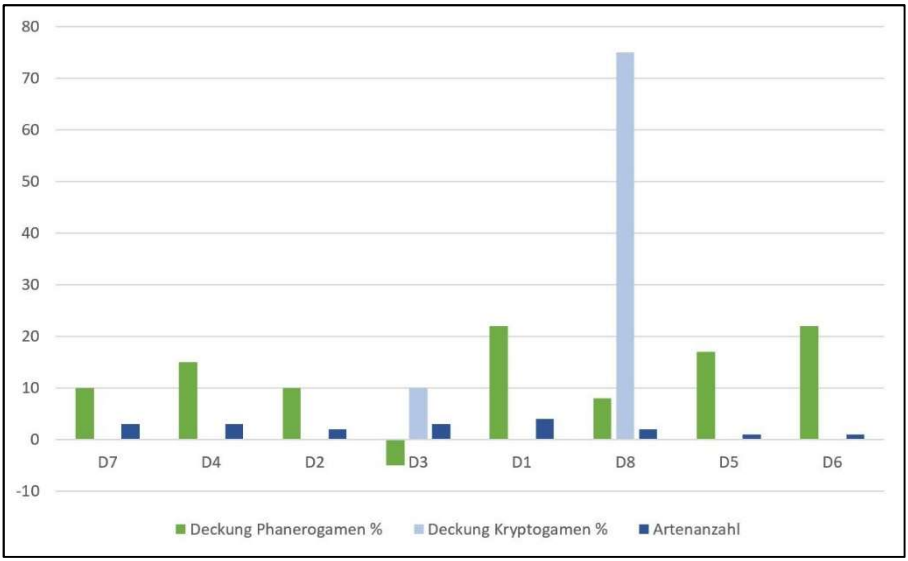


Abb.14: Prozentuale Zunahmen und Abnahmen der mittleren Deckungsanteile der Phanerogamen und Kryptogamen sowie der Artenanzahl in den Dauerflächen des Wittenseer Moores. Bei Dauerflächen, in denen die Deckung der Kryptogamen gleich geblieben sind, fehlen die Balken

Da die Entwicklung der Vegetation in den Dauerflächen des Wittenseer Moores relativ ähnlich ist, werden die Veränderungen der Ausgangsgesellschaften nur exemplarisch grafisch dargestellt. Sämtliche Entwicklungen sind Tab. 2 zu entnehmen.

Ausgangsgesellschaft *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft (D7 und D4)

Während *S. cuspidatum* seine Deckungsanteile im Verlauf der ersten zehn Jahre nahezu halten konnte, ging die Deckung von *S. fallax* um die Hälfte zurück. Auf seine Kosten konnte sich *S. magellanicum* neu etablieren und ausbreiten. Alle drei Torfmoosarten traten 1989 in etwa gleichen Deckungsanteilen auf. Weitere zwanzig Jahre später ist *S. magellanicum* mit einer Deckung von mehr als 75 % die dominierende Torfmoosart auf den Rasen. Sowohl *S. fallax* als auch inzwischen *S. cuspidatum* sind ebenso wie *Eriophorum angustifolium* deutlich zurückgegangen.

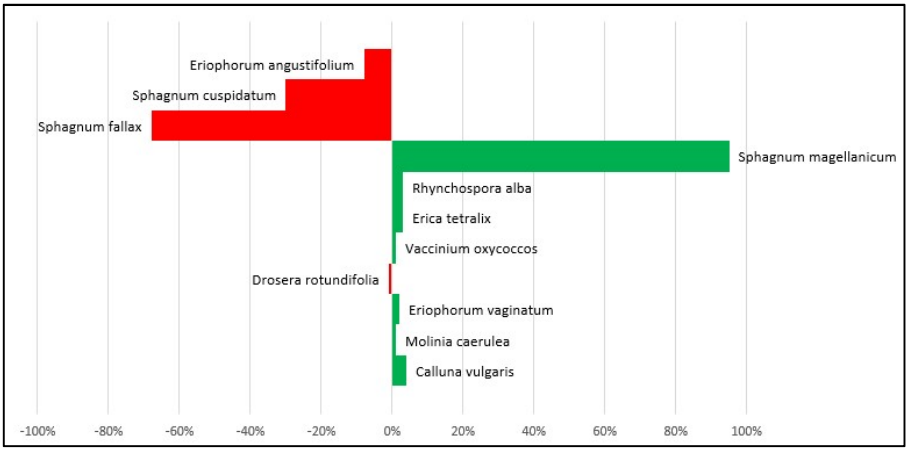


Abb. 15: Prozentuale Zu- und Abnahmen der Deckungen von Arten im Vergleich zu 1989 in D4 Wittenseer Moor.

Bereits nach zehn Jahren haben sich als weitere Klassenkennarten der *Oxycocco - Sphagnetea Erica tetralix* und *Andromeda polifolia* in den Flächen angesiedelt. *Vaccinium oxycoccos* war 1999 in beiden Dauerquadraten in höherer Deckung als 1989 vertreten. In beiden Flächen stieg allerdings auch die Deckung von *Molinia caerulea* bis 1999 deutlich an, geht in den Folgejahren allerdings in den Deckungsanteilen zurück. Mit der Ansiedlung von *Calluna vulgaris* und vereinzelt auch *Eriophorum vaginatum* zwanzig Jahre später beginnt der Rasen 2019 zu flachen Bulten aufzuwachsen, insgesamt ist der Anteil an Gefäßpflanzen mit etwa 20 % aber noch ausgesprochen niedrig. Seit 2009 die auffälligste Veränderung ist die Ausbreitung von *Rhynchospora alba*. Auch diese Bestände können nach 30

Jahren dem *Erico-Sphagnetum magellanici* in der Phase von *Rhynchospora alba* zugeordnet werden.

Ausgangsgesellschaft *Erico-Sphagnetum magellanici sphagnetosum cuspidati* (D2, D3)

Die Bestände des nassesten Flügels der Hochmoorbulten - Gesellschaft waren 1989 noch teilweise überstaut und arm an Gefäßpflanzen. Ihr Anteil ist zwar nach zehn Jahren leicht gestiegen, für Ericaceen – mit Ausnahme der oberflächennahen Moosbeere – sind die mittleren Wasserstände bis 1999 allerdings immer noch zu hoch. Aus dem Lebensraum Schlenke mit schwimmenden Watten von *S. cuspidatum* haben sich dichte teppichartige Rasen mit hohen Deckungsanteilen von *S. magellanicum* entwickelt. Zwanzig Jahre später sind die Teppiche zu dichten *S. magellanicum*-Rasen mit mehr als 85 % Deckung aufgewachsen. Inzwischen konnte *Erica tetralix* Fuß fassen. Seit 2009 ist auch hier die Ansiedlung von *Rhynchospora alba* zu verzeichnen, das *Eriophorum angustifolium* ersetzt. Die Bestände werden daher aktuell dem *Erico-Sphagnetum magellanici* in der Phase von *Rhynchospora alba zugeordnet.*

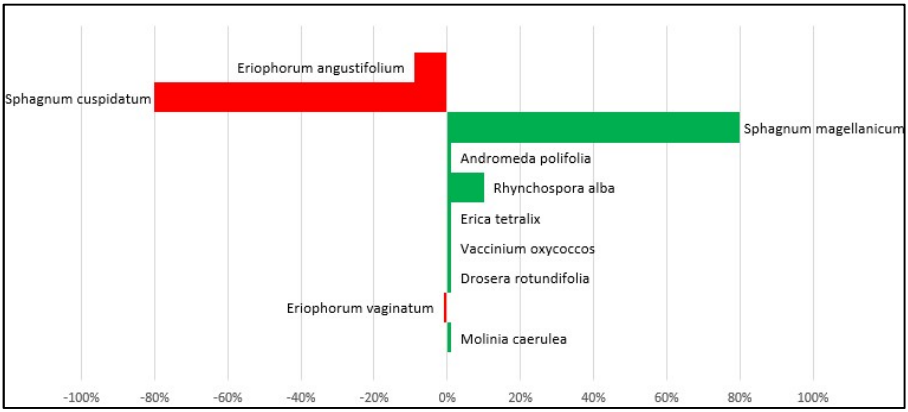


Abb. 16: Prozentuale Zu- und Abnahmen der Deckungen von Arten im Vergleich zu 1989 in D3 Wittenseer Moor.

Ausgangsgesellschaft *Erico-Sphagnetum magellanici sphagnetosum cuspidati*, Phase von *Rhynchospora alba* (D1, D8, D5, D6)

Während D1 1989 bereits das Teppichniveau der Gesellschaft mit ganzjährig oberflächennahen Wasserständen erreicht hatte, nahmen D8 als Schlammschlenke und D5 und D6 als schwimmende, z. T. submerse Torfmoosrasen ihren Ausgang. 1999 bildeten alle vier Flächen dichte *S. magellanicum* - Teppiche mit geringen Anteilen an *S. cuspidatum* und *S. fallax*. Zwanzig Jahre später sind sie gar nicht

mehr oder nur noch mit wenigen Pflanzen vorhanden und *S. magellanicum* dominiert den inzwischen aufgewachsenen Rasen mit Deckungen von mehr als 95 %. Nachdem nach zehn Jahren als einzige Ericaceae nur *Vaccinium oxycoccus* die Teppiche besiedelte, sind 2009 *Erica tetralix* und später auch *Calluna vulgaris* hinzugekommen und deuten erste leichte Bultbildungen an.

