

Etablierung von Torfmoosen und Begleitvegetation bei Torfmooskultivierung auf geringmächtigem Schwarztorf

Establishment of *Sphagnum* and associated vegetation
in *Sphagnum* cultivation on shallow black peat



Von der Fakultät für Architektur und Landschaft
der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover
zur Erlangung des akademischen Grades

Doktorin der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)

genehmigte Dissertation von
M.Sc. Amanda Grobe
geboren am 02.02.1991 in Bremen

Hannover
2023

Referent

Prof. Dr. Michael Rode
Institut für Umweltplanung
Leibniz Universität Hannover

Korreferentin

Prof. Dr. Kathrin Kiehl
Institut für Vegetationsökologie und Botanik
Hochschule Osnabrück

Tag der Promotion: 2023-11-30

Danksagung

Die Einrichtung der Torfmooskultivierungsflächen und die Begleitforschung wurden durch das Niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (ML, AZ 105.1-3234/1-13-3) und die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU, AZ 33305/01-33/0) gefördert. Für diese Unterstützung möchte ich mich besonders bedanken. Beim Landkreis Emsland, der Stadt Papenburg, der Staatlichen Moorverwaltung und dem Staatsbosbeheer bedanke ich mich für die erteilten Genehmigungen, die das Projekt und meine Arbeit ermöglicht haben.

Prof. Dr. Michael Reich und Dr. Martha Graf danke ich für die vorausgegangene Antragstellung, ohne die das Projekt und meine darauf basierende Dissertation nicht möglich gewesen wären. Durch sie erfolgte auch die anschließende Projektbetreuung und die Unterstützung bei der Umsetzung meiner Arbeit. Allen Projektpartnern im Thünen Institut für Agrarklimaschutz (Braunschweig) danke ich für den produktiven Austausch im Rahmen der Projekte. Jan Oestmann danke ich für das Beisteuern von Daten zu Wasserqualität und Bodeneigenschaften. Ganz besonders bedanken möchte ich mich bei Dr. Bärbel Tiemeyer, die mir über den spannenden Forschungsaustausch hinaus beim Einstieg in das Publizieren und den Umgang mit Reviewprozessen sehr geholfen hat. Auch dem Projektpartner Klasmann-Deilmann GmbH (Geeste), insbesondere Dr. Jan Felix Köbbing und Dorothea Rammes, danke ich für die gute Zusammenarbeit.

Bei meinem Betreuer Prof. Dr. Michael Rode möchte ich mich für die vielen wertvollen fachlichen Hinweise und die lehrreiche Unterstützung bei der Erstellung meiner Arbeit besonders bedanken.

Prof. Dr. Kathrin Kiehl danke ich für die Übernahme des Korreferats und die dafür investierte Zeit. Mein Dank geht außerdem an alle Studierenden, die bei den umfangreichen Feld- und Laborarbeiten geholfen haben. Insbesondere Maike Senne hat mich in Wind und Wetter bei der Datenerhebung im Moor unterstützt und mit ihrer herzlichen Art die Geländearbeit bereichert. Bei Kai-Olaf Krüger, Lotta Zoch, Dr. Felix Zitzmann und Dr. Hannes Grobe bedanke ich mich für die kritische Durchsicht meiner Manuskripte und die hilfreichen Korrekturen. Dr. Felix Zitzmann danke ich darüber hinaus für den ergiebigen Austausch zu meinen Publikationen und der darauf aufbauenden Promotion. Ganz besonders möchte ich mich bei meiner Projektkollegin Lotta Zoch bedanken, die mir jederzeit mit Rat, vielen inspirierenden Ideen und einem offenen Ohr zur Seite gestanden hat.

Ich bedanke mich herzlich bei allen Personen, die mich bei dieser Arbeit unterstützt haben.

Zusammenfassung

Schlagwörter: Paludikultur, Hochmoor, Renaturierung, Pflanzen Wiederansiedlung, Bryophyten, Gefäßpflanzen, Wiedervernässung, Wassermanagement