Die Dauerfläche D8 wies 1989 infolge von Wildtritt nur noch eine Gesamtdeckung von 25 % auf. Nach zehn Jahre liegt diese wieder bei 100 %. *S. cuspidatum* und *S. magellanicum* hatten bereits 1999 wieder einen dichten Teppich gebildet. Die Etablierung und Ausbreitung von *Rhynchospora alba* nahm 1989 in D5 und D6 ihren Ausgang, seit 2009 besiedelt die Art den gesamten Regenerationskomplex im Wittenseer Moor. Wie bei den anderen Dauerflächen des Wittenseer Moores war auch hier bereits 1999 eine Neueinwanderung von *Molinia caerulea* zu verzeichnen, die inzwischen rückläufig ist. Auch diese Bestände werden aktuell dem *Erico-Sphagnetum magellanici* in der Phase von *Rhynchospora alba* zugeordnet.

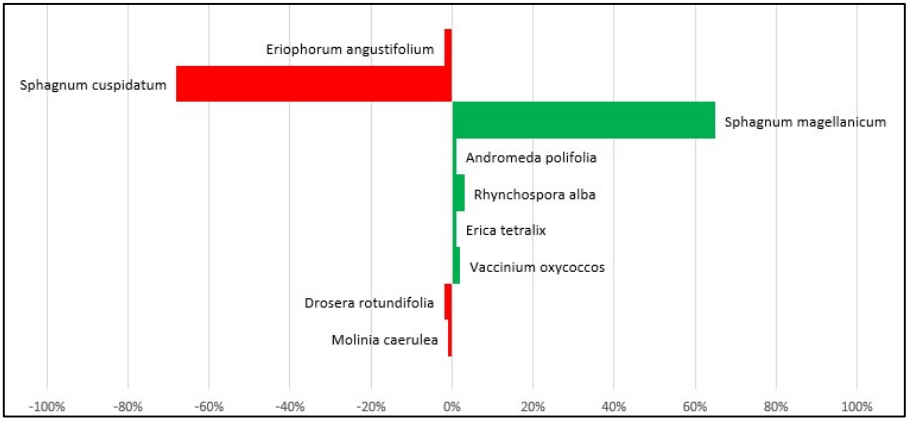


Abb. 17: Prozentuale Zu- und Abnahmen der Deckungen von Arten im Vergleich zu 1989 in D1 Wittenseer Moor

4.3 Owschlager Moor (Tab. 3)

Veränderung der Deckungen von Phanerogamen, Kryptogamen und Artenzahl

Die Dauerflächen befinden sich innerhalb eines Regenerationskomplexes mit unterschiedlich weit fortgeschrittenen, deutlich minerotraphenten Verlandungsstadien. Die umgebenden Torfbänke werden vom Benthalm eingenommen. Die Deckung der Phanerogamen hat in 30 Jahren in allen drei

Dauerflächen von 32–55 % zugenommen (Median 48 %), jene der Kryptogamen hat abgenommen (D1, D2) oder in der primären Verlandungsgesellschaft des *Scorpidio-Utricularietum minoris* (D3) leicht zugenommen. Die Artenanzahl hat sich lediglich um 1–3 Arten erhöht. Insbesondere der Anteil der Niedermoorarten ist zugunsten von Arten der Hochmoorbultengesellschaft stark zurückgegangen.

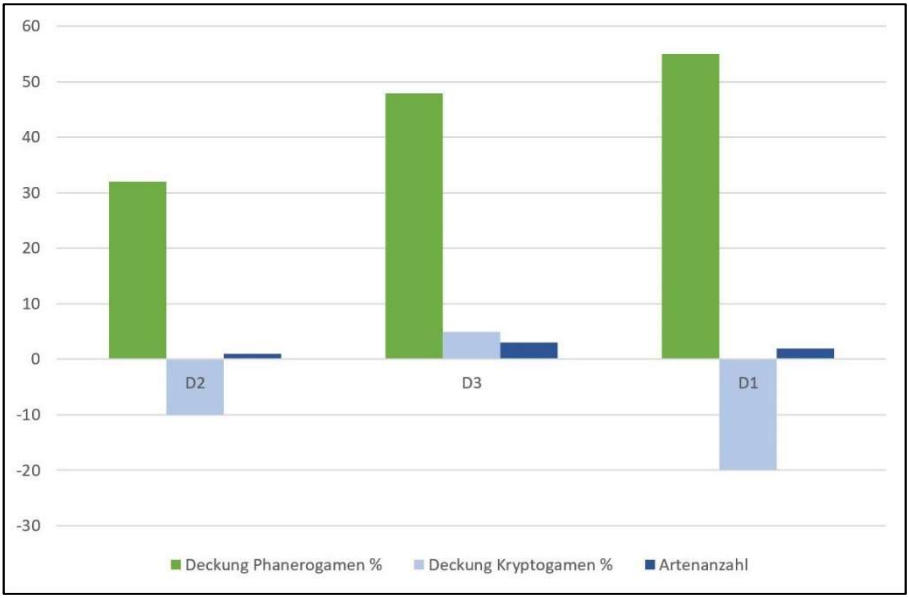


Abb. 18: Prozentuale Zunahmen und Abnahmen der mittleren Deckungsanteile der Phanerogamen und Kryptogamen sowie der Artenanzahl in den Dauerflächen des Owschlager Moores.

Ausgangsgesellschaft *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft (D2)

Bereits nach 10 Jahren in 1999 hatte die Schwingdecke von *S. fallax* den Wasserkörper der Dauerfläche vollständig ausgefüllt und *Potamogeton polygonifolius*, sowie *Potentilla palustris* und *Menyanthes trifoliata* zurückgedrängt. In 2009 nach 20 Jahren sind *Equisetum fluviatile, Carex canescens* und *Agrostis canina* bereits ausgefallen, *Carex rostrata* hingegen persistiert. Von der Seite wachsen kriechende Triebe von *Salix aurita* in die Fläche ein und insbesondere *Narthecium ossifragum* hat sich angesiedelt. Weitere zehn Jahre später in 2019 sind die Niedermoorarten kaum noch existent. Die Schwingdecke ist von *Narthecium ossifragum* verfestigt und *Molinia caerulea* ist eingewandert. *S. fallax* wird jetzt durch *S. papillosum* und massiv durch *S. magellanicum* mit einer Deckung von 30 % ergänzt. Der Bestand kann aktuell dem *Erico-Sphagnetum magellanici typicum* zugeordnet werden.

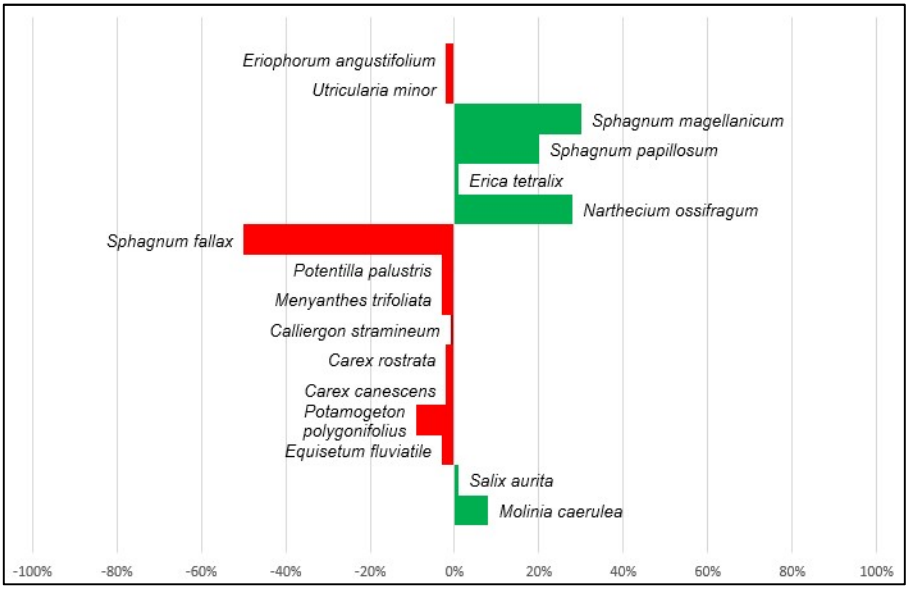


Abb. 19: Prozentuale Zu- und Abnahmen der Deckungen von Arten im Vergleich zu 1989 in D2 Owschlager Moor.

Ausgangsgesellschaft *Scorpidio-Utricularietum minoris* (D3)

Die Dauerfläche befindet sich in einem kleinen Torfstich von ursprünglich etwa 4 m² neben dem größeren Regenerationskomplex (D1). Die Tiefe beträgt etwa einen Meter. Der Rand des kleinen Handtorfstiches wird von Gefäßpflanzen des *Erico-Sphagnetum magellanici typicum* eingenommen. Nach zehn Jahren waren keine wesentlichen Veränderungen der Vegetation festzustellen. Bereits in 2009 war eine Verlandung vom Rand her zu verzeichnen, die sich bis 2019 fortsetzte: *S. magellanicum* und *S. papillosum* haben sich zusammen mit *Narthecium ossifragum* in den Torfstich geschoben. Sowohl *S. fallax* als auch *S. denticulatum* wurden dabei zurückgedrängt. Daneben konnte sich auch *Molinia caerulea* ausbreiten. Insgesamt hat sich der Anteil der Gefäßpflanzen in 30 Jahren mehr als verdoppelt. Der Torfstich ist inzwischen kaum noch als solcher kenntlich, so massiv hat die Moorlilie ihre Ausläufer durch die Torfmoose gewoben und zu Bulten aufgewölbt. Der Bestand wird nach 30 Jahren dem *Erico-Sphagnetum magellanici* in der Phase von *Narthecium ossifragum* zugeordnet.

Ausgangsgesellschaft *Erico-Sphagnetum magellanici* Subassoziation von *Narthecium ossifragum* (D1)

Die Dauerfläche D1 liegt unweit der Dauerfläche D2 im Bereich eines größeren Regenerationskomplexes. Im Gegensatz zu D2 transgrediert hier die Hochmoorbulten - Gesellschaft in den Wasserkörper des Torfstiches. Dieser wird auch hier vom *Scorpidio-Utricularietum minoris* eingenommen. Seine *S. denticulatum* - Watten grenzten 1989 an schwimmende Teppiche von *S. papillosum* und *S. fallax*, die das Schlenkenniveau der Gesellschaft kennzeichnen.

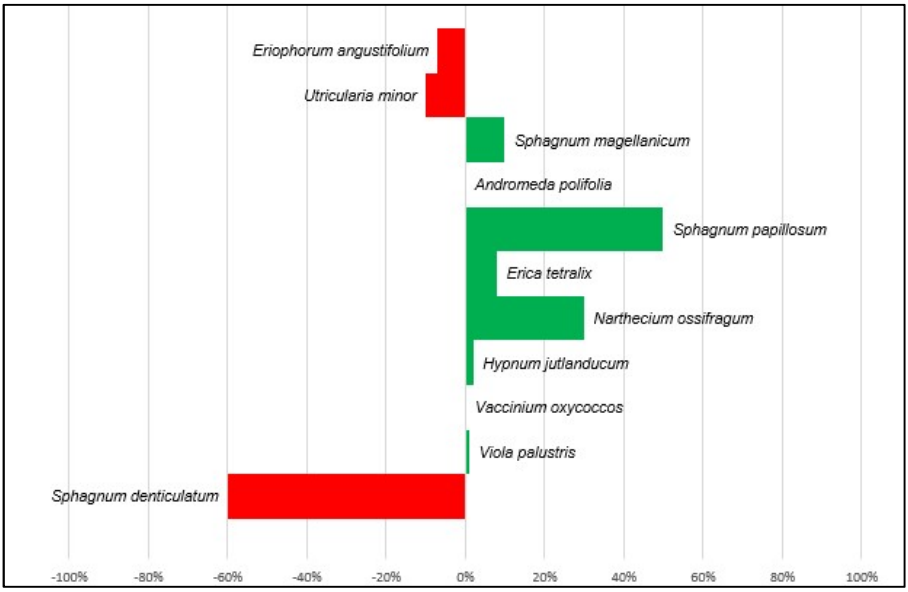


Abb. 20: Zu- und Abnahmen von Arten im Vergleich zu 1989 in D3 Owschlager Moor. Ohne Balken bedeutet unverändert.

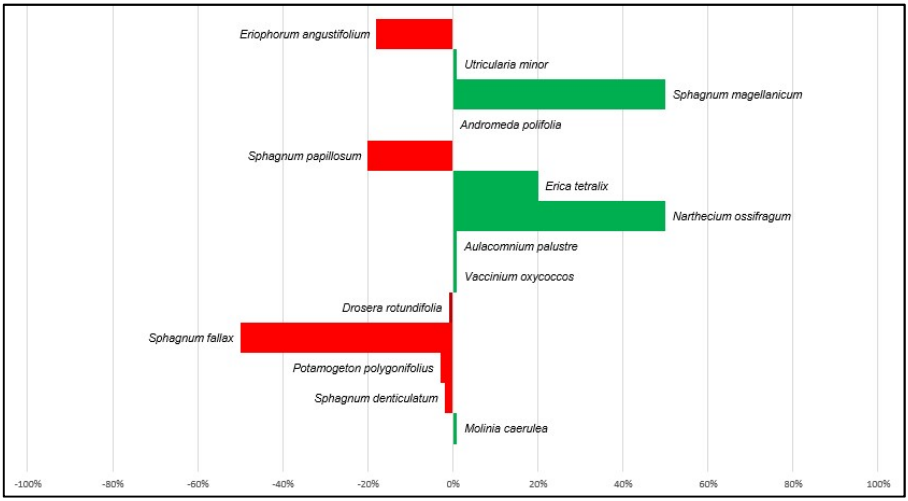


Abb. 21: Zu- und Abnahmen von Arten im Vergleich zu 1989 in D1 Owschlager Moor. Ohne Balken bedeutet unverändert.

Im Verlauf des ersten Jahrzehnts sind die Teppiche von insbesondere *S. papillosum* weiter in den Torfstich vorgedrungen. Noch waren *S. denticulatum, Utricularia minor* und *Potamogeton polygonifolius* in der Dauerfläche vorhanden, wenn auch mit etwas geringeren Deckungsanteilen.

Auf dem Rasenniveau der Hochmoorbulten - Gesellschaft hatte sich *S. magellanicum* verstärkt gegen *S. papillosum* und insbesondere *S. fallax* durchsetzen können. Die letztgenannte Art hatte deutlich an Deckungsanteilen verloren. Bei *Narthecium ossifragum* hingegen war eine Zunahme der Deckung zu verzeichnen.

Zehn Jahre später in 2009 hatte sich dieser Prozess weiter fortgesetzt und das *Erico-Sphagnetum magellanici* nahm vollständig den Wasserkörper ein und war zu einem festen, leicht bultigen Rasen aufgewachsen. Neben *S. magellanicum* konnte sich insbesondere *Narthecium ossifragum* ausbreiten und bildete ein dichtes, massives Geflecht. Die Niedermoor- und Schlenkenarten treten nur noch vereinzelt am Rand auf. Weitere zehn Jahre später ist die Gesamtdeckung der Gefäßpflanzen nochmals um weitere 30 % angestiegen, insbesondere durch eine weitere Ausbreitung der Moorlilie, die inzwischen mehr als 70 % Deckung hat, deutlich schwächer auch durch die Glockenheide. Der Anteil von *S. magellanicum* ist in den letzten zehn Jahren etwas zurückgegangen. *S. fallax* ist komplett aus der Dauerfläche verschwunden, ebenso sämtliche Arten des *Scorpidio-Utricularietum minoris. Molinia caerule*a ist als neue Art hinzugekommen. Der Bestand wird nach 30 Jahren weiter dem *Erico-Sphagnetum magellanici* in der Subassoziaton von *Narthecium ossifragum* zugeordnet.

5 Diskussion der Veränderungen

Eine Übersicht der Vegetationsentwicklung in den vergangenen 30 Jahren fasst Tabelle 4 zusammen.

5.1 Entwicklungen der Verlandungsstadien zur Hochmoorbultengesellschaft

5.1.1 Zeiträume

Die Mehrzahl der Entwicklungen bei den Dauerflächen sind progressiv im Sinne des Leitbilds - Entwicklung einer Hochmoorbultengesellschaft: im Fockbeker -, Wittenseer - und Owschlager Moor sind bei unterschiedlichen trophischen Gegebenheiten und unterschiedlichstem hydrologischen Management weiterhin Oligotrophierungstendenzen bis hin zur Entwicklung ombrotropher Standorte zu verfolgen. Nach zehn bis dreißig Jahren haben sich alle der primären Wollgrasstadien der Handtorfstiche zum *Erico-Sphagnetum magellanici* entwickelt. Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit ^{210}Pb - Datierungen anhand von Torfprofilen verschiedener Torfstiche aus Mooren Schleswig-Holsteins, wo ein Wechsel der Abundanzen von Cuspidaten-Torfen zu solchen von *S. magellanicum* im Durchschnitt nach 25–30 Jahren erfolgte (Lütt 1992:204). Auch Ergebnisse einer Wiederholungskartierung des Nienwohlder Moores bestätigen dieses Zeitfenster (Frehse & Lütt 2005). Aus Niedersachsen werden Zeitfenster von 30–50 Jahren für die Entwicklung bunter Torfmoosbulten auf industriell abgetorften Moorflächen aufgezeigt (Schmatzler 2010). In der Diepholz Niederung konnte bei vergleichenden Untersuchungen der Uni Münster in vier industriell abgebauten Hochmooren erst nach 30 Jahren eine hochmoorähnliche Vegetation mit dominantem *Eriophorum vaginatum* festgestellt werden, allerdings nur sehr selten torfbildende Sphagnen der Sektion Cymbiofolia und mit hoher Stetigkeit des eutraphenten *S. fimbriatum* (Rosinski & Tillmann 2011). Dass auf industriell abgetorften Flächen nach einem flächigen Überstau die Entwicklung differenzierter und regressiv zum Moorbirkenwald verlaufen kann, zeigen auch die Entwicklungen im Fockbeker Moor (D1, D4, U1, vgl. Tab. 4).

Uneingeschränkt positiv im Sinne der Hochmoorregeneration haben sich die Torfstiche des Wittenseer Moores entwickelt.