Angesichts des Rückgangs von Moorlebensräumen, des Klimawandels und der damit verbundenen Notwendigkeit Treibhausgasemissionen zu reduzieren, ist es unabdingbar entwässerte Moorflächen wiederzuvernässen. Werden landwirtschaftlich genutzte Moorflächen wiedervernässt, ist eine herkömmliche, entwässerungsbasierte Nutzung der Flächen nicht mehr möglich. Eine Lösung hierfür bietet die sogenannte Paludikultur, die als nachhaltige, produktive Nutzung von Mooren unter nassen und damit torfschonenden Bedingungen definiert ist. Auf nährstoffarmen Hochmoorböden können Torfmoose (*Sphagnum spec.*) angebaut werden, deren Biomasse als nachwachsender Torfersatz für die Substratproduktion oder als Spendermaterial für die Renaturierung von Moorflächen verwendet werden kann. Wenn sich auf Torfmooskultivierungsflächen (TKF) weitere Pflanzenarten neben den Torfmoosen ansiedeln, könnten die Flächen zusätzlich Ersatzlebensraum für seltene und gefährdete Moorarten bieten. Bisherige Pilotprojekte zur Torfmooskultivierung wurden auf mächtigeren, schwach zersetzten Resttorfschichten und damit förderlichen Bedingungen für eine Wiedervernässung umgesetzt. Nach dem Torfabbau oder langjähriger landwirtschaftlicher Nutzung verbleiben jedoch häufig nur stark zersetzte, geringmächtige Schwarztorfschichten. Diese stellen aufgrund ihrer geringen Porosität und hydraulischen Leitfähigkeit eine Herausforderung für die Aufrechterhaltung von oberflächennahen Wasserständen dar, die für optimales Torfmooswachstum und damit erfolgreiche Torfmooskultivierung erforderlich sind.

Ziel dieser Dissertation ist es zu evaluieren, ob die Etablierung von TKF auf wiedervernässten Torfabbauf Flächen mit geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf möglich ist und ob TKF als Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten geeignet sind. Aus den Ergebnissen werden Empfehlungen für die Anlage von TKF, die Verbesserung ihrer Eignung als Ersatzlebensraum und die Etablierung von Torfmoosen durch Einbringung von Torfmoosbiomasse auf geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf abgeleitet. Die Untersuchungen erfolgten auf zwei TKF mit geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf im Landkreis Emsland (Niedersachsen). Eine Fläche war zum Zeitpunkt der Anlage bereits sieben Jahre wiedervernässt, während die zweite Fläche erst mit der Anlage der TKF wiedervernässt wurde. Die TKF wurden zu drei verschiedenen Zeitpunkten von Oktober 2015 bis Oktober 2016 mit Biomasse von zwei Torfmoosarten (*Sphagnum papillosum*, *S. palustre*) aus insgesamt vier naturnahen Spenderflächen beimpft. Die Biomasse wurde mit unterschiedlichen Ausbringungsdichten in separaten Bereichen manuell auf Torfflächen ausgestreut, die zuvor mit Bewässerungsgräben ausgestattet wurden. Die Torfmoose wurden zu ihrem Schutz in der Initialphase mit zwei unterschiedlichen Abdeckungen versehen (Stroh, Geotextil).

Die Erfassung der Daten erfolgte von März 2017 bis Oktober 2018. Auf den TKF wurde die Etablierung der Torfmoose und der Begleitvegetation erfasst. Der Einfluss von abiotischen Faktoren (z.B. Torfmächtigkeit, Wasserstand) und Faktoren, die aus der Anlage der TKF resultieren (z.B. Grabenabstände, Schutzabdeckungen), wurde mit statistischen Analysen geprüft. Auch die Pflanzenartenzusammensetzung und die Vegetationsstruktur wurde auf den TKF erfasst sowie

zusätzlich auf drei der naturnahen Spenderflächen (NSF) und drei wiedervernässten Torfabbauf Flächen ohne Einbringung von Torfmoosbiomasse (WVF). Diese dienten als Referenz für die Eignung der TKF als Ersatzlebensraum.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die beiden im Versuch getesteten Torfmoosarten (*S. papillosum*, *S. palustre*) auf geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf erfolgreich etablieren können. Die hohe Produktivität, die bei Torfmooskultivierungsprojekten auf schwach zersetztem Weißtorf realisiert wurde, konnte jedoch nicht erreicht werden. Der Grund hierfür war vorrangig eine unzureichende Wasserversorgung auf beiden TKF. Diese ist auf das Austrocknen der Bewässerungspolder und niederschlagsarme Sommer zurückzuführen. Besonders bei den gegebenen schwierigen Torfeigenschaften ist eine ausreichende Wasserversorgung (ganzjährig stabiler, oberflächennaher Wasserstand) unabdingbar. Sie fördert das Torfmooswachstum und kann die Deckung von Gefäßpflanzen reduzieren. Überstau und höhere Nährstoffkonzentrationen sollten vermieden werden, weil sie die Torfmoose schädigen oder die Etablierung von nährstofftoleranten Arten fördern. Neben den Torfmoosen hat sich Begleitvegetation auf den TKF etabliert. Während die meisten Begleitpflanzenarten nur eine geringe Deckung aufwiesen, war *Eriophorum angustifolium* die dominierende Begleitpflanzenart.