Hier haben sich ausnahmslos wüchsige *Erico-Sphagneten* mit sehr hohen Anteilen von *S. magellanicum* ausgebildet. *Eriophorum angustifolium* mit Torfmooswatten, Schlenken und Teppiche mit unterschiedlichen Anteilen von *S. cuspidatum* und *S. fallax* waren bereits nach zehn Jahren zu Teppichen mit beginnender Einwanderung von *S. magellanicum* und Arten der *Oxycocco-Sphagnetea* (*Andromeda polifolia, Vaccinum oxycoccos, Drosera rotundifolia*) aufgewachsen.

Diese Entwicklung setzte sich bis 2019 fort, hin zu Rasen mit beginnender Bultbildung unter Ausbreitung von *Calluna vulgaris*. Insgesamt sind die Bestände wüchsig mit durchweg relativ niedrigem Anteil an Gefäßpflanzen (maximal 30 %). Die Deckung von *S. magellanicum* beträgt zwischen 85–100 %.

Die effektive Ausbreitung von *S. magellanicum* durch Teilung der Köpfe wurde bereits von Lütt (2001) beschrieben. Die Torfstiche sind inzwischen auf dieselbe Höhe wie die Torfstichkanten aufgewachsen. Die hier noch vorhandenen *Erico-Sphagneten* gehen inzwischen nahtlos in jene der Torfstiche über. Da sich hier auch *Molinia caerulea* behaupten kann, finden sich einzelne Exemplare auch in den Schwingdecken wieder, konnten sich über Jahrzehnte hinweg allerdings nicht ausbreiten. Die Bestände des Wittenseer Moores stellen einen Wachstumskomplex im Sinne von Osvald (1923) mit aktueller Torfbildung dar. Allerdings nur kleinräumig, andere trockene Flächen des Moores wirken weiterhin als Kohlendioxidquelle. Lokalklimatisch begünstigend mag sich die Lage des Hochmoorrestes in einer Senke, umgeben von einem Randwald, ausgewirkt haben.

Auch im Owschlager Moor haben sich sämtliche minerotraphente Verlandungsstadien, ausgehend vom *Scorpidio-Utricularietum minoris* und von der *Eriophorum angustifolium* - Gesellschaft zum *Erico-Sphagnetum magellanici,* weiterentwickelt. Allerdings handelt es sich hier noch nicht um ombrotrophe Standorte, wenngleich eine deutliche Oligotrophierung und Ausbreitung von *S. magellanicum* und *S. papillosum* stattgefunden hat.

Ähnlich positive Entwicklungen gibt es auch im Fockbeker Moor, aber nicht in allen Untersuchungsflächen. Eine vergleichbare Entwicklung nahmen die Dauerflächen D3, D9 in Handtorfstichen. Auch hier haben sich aus einer oligotraphenten Verlandungsserie Erico-Sphagneten entwickelt.

5.1.2 Bedeutung der Stickstoffbelastung

Diese progressiven Entwicklungen finden statt, obwohl die nach wie vor hohen Stickstoffbelastungen der Luft auch in Schleswig-Holstein oberhalb des sogenannten critical load für Hochmoore von 5–10 $kg/ha^{-1}a^{-1}$ liegen. Eine rezente Ausbreitung von *S. magellanicum* ist möglich, obgleich der Stickstoff eine Konkurrenzverschiebung zugunsten von *S. fallax* bewirkt (Twenhöven 1992, Risager 1998), das dieses effektiver in Biomasse umsetzt. In zahlreichen Dauerquadraten konnte eine Abnahme von *S. fallax* und eine Zunahme von *S. magellanicum* belegt werden.

In den letzten 30 Jahren sind die Wirkung von Stickstoff auf die *Sphagnen* intensiv untersucht worden, ohne dass letztendlich klar daraus hervorgeht, warum die Ausbreitung von *S. magellanicum* trotz der Konkurrenznachteile noch möglich ist. Dazu sind die Reaktionen der Moorvegetation offenbar zu vielfältig bzw. die Variablen, die Einfluss nehmen. Insbesondere die direkten Effekte von N und ihre

Wirkung auf morphologische und physiologische Eigenschaft von Sphagnenarten sind noch unzureichend untersucht (Grau et al. 2017). Aber es gibt Hinweise, die im Folgenden aufgezeigt werden. Im Vorwege sei gesagt, dass Stickstoffzufuhr im Überangebot für Torfmoose schädlich oder gar toxisch ist. Nur solange N (und nicht K oder P) als Nährstoff limitierend wirken, ist Stickstoff wachstumsfördernd (Bragazza et al. 2004). Dies ist bei geringen Hintergrundbelastungen von < 10 kg/ha^{-1}a^{-1} in Reinluftgebieten Skandinaviens der Fall. Bei 10–20 kg/ha^{-1}a^{-1} wirken Torfmoose wie ein Filter und akkumulieren N als freie Aminosäuren in den Köpfchen. Bei Belastungen von mehr als 20 kg/ha^{-1}a^{-1} fällt diese Filterfunktion der Torfmoose zunehmend weg und N reichert sich in der Rhizosphäre an. Dort steht der Stickstoff dann Gefäßpflanzen zur Verfügung und kann deren Ausbreitung begünstigen (u. a. Bobbink & Hettelingh 2011).

Aus Labor- und Felduntersuchungen geht hervor, dass die Reaktion der Torfmoose auf ein höheres Stickstoffangebot unterhalb der Toxizitätsgrenze in einem gewissen Maße artspezifisch ist. Manche Arten, wie *S. fallax* (Twenhöven 1992, Risager 1998), *S. lindbergii* (Gunarsson et al. 2004) oder ggf. auch *S. papillosum* (Heijden et al. 2000, vgl. auch Schmidt 2014) sind Konkurrenzstrategen, können selbst hohe Stickstoffangebote in Biomasseproduktion umsetzen. Auch für *S. capillifolium* wurden höhere Zuwächse infolge von N –Angeboten in Laborexperimenten festgestellt (Phual et al. 2008). *S. magellanicum* hingegen scheint dieses Vermögen nicht oder nur begrenzt zu haben (Twenhöven 1992, Risager 1998). Heijmans et al. (2011) hingegen stellte bei Düngungsexperimenten mit 50 kg ha^{-1}a^{-1} in schwedischen Mooren an *S. magellanicum* im ersten Jahr Längenverluste bei der Düngung fest, im dritten Jahr infolge der Zunahme der Dichte stellte sich allerdings eine höhere Produktivität ein. Die Dauer der Düngungsexperimente scheint die Wirkung ebenso zu beeinflussen, wie die Hintergrundbelastung, die am Standort der Versuchstorfmoose existierte und an die sie sich angepasst hatten (siehe Bobbink & Hettelingh 2011).

Darüber hinaus ist die Wirkung des Stickstoffs auch von Mikrohabitat Bult, Rasen oder Schlenke abhängig. Torfmoosrasen und -teppiche reagieren weniger vulnerabel auf ein Überangebot an Stickstoff als Bulttorfmoose (Twenhöven 1992, Gunnarsson & Rydin 2000).

Im Kreis Rendsburg-Eckernförde, wo sämtliche Untersuchungsgebiete liegen, betragen die Hintergrundbelastungen zurzeit 20 kg/ha^{-1}a^{-1} (Umweltbundesamt 2013–2015, siehe https://gis.uba.de/website/depo1/), d. h. sie betragen das Doppelte der Critical Loads. Untersucht wurde in dieser Arbeit die Entwicklung von torfmoosdominierten Verlandungsstadien, die standörtlich weniger empfindlich auf Stickstoffüberschüsse reagieren. Möglicherweise sind die kritischen Frachten mit toxischen Wirkungen bei diesen Belastungen noch nicht erreicht und es findet noch keine Co-Limitierung durch andere fehlende Nährstoffe wie P und K statt. Auch können Anpassungen von *S. magellanicum*, z. B. durch höhere Dichten der Rasen

eine positive morphologische Anpassung an höhere N-Angebote sein. Insgesamt scheinen die Rasen und flachen Bulte in Wachstumskomplexen ohne Wasserstress derzeit noch optimale Wuchsorte von *S. magellanicum* zu sein. Die wüchsigen Bestände des Wittenseer Moores mit hohen Deckungen von > 90 % an *S. magellanicum* und geringen Deckungen an Gefäßpflanzen lassen vermuten, dass die Torfmoosrasen hier noch eine Immoblisierung des Stickstoffes ermöglichen.

5.1.3 Klimatische Effekte

Neben Stickstoff können klimatische Effekte zunehmend Einfluss auf das Wachstum der Torfmoose und der Gefäßpflanzen nehmen. Grundsätzlich geht man davon aus, dass steigende Temperatur das Wachstum der *Sphagnen* stimuliert (z. B. Sonesson et al. 2002), wenn alle anderen Parameter im Optimum sind. Aber auch das Verhalten der Torfmoose auf erhöhte Temperatur ist eine artspezifische Reaktion und überdies abhängig von der Mikrotopografie. Die Wirkung von steigenden Temperaturen, die zu sinkenden Wasserständen und erhöhter Evapotranspiration führen, ist eine Abnahme der Biomasseproduktion der Torfmoose (Gunnarson et al. 2004, Breuuwer et al. 2009) und kann im Extremfall zu schweren Trockenschäden und Absterben der Sphagnen führen. Experimente im Gewächshaus werden dabei mit Temperaturen durchgeführt, die um 3–4 Grad höher liegen als die Normaltemperatur der Nullvariante. Die bisherigen Temperaturerhöhungen von > 1 °C sind deshalb vermutlich noch unter ihrer Schädigungsgrenze, zumal die Niederschlaggesamtmenge hierzulande steigt. Allerdings gibt es vermehrt Trockenphasen im Frühjahr und Sommer. *S. magellanicum* kann aufgrund seiner hohen Wasserhaltekapazität (Clymo & Hayword 1983) und höheren Austrocknungstoleranz, wie auch *S. rubellum* und *S. capillifolium* als weitere typische Bulttorfmoose wie, im Vergleich zu *S. fallax* oder anderer Cuspidaten (Dierssen & Dierssen 1984 im Ellenberg & Leuschner 2010) besser mit diesen veränderten Bedingungen umgehen. Gleichzeitig legen *S. rubellum* aber auch *S. magellanicum* in Hinblick auf Ihre Massenzuwächse an den Bultstandorten im Vergleich zu den Cuspidaten zu (Lütt 1992: 144) und gewinnen daher an Konkurrenzkraft. Hohe N-Frachten bewirken eine weitere Steigerung der Wuchsdichte und damit verbesserte Wasserhaltekapazität (Heijmans et al. 2011). Abnehmende Wasserstände sind eine natürliche Folge des Aufwachsens der Schwingdecken zu Bulten, also einer ungestörten Sukzession. Sie können aber auch durch das veränderte Klima gefördert sein. Die Ausbreitung von *S. magellanicum* auf vielen Dauerflächen könnte auch durch bessere Anpassungen an trockenere Standorte gefördert worden sein.

5.2 Entwicklungen der Verlandungsgesellschaften zum Moorbirkenwald

Die Schwingdecken des hoch angestauten Westteils des Fockbeker Moores nehmen lokal eine andere Entwicklung. Diese wird durch die statischen Dauerflächen nur anteilig gespiegelt. Die großflächigen Schwingdecken sind in ihrer Entwicklung nicht auf ganzer Fläche homogen. Erst beim Ablaufen der gesamten Flächen werden die verschiedenen Entwicklungen offenkundig. An den wasserseits gelegenen Schwingdecken konnte sich *Juncus effusus* vereinzelt ausbreiten, vereinzelt an einem das Moor durchquerenden Damm auch *Phragmites australis*. Diese Minerobionten sind zum einen auf lateral zufließendes Wasser aus dem aufgeschütteten Königsdamm sowie auf durch die Wasserbewegung lokal verbesserte Nährstofffreisetzung zurückzuführen. Eine höhere Nährstoffverfügbarkeit (P und K) von *Juncus effusus*-Standorten in aufgestauten Hochmooren wird auch durch Untersuchungen von Rosinski & Tillmann (2011) noch Jahrzehnte nach der Wiedervernässung bestätigt. Das Gros der Schwingdecken weist eine oligotraphente Vegetation auf. Neben einer Ausbreitung von *Eriophorum vaginatum* (D4, D5) beginnen die gut begehbaren Schwingdecken regelmäßig mit *Betula pubescens* (D1, D2, D4, D5, D10) und vereinzelt auch *Pinus sylvestris* zu bewalden. Die Moorbirken sind am Königsdamm infolge wiederholter Entkusselungen noch vereinzelt und mit einem Meter noch klein, weiter in Richtung Westen und Süden sind sie bis zu zwei Meter aufgewachsen und werden dort bereits deutlich dichter.

Die Entwicklung des Moorbirkenwaldes aus meso-oligotrophen Schwingdecken kann als autogene ungestörte Entwicklung betrachtet werden. Mit zunehmendem Alter vergreisen die Bulte von *Eriophorum vaginatum* und werden dann von Laub- und Lebermoosen, Torfmoosen und auch Gefäßpflanzen wie Birken, *Dryopteris carthusiana* oder *Molinia caerulea* besiedelt (siehe z. B. D1, D5). Die Wirkung der Bulten als „Ammenpflanze“ wurde auch von Daniels (2001) in wiedervernässten Hochmooren beschrieben, die Nick & Weber (2001) zufolge in den Leegmooren Niedersachsen nach etwa 10 Jahren einsetzt. Die eigenen Untersuchungen bestätigen dies. Das Aufwachsen der Birken setzt verstärkt nach etwa 20 Jahren ein (Dauerflächen D1, D2, D4, D5 U1D7, D8), was mit den Ergebnissen von Rosinski & Tillmann (2011) im Einklang steht. Die Genese von Moorbirkenwäldern als Phase auf dem Weg zur Hochmoorbildung wurde für viele Moore Schleswig-Holsteins anhand von Torfprofilen belegt (Wagner 1993). Sie müssen daher nicht als Klimaxgesellschaft gewertet werden, da die erhöhte Luftsättigung in Moorwäldern Torfmooswachstum begünstigen kann (Lütt 1988, Wagner 1993) und die Ausbreitung von *S. magellanicum* sogar fördern kann. Die hohen Stickstofffrachten von 20 kg $ha^{-1}a^{-1}$ können die sukzessive Bewaldung allerdings zusätzlich begünstigen, wie in Experimenten nagewiesen wurde (Hejmanns et al. 2013). Auch für *Eriophorum vaginatum* oder *Molinia caerulea*, die sich in einigen

Dauerquadraten des Fockbeker Moores ausbreiten konnten (D2, D4, D5, U1), wurde eine Förderung von N – Frachten nachgewiesen (Aaby 1994, Schmidt 2014).

5.2.1 Entstehung sekundärer Schlenken auf der ehemaligen Schwingdecke

Kleinflächig, meist in geschützter Lage abseits der Wasserflächen, sind auf den *S. fallax* - Schwingdecken Bultbildungen mit *S. magellanicum* und vereinzelt *Polytrichum strictum* zu beobachten, die deutlich gehölzärmer sind (z. B. auch U1). Auch die *Eriophorum vaginatum* Bestände weiter westlich (z. B. auch D 10) zeigen immer wieder dichte Bulte von *S. magellanicum* und seltener auch *S. rubellum,* sowie eine typische Hochmoorvegetation.

Diese Entwicklung war durch das bereits 1999 festgestellte Aufsetzen der Schwingdecke auf den Mineralgrund beeinflusst, wodurch der Wasserkörper als Voraussetzung des Schwingens (vgl. Lütt 2001:39) verdrängt wurde. Dies hatte eine Senkung des Wasserstandes in der Schwingdecke bei gleichzeitiger Förderung der Zersetzung und Hemmung des Torfmooswachstums zur Folge. Dadurch konnte zwar auch *S. magellanicum* einwandern, *S. fallax* jedoch auch absterben, so dass sich sekundäre flächige Schlenken bilden.

Diese Bereiche weisen dichte Bestände von *Rhynchospora alba*, *Eriophorum angustifolium* und ein festes Netz aus *Vaccinium oxycoccos* auf (vgl. D4, D5, U1). Auf den teilweise abgestorbenen *S. fallax*-Decken, die durch schleimige Überzüge gekennzeichnet sind, beginnt erneut *S. cuspidatum* sich wieder auszubreiten. An diesen Schlenken konnte mehrfach *Lycopodiella inundata* beobachtet werden (siehe Abb. 22). Inwieweit diese Nekrosen durch die sinkenden Wasserstände infolge Aufsetzens der Schwingdecke oder durch parasitische Pilze gefördert werden, kann nur gemutmaßt werden. Eine Förderung der parasitischen Pilze durch Stickstofffrachten (Limpens et al. 2003, Schmidt 2014) wurde ebenso nachgewiesen wie jene von *Vaccinium oxycoccos* (Tüxen 1983, Wiedermann et al. 2007). Vermutlich setzen infolge der Schlenkenbildung Mobilisierungsprozesse Nährstoffe frei oder die Wirkung der Torfmoose als Stickstofffilter lassen nach.

Insgesamt gesehen ist die Entwicklung der Anstaufläche also kleinflächig differenzierter als jene der Handtorfstiche mit progressiven und regressiven Entwicklungen.

Abb.22: *Lycopodiella inundata* im Fockbeker Moor in tausenden Exemplaren auf sekundären Schlenken der Schwingdecke mit abgestorbenen Torfmoosen.

5.3 Entwicklungen der ehemaligen Hochmooroberfläche im Fockbeker Moor (D7)

Regressive Entwicklungstendenzen in Richtung eines oligotrophen Birkenwaldes mit Heidekräutern zeigt auch alte Mooroberfläche (D7), wo eine Abnahme der Torf- und Lebermoose und Ausbreitung von Laubmoosen konstatiert wurde. Die hier aufkommenden Jungbirken wurden seit Jahrzehnten regelmäßig entkusselt, um den offenen Charakter der Moorfläche zu bewahren. Bei Einstellen des Entkusselns bewaldet sich die Fläche massiv, wie die Nachbarfläche inzwischen eindrücklich vermittelt. Ein gleichmäßig hoher Wasserstand ist infolge des lateralen Wasserabflusses hier nicht oder nur mit weiteren Maßnahmen zu halten. Die steigenden Temperaturen mit stärkeren Trockenphasen im Frühjahr und im Sommer begünstigen diese Bewaldungstendenzen.