Die Deckung der Torfmoose und der Begleitvegetation war auf der TKF, die sieben Jahre vor der Anlage wiedervernässt wurde, signifikant höher als auf der Fläche, die zeitgleich mit der Anlage der TKF wiedervernässt wurde. Jedoch waren die Wasserstände auf der Fläche mit dem geringen Etablierungserfolg günstiger. Dieses Ergebnis und der deutliche Unterschied zwischen den Flächen zeigt, dass der Erfolg einer TKF durch ein komplexes Zusammenspiel von verschiedenen Faktoren beeinflusst wird. Neben der Wasserverfügbarkeit waren die wichtigsten Faktoren, die die Torfmoosdeckung positiv beeinflussten, eine geringe Entfernung zu einem Bewässerungsgraben, eine höhere Deckung von Gefäßpflanzen, eine Schutzabdeckung mit Stroh und eine höhere Torfmächtigkeit. Gefäßpflanzen können die Verdunstung reduzieren und für ein geeignetes Mikroklima sorgen. Ebenso tragen eine wiedervernässte Umgebung und eine vorteilhafte Flächengeometrie zu einem günstigen Mikroklima und zu einer Reduzierung der Verdunstung bei. Um die Torfmoose in der Initialphase vor Verdunstung zu schützen, ist Stroh besser geeignet als Geotextil. Um in der Initialphase Ausfälle durch Wasserdefizite zu vermeiden, sollten bei der Anlage einer TKF zunächst die Bewässerungssysteme voll funktionsfähig eingerichtet werden, bevor die Torfmoose auf der Fläche ausgebracht werden. Der Abstand der Bewässerungsanlagen zueinander sollte in Abhängigkeit von der hydraulischen Leitfähigkeit des Torfes für eine günstige Verteilung des Bewässerungswassers ausgelegt werden. Mit zunehmendem Abstand und damit unzureichender Wasserversorgung hat auch die Deckung von Gefäßpflanzen zugenommen. Wenn auf einer TKF optimales Torfmooswachstum erreicht wird und homogene Flächen mit gleichmäßiger Wasserversorgung und durchgehendem Torfmoosrasen etabliert werden, ist mit einer geringeren Deckung von Gefäßpflanzen zu rechnen. Dadurch verringert sich der Aufwand für eine aktive Entfernung der Begleitvegetation z.B. durch Mahd, wenn diese zu einer Konkurrenz für die Torfmoose wird. Zudem ist mit einer geringeren Anzahl von Begleitarten (z.B. von trockenheitstoleranten Arten) im Vergleich zu TKF zu rechnen, auf denen die strukturelle Vielfalt aus einer ungleichmäßigen Etablierung der Torfmoose resultiert.

Neben den Torfmoosen haben sich auch moortypische und gefährdete Pflanzenarten (z.B. *Drosera rotundifolia*, *Kurzia pauciflora*, *Vaccinium oxycoccos*) auf den TKF angesiedelt. Somit konnte durch die Anlage der TKF Ersatzlebensraum für diese Arten geschaffen werden. Viele der Arten wurden von den naturnahen Spenderflächen übertragen und es zeigte sich eine hohe Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung der TKF mit der jeweiligen Spenderfläche. Die WVF ohne Einbringung von Torfmoosbiomasse waren im Vergleich zu TKF und NSF artenarm. Eine höhere Ausbringungsdichte des Spendermaterials führte zu einer besseren Replikation der Artenzusammensetzung und begrenzt die Einwanderung und damit den Konkurrenzdruck von anderen Arten aus der Umgebung. Das Besiedlungspotenzial aus der Umgebung hat die Deckung der Begleitvegetation, die Artenzusammensetzung und Vegetationsstruktur auf den TKF maßgeblich beeinflusst. Ob das Ziel der Kultivierung von Torfmoosen und die Bereitstellung von Ersatzlebensräumen für moortypische und gefährdete Pflanzen vereinbar sind, hängt wahrscheinlich auch von der Bewirtschaftung und der damit verbundenen Störung der Flächen ab (z.B. Ernte von Torfmoosbiomasse, Mahd von Gefäßpflanzen). Dabei lässt sich eine naturschutzfachliche Aufwertung durch Bereitstellung von Ersatzlebensraum auf TKF wahrscheinlich besser mit dem Anbau von artenreichem Spendermaterial für Renaturierungsmaßnahmen vereinbaren als mit der Produktion von reiner Torfmoosbiomasse für die Substratproduktion.

Aktuell ist der Anbau von Torfmoosbiomasse auf Moorböden in Paludikultur noch keine wirtschaftliche Alternative zu konventioneller, entwässerungsbasierter Landwirtschaft. Angesichts der Bedeutung von Mooren für den Klimaschutz sollten die Torfmooskultivierung und andere Paludikulturen sowie die Wiedervernässung von Moorflächen weiter im Fokus von Forschungsprojekten stehen. Für die großflächige Umsetzung müssen die politischen Rahmenbedingungen in Verbindung mit der Förderung für nasse Bewirtschaftung von Moorböden entsprechend ausgerichtet sowie langfristig und verlässlich etabliert werden.

Summary

Keywords: paludiculture, peatland, bog restoration, plant reintroduction, bryophytes, vascular plants, rewetting, water management

Given the decline of peatland habitats, climate change, and the associated need to reduce greenhouse gas emissions, it is essential to rewet drained peatlands. When agricultural peatlands are rewetted, conventional drainage-based land use is no longer possible. A solution to this is offered by the so-called paludiculture, which is defined as the sustainable, productive use of peatlands under wet and thus peat-preserving conditions. Peat mosses (*Sphagnum spec.*) can be grown on nutrient-poor bog soils, and their biomass can be used as a renewable peat substitute for substrate production or as donor material for the restoration of peatlands. If other plant species besides *Sphagnum* establish at *Sphagnum* cultivation sites (TKF), the areas could additionally provide substitute habitat for rare and endangered peatland species. Previous *Sphagnum* cultivation – also known as *Sphagnum* farming pilot projects have been implemented on thick layers of slightly decomposed peat and thus favourable conditions for

rewetting. However, after peat extraction or many years of agricultural use, often only thin layers of highly decomposed black peat remain. Due to their low porosity and hydraulic conductivity, these present a challenge for maintaining a stable near-surface water table, which is essential for optimal growth of *Sphagnum* and thus for successful *Sphagnum* cultivation.

The aim of this dissertation is to evaluate whether the establishment of TKF on rewetted peat extraction sites with shallow layers of highly decomposed black peat is possible and whether TKF are suitable as substitute habitat for bog-typical and threatened plant species. The results are used to derive recommendations for establishing TKF, improving their suitability as substitute habitat, and establishing *Sphagnum* by biomass introduction on shallow layers of highly decomposed black peat. The studies were conducted at two TKF with shallow layers of highly decomposed black peat in the district of Emsland (Lower Saxony). One site had already been rewetted for seven years at the time of establishment, while the second site was rewetted concurrently with the establishment of the TKF. At three different times from October 2015 to October 2016, the TKF were introduced with biomass of two peat moss species (*S. papillosum*, *S. palustre*) from a total of four near-natural donor sites. The biomass was manually spread with different application densities in separate sections on the bare peat that had previously been equipped with irrigation ditches. The *Sphagnum* was then covered with two different cover materials (straw, geotextile) for their protection during the initial phase.

The data was collected from March 2017 to October 2018. The establishment of *Sphagnum* and associated vegetation was recorded at the TKF. The influence of abiotic factors (e.g. peat thickness, water table) and factors resulting from the establishment of the TKF (e.g. irrigation ditch distances, protective cover) was examined with statistical analyses. Plant species composition and vegetation structure were also recorded at the TKF, and additionally at three of the near-natural donor sites (NSF) as well as at three rewetted peat extraction sites without the introduction of *Sphagnum* biomass (WVF). These served as a reference for the suitability of the TKF as substitute habitat.

The results show that the two *Sphagnum* species tested in the trial (*S. papillosum*, *S. palustre*) can establish successfully on shallow layers of highly decomposed black peat. However, the high productivity realised in *Sphagnum* cultivation projects on moderately decomposed white peat could not be achieved. This was primarily due to insufficient water supply at both TKF. This can be attributed to the drying out of the irrigation polders and summers with low precipitation. Especially under the given difficult peat conditions, an adequate water supply (stable, near-surface water table throughout the year) is essential. It promotes *Sphagnum* growth and can reduce vascular plant cover. Inundation and higher nutrient concentrations should be avoided because they damage the *Sphagnum* or promote the establishment of nutrient-tolerant species. In addition to *Sphagnum*, associated vegetation had established at the TKF. While most of the associated plant species had only a low cover, *Eriophorum angustifolium* was the dominant companion species.