5.4 Entwicklung der Hochmoorbultengesellschaft im Fockbeker Moor (D6)

Indifferente Entwicklungstendenzen sind im *Erico-Sphagnetum magellanici typicum* (D6) des Fockbeker Moores zu verzeichnen. Der Bestand der Hochmoorbulten-Gesellschaft befand sich 1989 in seiner Optimalphase und zeigte nach zehn Jahren von 1989 zu 1999 keine Veränderungen. Nach weiteren zwanzig Jahren sind eine deutliche Zunahme von *Calluna vulgaris*, die Einwanderung und Ausbreitung von *Hypnum jutlandcum*, sowie die Abnahme der Schlenkenarten *Eriophorum angustifolium*, *S. cuspidatum, S. papillosum,* sowie des Lebermooses *Cephalozia connivens* zu beobachten. Dies kann ein Effekt stärker schwankender Wasserstände und trockenerer Sommermonate der letzten Jahre sein. Ein ausgeprägtes Mosaik von Bulten und Schlenken ist typisch für kontinentale Moorlandschaften mit zeitweiligem Niederschlagsdefizit (Dierssen 2006, Kollmann 2019).

Der Wechsel von Schlenken- zu Bultstadien in Hochmoorgesellschaften ist ein autogener Prozess. Da die Bulttorfmoose unter trockenen Bedingungen stresstoleranter sind als hygrophile Sippen und die Zersetzung dieser Arten primär eine artspezifische Eigenschaft ist (Johnsen & Dammann 1991, Lütt 1992), akzentuiert eine räumliche Verteilung der Torfmoossynusien die Bildung von Bulten und Schlenken durch positive Rückkopplung. Darüber hinaus können witterungsbedingte Veränderungen der Wasserstände die Konkurrenzverhältnisse an den Mikrostandorten Bult, Rasen und Schlenke ändern und höhere Ericaceen- oder bei Nässe Cyperceenanteile herbeiführen. Durch ihre Fähigkeit zu orthotropem Wachstum und Adventivwurzelbildung wirken die Heidekräuter zusätzlich strukturstabilisierend, in Schlenken hingegen plagiotrop wachsende Cyperaceen (u. a. Malmer et al. 1994 zit. in Dierssen 1996). Auch hier finden also die Synusie und die Mikrotopografie verstärkende Prozesse statt. Der sogenannte „Bult-Schlenkenzyklus“ (Sernander 1909) war eine lange Zeit gültige Lehrmeinung, die erst durch Auswertungen von Torfprofilen widerlegt wurde (Casparie 1969; Barber 1981, Svensson 1988). Auch produktionsbiologische Untersuchungen zeigen als Grundmuster das allmähliche Aufwachsen der Schlenken zu trockeneren Standorten. Die Variationen dieses Trends zum Bult oder verkürzt wieder vom Rasen zur Schlenke wird durch lokalhydrologische Gegebenheiten, klimatische Veränderungen und veränderte Konkurrenzverhältnisse der Torfmoosarten und Phanerogamen bestimmt (u.a. Lütt:1992:199ff).

5.5 Entwicklung der abgeschobenen Moorfläche (D8) im Fockbeker Moor

Eine besondere Erwähnung verdient die Vegetationsveränderung auf der 1983 abgeschobenen Fläche im Fockbeker Moor (D8): nach mehr als dreißig Jahren haben sich hier Torfmoose (*S. fallax, S. magellanicum* und *S. papillosum*) angesiedelt. Nach einer relativ trockenen Phase mit *Eriophorum vaginatum* – Bulten und den Laubmoosen *Dicranella cerviculata* und *Campylopus pyriformis* haben sich inzwischen weitere Hochmoorarten, aber auch gleichzeitig Trockenheitszeiger (*Calluna vulgaris* und *Hypnum jutlandicum*) eingestellt. Nackte Torfflächen können bei Renaturierungsprojekten bewusst herbeigeführt werden, um monotone *Molinia caerulea* – Flächen in artenreichere Stadien mit Wollgras und Heidekräutern herbeizuführen. Sie können aber auch das Ergebnis eines industriellen Torfabbaus sein. Der dunkle Torf ist mikroklimatisch und physikalisch ein schwieriger Lebensraum mit Kammeisbildung, extrem hohen Temperaturen und Nährstoffarmut (z. B. Poschlod 1990) sowie fehlenden Mykorrhizapilzen. Offenbar haben sich Wasserstände und Trophie auf ein Schlenkenniveau eingestellt und eine mykologische Reifung die Fläche inzwischen auch für Torfmoose bewohnbar gemacht. Auch im Hartshoper Moor in Schleswig-Holstein haben sich nach etwa 30 Jahren *S. cuspidatum* und *S. fallax* nach dem Abschieben angesiedelt (Brehm mdl. Mittlg. zit. in Schmidt 2014:31).

5.6 Gesamtbetrachtung der Entwicklungen in allen drei Mooren

Insgesamt fällt auf, dass sich in allen drei Mooren die Abstände der Torfdämme zu den Torfstichen verringert haben. Dabei spielt neben dem sukzessiven Abbau des trockenen Torfsockels natürlich das nun schon Jahrzehnte währende Aufwachsen der Torfstichvegetation eine Rolle. Besonders auffällig ist diese Entwicklung im stark reliefierten Fockbeker Moor. Neben *Molinia caerulea* wanderten hier *Empetrum nigrum* und *Calluna vulgaris* sowie *S. palustre* von den Dämmen her in die Torfstiche ein (D1, D4, D10). Eine Ausbreitung von *Empetrum nigrum*, wie zunächst im Fockbeker Moor tendenziell bis 1999 wahrgenommen wurde (D6, D7, D8, Lütt 2001), hat sich zwanzig Jahre später nicht bestätigt. Vielmehr hat sich von allen Heidekräutern insbesondere *Calluna vulgaris* mit der stärkeren Reliefierung der Bulte auf den Dauerflächen (D4, U1, D6, D8, D10), zusammen mit *Betula pubescens,* ausgebreitet. Eine deutliche Zunahme der Deckung von Phanerogamen ist in allen Dauerflächen zu verzeichnen.

In allen drei Mooren konnte anhand der Vegetationsentwicklung eine deutliche Ombrotrophierung nachgewiesen werden (vgl. Tab. 4). Diese kann möglicherweise durch das sich verändernde Klima gefördert werden. Tahvanainen (2011) wies in finnischen Aapamooren eine Ombrotrophierung mit sich flächig ausbreitenden

Torfmoosen als Folge einer Entwässerung nach. Auch Schrautzer et al. (2019) konnten an Vegetationsveränderungen in österreichischen Mooren vergleichbare Prozesse nachweisen. Während die hier beschriebenen Prozesse sekundär sind, wurde in allen drei Mooren eine primäre Ombrotrophierung herausgearbeitet.

Die mediane prozentuale Zunahme ist im Wittenseer Moor mit 12 % niedrig, steigt im Fockbeker Moor dann stark an mit 30% und erreicht im Owschlager Moor mit 48 % ihren höchsten Wert. Hier ist durch eine massive Ausbreitung von *Narthecium ossifragum* ebenfalls ein verstärktes Mikrorelief entstanden, einhergehend mit einer Konsolidierung der Schwingdecken. Das minerotrophe Moor mit leichtem lateralem Mineralbodenwasserzug scheint in den aufwachsenden Decken für die Moorlilie optimale Wuchsbedingungen zu bieten. Auch Jagel & Siemser (2012) führen an, dass die Moorlilie unter zusagenden Bedingungen sehr durchsetzungsfähig ist und durch die Bildung von Seitentrieben in geschlossene Torfmoosrasen einwandert und dichte Bestände bildet, in denen kaum noch andere Arten wachsen können. Diese Beschreibung passt trefflich auf die Entwicklung insbesondere in der Dauerfläche D1, wo *S. magellanicum* nach kontinuierlicher Ausbreitung in den letzten 10 Jahren abgenommen hat. Möglicherweise profitiert *Narthecium ossifragum* auch von den aeolischen Stickstoffdepositionen im heutigen Ausmaß. Malmer et al. (2003) konnten in einem Düngungsexperiment mit N und P an der Moorlilie zeigen, dass diese nur bei gleichzeitiger Zufuhr von Mineralien aus dem Untergrund in der Lage war, der Konkurrenz der Sphagnen zu entfliehen. Fehlt diese an der Rhizosphäre, sind die Torfmoose infolge schnellen Wachstums und der Produktion nährstoffarmer schwach zersetzter Torfe der Moorlilie überlegen. Andererseits zeigt sich z. B. auf dem mehrere Meter mächtigen Torf im Hartshoper Moor, dass die Moorlilie gegenüber den Sphagnen auch ohne Nährstoffnachlieferung vom mineralischen Untergrund sehr durchsetzungsfähig sein kann (K. Brehm, mdl. Mitt.).

Die prozentuale Kryptogamendeckung hat sich in den drei Mooren je nach Ausgangsstadium in den meso- bis oligotraphenten primären Verlandungsserien gehalten oder ist angestiegen. Abnahmen sind hingegen bei Torfmoosrasen zu verzeichnen, die stark an Phanerogamen zugenommen haben. Teilweise (bei D6 Fockbeker Moor) haben sich die Arten dabei geändert (Schlenkentorfmoose wurden durch bultbildende Torfmoose ersetzt) oder der Anteil der Laubmoose ist stark gestiegen (D7 Fockbeker Moor, *Hypnum jutlandicum*). Die Artenanzahl ist in allen Dauerflächen gestiegen.

Vergleichbare Effekte stellte auch Gunnarsson et al. (2002) im Zeitraum von 1954–1997 in einem Moor in Zentralschweden fest: einen Wandel hin zu einer etwas trockeneren und mehr an Stickstoff angepassten Vegetation mit einer stärkeren Mikrotopografie, Bulttorfmoosen und beginnender Bewaldung.