The cover of *Sphagnum* and associated vegetation was significantly higher at the TKF that had been rewetted seven years prior to the establishment compared to the site that was rewetted concurrently with the establishment of the TKF. However, the water table was more favourable at the site with the lower establishment success. This result and the significant difference between the sites demonstrated

that the success of a TKF is influenced by a complex interaction of different factors. In addition to water availability, the most important factors that positively influenced *Sphagnum* cover were a close distance to an irrigation ditch, higher vascular plant cover, a protective straw cover, and a greater peat layer thickness. Vascular plants can reduce evaporation and provide a suitable microclimate. Similarly, a rewetted environment and beneficial site geometry contribute to a favourable microclimate and a reduced evaporation. To protect *Sphagnum* from evaporation in the initial phase, straw proved to be more suitable than geotextile. To avoid losses in the initial phase due to water deficits, when establishing a TKF, the irrigation systems should be set up to be fully functional before the *Sphagnum* is spread at the site. The spacing of irrigation systems should be designed based on the hydraulic conductivity of the peat for favourable distribution of irrigation water. With increasing distance and thus insufficient water supply, the cover of vascular plants has increased. If optimal *Sphagnum* growth is achieved at a TKF and homogeneous areas with an even water supply and closed *Sphagnum* carpet are established, a lower cover of vascular plants can be expected. This would reduce the need for active removal of associated vegetation, e.g. by mowing, if it becomes competition for the *Sphagnum*. In addition, a lower number of plant species (e.g. of drought-tolerant species) can be expected compared to TKF, where structural diversity results from an uneven establishment of *Sphagnum*.

In addition to *Sphagnum*, bog-typical and threatened plant species have also established at the TKF (e.g. *Drosera rotundifolia*, *Kurzia pauciflora*, *Vaccinium oxycoccos*). Thus, the establishment of the TKF provided substitute habitats for these species. Many of the species were transferred from the near-natural donor sites, and a high similarity in species composition between the TKF and the associated donor site was found. The WVF without the introduction of *Sphagnum* biomass were species-poor compared to TKF and NSF. A higher application density of the donor material resulted in a better replication of species composition as well as limited immigration and therefore competitive pressure from other species from the surrounding area. The potential for colonisation from the surrounding area did significantly influence the cover of associated vegetation, species composition, and vegetation structure at the TKF. Whether the aim of cultivating *Sphagnum* and providing substitute habitats for bog-typical and threatened plants are compatible also likely depends on the management and the associated disturbance of the sites (e.g. harvesting of *Sphagnum* biomass, mowing of vascular plants). In this context, conservation-related enhancement through providing substitute habitat at TKF is likely more compatible with the cultivation of species-rich donor material for restoration measures than with the cultivation of pure *Sphagnum* biomass for substrate production.

Currently, growing *Sphagnum* biomass on bog soils in paludiculture is not yet an economic alternative to conventional drainage-based agriculture. Given the importance of peatlands for climate change mitigation, *Sphagnum* cultivation and other types of paludiculture as well as peatland rewetting should continue to be a focus of research projects. For large-scale implementation, the political framework conditions in conjunction with funding for the management of rewetted peatlands must be directed accordingly and reliably established for the long term.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	11
2	Zielsetzung und Forschungsfragen	14
3	Vorgehen und Aufbau der kumulativen Dissertation	15
4	Untersuchungsflächen	18
4.1	Torfmooskultivierungsflächen	20
4.2	Naturnahe Spenderflächen	27
4.3	Wiedervernässungsflächen.....	29
5	Veröffentlichungen	31
5.1	Praktische Umsetzung der Anlage der TKF.....	31
5.2	Beitrag: Stand der Forschung zur Torfmooskultivierung	32
5.3	Etablierung der Torfmoose und Einflussfaktoren.....	33
5.4	Etablierung der Begleitvegetation und Einflussfaktoren	34
5.5	Pflanzenartenzusammensetzung und Vegetationsstruktur	35
5.6	Beitrag: Vegetationserfassungen zu Treibhausgasemissionen der TKF.....	36
5.7	Kapitel: Wiederansiedlung hochmoortypischer Vegetation	37
6	Synthese	38
6.1	Etablierung von TKF auf geringmächtigem Schwarztorf	38
6.2	Eignung von TKF als Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten	50
7	Schlussfolgerungen	61
7.1	Erkenntnisse für die Torfmooskultivierung.....	61
7.2	Weiterführende Erkenntnisse für die Renaturierung.....	64
8	Ausblick	68
9	Quellen	71

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Fließdiagramm mit dem Ablauf der Dissertation in Arbeitsschritten.	17
Abb. 2: Lage der Untersuchungsflächen in Nordwestdeutschland und den Niederlanden.	18
Abb. 3: Klimadiagramm des langjährigen Mittels (1971-2000) meteorologische Station Lingen.	19
Abb. 4: Torfmooskultivierungsfläche „Drenth“ (DRT).	21
Abb. 5: Torfmooskultivierungsfläche DRT: Luftbildaufnahme und schematische Darstellung.	22
Abb. 6: Torfmooskultivierungsfläche „Provinzialmoor“ (PRM).	23
Abb. 7: Torfmooskultivierungsfläche PRM: Luftbildaufnahme und schematische Darstellung.	24
Abb. 8: Schritte bei der Torfmoosübertragung auf die TKF.	25
Abb. 9: Schutzabdeckung der Torfmoosflächen im PRM.	26
Abb. 10: Naturnahe Spenderfläche „Wildes Moor“.	27
Abb. 11: Naturnahe Spenderfläche „Nieuwkoopse Plassen“.	28
Abb. 12: Naturnahe Spenderfläche „Meerkolk“.	28
Abb. 13: Naturnahe Spenderfläche „Bargerveen“.	29
Abb. 14: Wiedervernässungsfläche „Bridge“.	29
Abb. 15: Wiedervernässungsfläche „Dreieck“.	30
Abb. 16: Wiedervernässungsfläche „Provinzialmoor“.	30
Abb. 17: Torfmoosfläche vor und nach Grundwassernutzung in DRT.	42
Abb. 18: Torfmooswachstum am Rand der Gräben in DRT und im PRM.	44
Abb. 19: Moortypische und gefährdete Pflanzenarten auf den TKF und NSF.	52
Abb. 20: Erste Torfmoosernte auf der TKF PRM nach den Untersuchungen.	57

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Auflistung der Varianten auf den zwei TKF.	26
--	----

Abkürzungsverzeichnis

TKF	Torfmooskultivierungsfläche
NSF	Naturnahe Spenderfläche
WVF	Wiedervernässungsfläche ohne Einbringung von Torfmoosbiomasse
DRT	Torfmooskultivierungsfläche „Drenth“
PRM	Torfmooskultivierungsfläche „Provinzialmoor“
MLTT	Moss layer transfer technique – Methode zur Renaturierung von Moorflächen durch Übertragung von Torfmoosbiomasse

1 Einleitung

Moore sind wichtige Lebensräume für spezialisierte Flora und Fauna (RYDIN & JEGLUM 2006, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, JOOSTEN et al. 2017) sowie bedeutende Kohlenstoffspeicher (GORHAM 1991, HAREENDA et al. 2018, BEAULNE et al. 2021, LOISEL et al. 2021). Weltweit bedecken sie nur etwa 3 % der Landfläche, speichern aber ein Drittel des globalen Bodenkohlenstoffs (CLYMO et al. 1998, RYDIN & JEGLUM 2006). In Deutschland sind 99 % der Moore degradiert und werden land- oder forstwirtschaftlich genutzt oder der Torf wird für die Nutzung als Substrat abgebaut (SUCCOW & JOOSTEN 2001, TIMMERMANN et al. 2009, JOOSTEN 2012, FRANK et al. 2021). Damit eine Nutzung möglich ist, wird der natürliche oberflächennahe Wasserstand abgesenkt, der Torfkörper entwässert und dadurch trockengelegt. Durch den daraus resultierenden Kontakt mit Sauerstoff setzt mikrobielle Aktivität ein und damit die Zersetzung des Torfkörpers (TIMMERMANN et al. 2009, KITSON & BELL 2020). Dies führt zu hohen Treibhausgasemissionen (MALJANEN et al. 2010, FROLKING et al. 2011, TIEMEYER et al. 2020). In Niedersachsen, dem moorreichsten Bundesland Deutschlands, stammen zwölf Prozent der gesamten jährlichen Treibhausgasemissionen aus trockengelegten Moorflächen (MU 2016). Des Weiteren führt die Entwässerung und Nutzung zu einem Verlust der natürlichen Moorlebensräume, woraus eine Gefährdung vieler Moorarten resultiert (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Beispielsweise stehen von den insgesamt 33 Torfmoosarten, die in Niedersachsen vorkommen, 30 auf der Roten Liste (KOPERSKI 2011). Dabei sind Torfmoose als Haupttorfbildner die wichtigsten Pflanzenarten im Hochmoor. Ihre Zellstruktur verleiht dem Torf die Fähigkeit zur Speicherung großer Wassermengen und sie halten das Hochmoor durch die Freisetzung von H⁺-Ionen sauer (RYDIN & JEGLUM 2006, HÖLZER 2010). An die dadurch entstehenden extremen Lebensraumbedingungen sind spezialisierte Moorarten angepasst, von denen ein Großteil gefährdet ist (GARVE 2004, KOPERSKI 2011).