Eine der augenfälligsten Veränderungen in den letzten zwanzig Jahren ist die Ausbreitung und die Persistenz von *Rhynchospora alba* auf zahlreichen

Dauerflächen des Fockbeker und Wittenseer Moores, jenen Mooren mit den oligotrophen Verlandungsserien. Das Weiße Schnabelried besiedelt hier die wüchsigen Rasen der Handtorfstiche (Fockbeker Moor D 3, D4, U1, Wittenseer Moor alle Dauerflächen), die sekundären Schlenken auf der großen Anstaufläche des Fockbeker Moores (siehe Abb. 22 mit *Lycopodiella inundata*) ebenso wie die staunassen ehedem nackten Torfflächen der abgeschobenen Fläche (D 8) und die ebenso wechselfeuchte ehemalige Mooroberfläche (D7). Einzig das etwas basenreichere Owschlager Moor mit mesotrophen Verlandungsserien bleibt von der Invasion verschont. Die schwach ozeanisch geprägte Art verbreitet sich - einmal etabliert - schnell über vegetative Ausläufer und sich hygrisch ausbreitende Bulbillen, kann sich aber auch fertil über Windbestäubung fortpflanzen (BIOFOR). Beide Vermehrungsarten sind in den windexponierten und teilweise hydrologisch vernetzten Torfstichen gut vorstellbar. Die Spezies profitiert offenbar von trockener werdenden oder zumindest wechselfeuchten Bedingungen und möglicherweise von der damit einhergehenden Nährstoffmobilisierung. Heijmans et al. (2002) konnten für die *Rhynchospora alba* eine Förderung durch Stickstoff nachweisen.

Die in allen Mooren auf einigen Dauerflächen zu verzeichnende leichte Abnahme von *Dosera rotundifolia* und *D. intermedia* (Siehe Tab. 1 – 3) ist auf die in den letzten Jahrzehnten erst im Herbst erfolgte Erfassung der Vegetation zurückzuführen. Die Arten kommen weiterhin vereinzelt in allen Mooren vor.

6 Ausblick

In allen drei Mooren wurde die Ausbreitung von *S. magellanicum* sowie der Hochmoorbultengesellschaft festgestellt. Gleichzeitig hat sich die Mikrotopografie verstärkt und damit einhergehend die Deckungsanteile von *Calluna vulgaris*, *Narthecium ossifragum* und *Rhynchospora alba.* Im Fockbeker Moor setzt auf der großen Schwingdecke der Anstaufläche die Bewaldung mit *Betula pubescens* ein. Der Moorbirkenwald kann dabei – bei extrem langfristiger Betrachtung - auch eine Phase zur weiteren Hochmoorentwicklung sein. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung bestätigen also, dass das Ziel, hochmoortypische Vegetation durch Restitution zu entwickeln, trotz des globalen Klimawandels noch möglich ist, zwar nie auf gesamter Moorfläche, so doch in Torfstichen und auf an- und aufgestauten Flächen.

Torfbildende Systeme der Hochmoorvegetation brauchen für ihre Entstehung und ihren Erhalt eine positive Wasserbilanz und ausgewogene ganzjährig verteilte Niederschläge, um eine aktive Torfbildung mit flurnahen Wasserständen zu gewährleisten. Beide Prozesse - die Akzentuierung der Mikrotopografie auf der Anstaufläche durch sekundäre Schlenken- und Bultbildung infolge sinkender Wasserstände sowie eine zunehmende Bultbildung in den Handtorfstichen und auf der ehemaligen Mooroberfläche - können sowohl ein Spiegel einer autogenen

Entwicklung sein als auch ein Hinweis auf erste Auswirkungen eines sich verändernden Klimas. Verstärkend wirken hohe Stickstofffrachten, die die Konkurrenz zwischen den Torfmoosen und Gefäßpflanzen verändern, Sauergräser, Pfeifengras und Birke fördern und eine Schlenken- und Bultbildung vorantreiben. Und dennoch entstehen unter den aktuellen Bedingungen Wachstumskomplexe, hier insbesondere dokumentiert im Wittenseer Moor, aber auch in den Handtorfstichen der beiden anderen Moore. Noch scheint die Grenze trophischer und klimatischer Ausbreitungsbelastungen für die Entstehung von Hochmoorbultengesellschaften nicht erreicht zu sein. Vor dem Hintergrund der bundes- wie landesweit seit Ende der neunziger Jahre sinkenden NO_x-Frachten aus Verbrennungen der Industrie und des Verkehrs (Lorenz & Brunke 2019) besteht die Chance, dass dies auch in den nächsten Jahrzehnten nicht der Fall sein wird. Auch der engagierte Entwurf der Biodiversitätsstrategie der Europäischen Kommission lässt auf ein zukünftiges Sinken der Stickstofffrachten hoffen, da die Verringerung des Einsatzes von Düngemitteln um 20% bis 2030 gefordert wird (European Commission 2020). Der Konkurrenzvorteil von *S. magellanicum,* sich bei abnehmenden Wasserständen und zunehmenden Trockenheitsphasen aufgrund der hohen Dichte der Bulte behaupten zu können, kann seine durch Stickstoff induzierte Konkurrenzschwäche ggf. ausgleichen. Auf jeden Fall machen die vorgestellten Ergebnisse Mut, sich weiterhin aktiv für den Erhalt und die Förderung der Restitution von Hochmooren einzusetzen, als Ökosystem- und Biotopschutz, als Maßnahme des Klimaschutzes, aber auch des Biodiversitätserhaltes für an Extremstandorte angepasste Arten.

Niedersachsen, Schleswig-Holstein und West-Mecklenburg-Vorpommern befinden an der Südgrenze des sogenannten Hochmoorareals. Weiter südlich und weiter östlich lässt das klimabedingte Gefälle in Tieflagen zwar noch nährstoffarme Moore zu, aber keine allein vom Regenwasser abhängigen Hochmoore. Als Folge einer Klimaveränderung mit trockeneren und wärmeren Vegetationsperioden könnte sich diese Grenze nach Norden verschieben (Dierssen et al. 2007:56f). Allerdings geht der Klimareport für SH mit seiner Langzeitprognose bis 2100 von einem Anstieg der jährlichen Niederschlagssumme um 10 % aus, hebt aber hervor, dass für den Sommer keine Richtungsaussage möglich ist (DWD 2017:18). Auch dem Norddeutschen Klimaatlas zufolge ist die mögliche mittlere Änderungen der sommerlichen Regentage im Vergleich zu heute für die nächsten 30 Jahre unklar (https://www.norddeutscher-klimaatlas.de/klimaatlas/20212050/sommer/regentage/norddeutschland/mittlereanderung.html). Sie kann zwischen -7 oder 4 Tagen betragen. Das Klima hierzulande wird also voraussichtlich diverser werden und die Änderung wird im Nordwesten des Landes anders ausfallen als im Südosten. Starkregenereignisse werden überdies eine größere Rolle spielen und zeitweilig auch zu Überschwemmungen in den restituierten Mooren führen. Die zukünftigen Vernässungsmaßnahmen werden diesen Imponderabilien Rechnung tragen müssen

und ggf. Wasserressourcen im Winter mit einplanen müssen oder zumindest variable Staumöglichkeiten vorsehen. Vor dem Hintergrund der klimatischen und trophischen Belastungen sollten Vernässungsmaßnahmen und hydrologische und trophische Pufferzonen vorrangiges Ziel des Naturschutzes bleiben. Auch Randwälder, die nicht nur Stickstoff aus den umgebenden landwirtschaftlichen Nutzflächen abhalten, sondern das Sättigungsdefizit der Luft und die Bewegung der Luftmassen über dem Moor lokal reduzieren, können an Bedeutung gewinnen. Abschließend bleibt festzuhalten, dass unter den gegenwärtigen Umweltbelastungen trotz trophisch und klimatisch erschwerten Bedingungen Hochmoorrestitution in einem gewissen Umfang möglich erscheint.

Literatur

Aaby, B. (1994): Monitoring Danish raised bogs. In: A. Grünig (ed.), Mires and Man. Mire conservation in a densely populated country – the Swiss experience. Kosmos, Birmensdorf, 284–300.

Barber, K. E. (1981): Peat stratigraphy and climatic change. – A. A. Balkema, Rotterdam.

Bioflor: Datenbank mit biologisch ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Stefan Klotz et al. (2002), Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

Bobbink R. & J. P. Hettelingh (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships, Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. Online verfügbar unter https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/680359002.pdf [Letzter Zugriff: 2020-05-04].

Bragazza, L., Tahvanainen,T., Kutnar, L., Rydin, H., Limpens, J., Hàjek, M., Grosvernier, P., Hansen, I., Lacumin, P., Gerdol, R. (2004): Nutritional constraints in ombrotrophic Sphagnum subject to increasing levels of atmospheric nitrogen deposition in Europe. New Phytologist 163,609–616.

Breeuwer, A., Robroek, B.J.M., Limpens, J., Heijmans, M., Schouten, M.G. C., Berendse, F. (2009): Decreased summer water table depth affects peatland vegetation. Basic and Applied Ecology, 10, 330–339.

Breeuwer, A., Heijmans, M., Robroek, B., Berendse, F. (2008): The effect of temperature on growth and competition between Sphagnum species Oecologia 156:155–167.