Im Hinblick auf den Lebensraumverlust, den Klimawandel und die damit verbundene Notwendigkeit Treibhausgasemissionen zu reduzieren und CO₂ zu binden (IPCC 2021), ist es unabdingbar entwässerte Moorflächen wiederzuvernässen (TANNEBERGER et al. 2021). Das bedeutet die Schließung oder Beseitigung von entwässernden Strukturen wie Gräben oder Drainagen sowie die Anhebung der Wasserstände durch Wasserrückhalt. Angestrebt werden dabei oberflächennahe Wasserstände, da diese den Torfkörper bestmöglich erhalten und damit Treibhausgasemissionen reduzieren (BECHTOLD et al. 2014, WILSON et al. 2016). Werden landwirtschaftlich genutzte Moorflächen in dieser Weise wiedervernässt, ist die Nutzung der Flächen mit herkömmlichen Kulturen und Maschinen nicht mehr möglich. Eine Lösung hierfür bietet die sogenannte Paludikultur, die als nachhaltige, produktive Nutzung von Mooren unter nassen und damit torfschonenden Bedingungen definiert ist (WICHTMANN et al. 2016). Im Vergleich zur konventionellen entwässerungsbasierten Landwirtschaft, die zu hohen Treibhausgasemissionen führt (WADDINGTON & PRICE 2000, TIEMEYER et al. 2020), bietet die Paludikultur eine Chance diese negativen Umweltauswirkungen zu mindern (BEYER & HÖPER 2015, GÜNTHER et al. 2017, OESTMANN et al. 2021: Kap. 5.6). Während auf den nährstoffreicheren Niedermoorflächen beispielsweise Schilf (*Phragmites australis*) oder Rohrkolben (*Typha latifolia*, *T. angustifolia*) angebaut werden können, ist es möglich auf nährstoffarmen Hochmoortorfflächen Torfmoose (*Sphagnum spec.*) zu kultivieren (WICHTMANN et al. 2016). Torfmoosbiomasse kann als nachwachsende Alternative für fossilen Torf in gärtnerischen Kultursubstraten verwendet werden, da

sie nahezu identische physikalische und chemische Eigenschaften aufweist (EMMEL 2008, OBERPAUR et al. 2010, JOBIN et al. 2014, KUMAR 2017, MÜLLER & GLATZEL 2021). Torfmoose können auch angebaut werden, um sie als Spendermaterial zu ernten und in degradierte, wiedervernässte Mooregebiete zur Renaturierung einzubringen (QUINTY & ROCHEFORT 2003, RAABE et al. 2018, HÖLZEL et al. 2022). Dies beschleunigt die Entwicklung einer charakteristischen, *Sphagnum*-dominierten und torfbildenden Vegetation (CAMPEAU & ROCHEFORT 1996, ROBROEK et al. 2009, GONZÁLEZ & ROCHEFORT 2014, KAROFELD et al. 2016, KAROFELD et al. 2017, HUGRON et al. 2020).

Die praktische Durchführbarkeit der Torfmooskultivierung wird seit 2004 in Pilotstudien in Kanada und Norddeutschland auf ehemaligem Moorgrünland (GAUDIG et al. 2014, HOLTHUIS & HOFER 2021) und abgetorften Moorflächen untersucht (POULIOT et al. 2015, GAUDIG et al. 2017). Bei der Anlage einer Torfmooskultivierungsfläche (TKF) wird Torfmoosbiomasse, die aus Spenderflächen entnommen wird, auf einer offenen Torffläche ausgestreut. Die Flächen werden anschließend vernässt und die Wasserstände gesteuert, um ganzjährig oberflächennahe Wasserstände zu erreichen, die für ein optimales Torfmooswachstum notwendig sind (HAYWARD & CLYMO 1983, POULIOT et al. 2015, GAUDIG et al. 2020). In den Folgejahren wachsen die Torfmoose zu einem geschlossenen Rasen heran, der alle drei bis fünf Jahre beerntet werden kann (GAUDIG et al. 2014, KREBS et al. 2018).