Casparie, W. A. (1969): Bult- und Schlenkenbildung in Hochmoortorf (zur Frage des Moorwachtum-Mechanismus). – Vegetatio 19, 146 – 180.

Clymo, R. S. & P.M. Haword (1983): The Sphagnum ecology. In: A.J. Smith (ed.): Bryophyte ecology. Chapman and Hall, London, S. 229 – 289.

Daniels, J. (2001): Ausbreitung der Moorbirke (*Betula pubescens* Ehrh. agg.) in gestörten Hochmooren der Diepholzer Moorniederung. Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen 27: 39–49.

DWD (2017): Klimareport Schleswig-Holstein; Deutscher Wetterdienst, Offenbach am Main, Deutschland, 44 Seiten.

Dierssen, K. (1996): Vegetation Nordeuropas. Ulmer, 838 S., Stuttgart.

Dierssen, K. (2006): Zustand, Wandel und Entwicklung europäischer Moorlandschaften. Nova Acta Leopoldina NF 94, Nr. 346, 241–257.

Dierssen, K., Huckauf, A., Breuer, M. (2007): Auswirkungen des erwarteten Klimawandels auf naturschutzfachlich relevante Lebensräume und Pflanzenarten des Landes Schleswig-Holstein und sich daraus gegebenenfalls ergebende Handlungsoptionen des Naturschutzes. CAU Kiel, unveröff. Polycopie i. A. des LLUR, Flintbek.

Ellenberg H. & C. Leuschner (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Auflage, Ulmer, Stuttgart: 1333 S.

European Commission (2020): Communication from the commission to the European Parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions. Online verfügbar unter https://sven-giegold.de/wp-content/uploads/2020/05/Biodiversity-Strategy_draft.pdf [Letzter Zugriff: 2020-05-26].

Frehse, I. & S. Lütt (2005): Vegetationsentwicklung im Nienwohlder Moor nach Restitutionsmaßnahmen. - Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst. u. Hamb. 65, 151–165.

Grau-Andrés, R., Gray, A., Davies, M. (2017): Sphagnum abundance and photosynthetic capacity show rapid short-term recovery following managed burning. Plant Ecology & Diversity, Vol. 10, Issue 4, 353–359.

Gunnarsson, U., Rydin, H., Sjörs, H. (2000): Diversity and pH changes after 50 years on the boreal mire Skattlösbergs Stormosse, Central Sweden. Journal of Vegetation Science 11, 277–286.

Gunnarsson, U., Malmer, N., Rydin, H. (2002): Dynamics or constancy in Sphagnum dominated mire ecosystems: - a 40-year study. Ecography 25, 685–704.

Gunnarsson, U., Granberg, G., Nilsson, M. (2004): Growth, production and interspecific competition in Sphagnum: effects of temperature, nitrogen and sulphur treatments on a boreal mire. New Phytologist, 163, 349–359.

Heijden, van der, E., Jauhiainen, J., Silvola, J., Vasander, H., Kuiper P. J. C. (2000): Effects of elevated atmospheric CO_2 concentration and increased nitrogen deposition on growth and chemical composition of ombrotrophic *Sphagnum balticum* and oligo-mesotrophic *Sphagnum papillosum.* Journal of Bryology 22: 175–182.

Heijmans, M., Klees, H., de Visser, W., Berendse, F. (2002): Response of a Sphagnum bog plant community to elevated CO_2 and N supply. Plant Ecology 162, 123–134.

Heijmans, M., Klees, H., Berendse, F. (2011): Competition between *Sphagnum magellanicum* and *Eriophorum angustifolium* as affected by raised CO_2 and increased N deposition. Oikos 97: 415–425.

Heijmans, M., van der Knaap, Y. A. M., Holmgren, M., Limpens, J. (2013): Persistent versus transient tree encroachment of temperate peat bogs: effects of climate warming and drought events. Global Change Biology, 19, 2240–2250.

Jagel, A. & Sumser, H. (2011): *Narthecium ossifragum* – Moorlilie (Nartheciaceae). Blume des Jahres 2011. - Jahrb. Bochumer Bot. Ver. 3: 246–250.

Johnsen, L. C. & A. W. H. Damman (1991): Species controlled *Sphagnum* decay on a south swedish raised bog. – Oikos 61, 234–242.

Kollmann, J. (2019): Grundwasser- und Regenwassermoore. In: Kollmann, J., Kirmer, A., Tischew, S., Hölzel, N., Kiehl, K.: Renaturierungsökologie. Springer Heidelberg, S. 171–192.

Limpens, J. & Berendse, F. (2003): How litter quality affects mass loss and N loss from decomposing Sphagnum. Oikos 103, 537–547.

Londo, G. (1975): De decimale schaal foor vegetatiekundlige opnamen van permanente Kwadraten. Gorteria 7 (7), 101–106.

Lorenz, M & M. Brunke (2019): Trends von Stickstoff und Phosphor im Niederschlag und in Fließgewässern in Schleswig-Holstein. Vortrag i.R. BNUR Veranstaltung Nr. 2019-08: Fließgewässer: Anthropogene Einflüsse und nachhaltige Renaturierungen.

Lütt, S. (1988): Vegetationskundliche Untersuchungen im Salemer Moor unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzes. – Diplomarbeit, CAU Kiel, unveröff. Polykopie, 110 S, Kiel.

Lütt, S. (1992): Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig - Holstein.- Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst. u. Hamb. 43, 250 S.

Lütt, S. (2001): Die Veränderung der Vegetationsdecke von Torfstichen schleswig-holsteinischer Moore – Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen. Kieler Notiz. Pflanzenkd. Schleswig-Holstein Hamb. 29: 24–44, Kiel 2001.

Malmer, N., Wallén, B. (1999): The dynamics of peat accumulation on bogs: mass balance of hummocks and hollows and its variation throughout a millennium. Ecography 22: 736:750. Copenhagen.

Malmer, N., Albinsson, B., Svensson, M., Wallén, B. (2003): Interferences between Sphagnum and vascular plants: effects on plant community structure and peat formation. Oikos Vol. 100, Issue 3. 469–482.

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.

Osvald, H. (1923): Die Vegetation des Hochmoores Komosse. Sven.Växtsociologiska Sällsk. Handb. I, Uppsala, 436 S.

Phuyal, M., Artz, R. R. E., Sheppard, L., Leith, I.D., Johnson, D. (2008): Long-term nitrogen deposition increases phosphorus limitation of bryophytes in an ombrotrophic bog. Plant Ecology 196, 111–121.

Poschlod, P. (1990): Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayrischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsbiologischer Faktoren. - Diss. Bot. 152, 331 S., Berlin.

Risager, M. (1998): Impacts of nitrogen on *Sphagnum* dominated bogs with emphasis on critical load assessment. PhD thesis. University of Copenhagen.

Rosinski E. & C. Tillmann (2011): Evaluation der Hochmoorrenaturierung in Süd-Niedersachsen. Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Projektbericht 54 S. Münster.

Schmidt, S. R. (2014): *Sphagnum* in a changing world – from the landscape to the isotope scale. Dissertation Universität HH.

Schrautzer, J., Bork, H.-R., Christ, L., El-Balti, L. Martens, T., Kempke, M., von Scheffer, C., Unkel, I. (2019): Classification, ecological characterization and development of montane mires (Kleinwalsertal, Austria). Phytocoenologia Vol. 49, Issue 3, 263–285.

Sernander, R. (1909): De skandodaniska Torfmossarnas stratigrafi. Geol. fören. Stockholm förh. 31, 423 – 448.

Sonesson, M., Carlsson, B.A., Callaghan, T.V., Halling, S., Bjorn, L.O., Bertgren, M., Johanson, U. (2002): Growth of two peat-forming mosses in subarctic mires: species interactions and effects of simulated climate change. Oikos, 99, 151–160.

Svensson, G. (1988): Fossil plant communities and regeneration pattern on raised bog in southern Sweden. – J. Ecol. 76, 41–59.

Tahvanainen, T. (2011): Abrupt ombrotrophication of a boreal aapa mire triggered by hydrological disturbance in the catchment. Journal of Ecology 99: 404–415.

Tüxen, J. (1983): Die Schutzwürdigkeit der niedersächsischen Kleinstmoore in Hinblick auf ihre Vegetation. - Tüxenia 3, 423–435.

Twenhöven, F. (1992): Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren.- Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst. u. Hamb. 44, 172 S.

Wagner, C. (1994): Zur Ökologie der Moorbirke *Betula pubescens* Ehrh.. in Hochmooren Schleswig - Holsteins unter besonderer Berücksichtigung von Regenerationsprozessen in Torfstichen.- Mitt. AG Geobot. Schleswig-Holstein Hamb. 47, 1182 S.

Wiedermann M. M, Nordin, A., Gunnarsson, U., Nilsson, M. B., Ericson L. (2007): Global change shifts vegetation and plant-parasite interactions in a boreal mire. Ecology 88: 454–464.

Wisskirchen, R. & H. Haeupler (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Eugen Ulmer, Stuttgart: 765 S.

Anschrift der Verfasserin:

Silke Lütt
Dorfstraße 17, 24213 Molfsee
E-Mail: luett.silke@gmail.com

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Kieler Notizen zur Pflanzenkunde

Jahr/Year: 2020

Band/Volume: 45

Autor(en)/Author(s): Lütt Silke

Artikel/Article: Vegetationsentwicklung in schleswig-holsteinischen Mooren in 30 Jahren – Langzeituntersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen – 7-50