Bisher wurden Pilotflächen meist auf schwach zersetztem Weißtorf (Humifizierungsgrad H1 – H4 nach VON POST (1924)) mit einer Torfschichtdicke von mehr als 100 cm angelegt. Dadurch waren die Bodeneigenschaften dieser Standorte (hohe Porosität, hohe hydraulische Leitfähigkeit) förderlich für die Aufrechterhaltung des erforderlichen konstant hohen Wasserstands, was zu einer erfolgreichen Etablierung der Torfmoose geführt hat. Auch auf abgetorften Flächen mit mächtigen Resttorfschichten (160 – 195 cm) konnten in einer Pilotstudie in Nordwestdeutschland trotz mäßig zersetztem, weniger förderlichem Torf hohe Erträge von Torfmoosbiomasse erzielt werden (GAUDIG et al. 2017). Auf Flächen mit geringmächtigen Resttorfschichten und stark zersetztem Schwarztorf wurden bisher noch keine großflächigen Versuche durchgeführt (WICHMANN et al. 2017). Es ist also nicht bekannt, ob die Etablierung von TKF auch auf wiedervernässten Torfabbauf Flächen mit geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf möglich ist. Jedoch sind gerade diese Bedingungen häufig nach dem industriellen Torfabbau vorzufinden (LUNDIN et al. 2017). In Nordwestdeutschland muss beispielsweise nach dem Torfabbau lediglich eine gesetzlich vorgeschriebene Schicht von 50 cm Resttorf verbleiben (NMELF 1981). Der hierbei verbleibende Schwarztorf hat einen hohen Zersetzungsgrad (H7 – H10 nach VON POST (1924)) und damit eine geringe Porosität sowie eine niedrige hydraulische Leitfähigkeit im Vergleich zu schwach zersetztem Weißtorf (BADEN & EGGELSMANN 1963, CASPERS 2010, BRUST et al. 2018). Diese Bedingungen stellen eine Herausforderung für die Wiedervernässung und Aufrechterhaltung eines konstanten, oberflächennahen Wasserstands dar, der für erfolgreiche Torfmooskultivierung erforderlich ist (POULIOT et al. 2015, GAUDIG et al. 2020). Ähnlich schwierige Bedingungen ergeben sich, wenn eine langfristige landwirtschaftliche Nutzung und die damit verbundene Entwässerung von Hochmoorstandorten dazu führt, dass der Weißtorf mineralisiert wird und die Porosität sowie die hydraulische Leitfähigkeit abnehmen (LIU & LENNARTZ 2019). Die physikalischen Eigenschaften der verbleibenden Torfe können folglich denen von Torfabbauf Flächen ähneln.

Neben den Torfeigenschaften und dem Wasserstand können sich weitere Faktoren auf eine erfolgreiche Etablierung von Torfmoosen auswirken. Für TKF auf mächtigeren Resttorfschichten wurden beispielsweise die Länge der ausgebrachten Torfmoosfragmente oder der Abstand vom Wuchsort zum nächstgelegenen Bewässerungsgraben als Einflussfaktoren ermittelt (GAUDIG et al. 2017). Für Renaturierungsflächen wurde festgestellt, dass Faktoren wie das Standortmanagement oder die angrenzende Landnutzung die Etablierung von Torfmoosen und anderen Pflanzen und damit die Zusammensetzung der Vegetation beeinflussen (SMOLDERS et al. 2003, LACHANCE & LAVOIE 2004, TRIISBERG et al. 2013, GONZÁLEZ & ROCHEFORT 2014, KONVALINKOVÁ & PRACH 2014, ZARZYCKI et al. 2022). Welche Faktoren die Etablierung von Torfmoosen auf TKF mit geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf in welcher Weise beeinflussen, ist bisher jedoch nicht bekannt.

Auch die Etablierung von Begleitvegetation kann sowohl die erfolgreiche Anlage als auch die folgende Nutzung einer TKF beeinflussen. Wenn die angebaute Torfmoosbiomasse als Bestandteil von Kultursubstraten für den Gartenbau verwendet werden soll, sollte diese so frei von anderen Fasern (z.B. Gefäßpflanzen) wie möglich sein (KUMAR 2017). Besteht das Ziel hingegen darin, Spendermaterial für Renaturierungsmaßnahmen anzubauen, könnte das Vorkommen von anderen Pflanzenarten tolerierbar oder sogar wünschenswert sein, wenn es sich um moortypische oder gefährdete Arten handelt. Für beide Verwendungen ist es von Bedeutung, ob sich weitere Pflanzenarten neben den Torfmoosen auf den TKF ansiedeln. Es bestehen bislang jedoch keine umfassenden Studien darüber, welche Pflanzenarten sich neben den Torfmoosen auf TKF etablieren. Diese weiteren Pflanzenarten (Begleitarten) können aus der Umgebung in die TKF einwandern oder mit der Torfmoosbiomasse bei der Anlage in die Flächen eingebracht werden. Dass weitere Pflanzen mit Torfmoosbiomasse aus naturnahen Spenderflächen auf eine Zielfläche übertragen werden, hat die langjährige und großflächige Renaturierung von ehemaligen Torfabbaufflächen bereits gezeigt (GONZÁLEZ & ROCHEFORT 2014, KAROFELD et al. 2016, HUGRON et al. 2020). Jedoch lassen sich diese Ergebnisse aus der Renaturierungspraxis nicht direkt auf die Torfmooskultivierung übertragen, da sich TKF in verschiedenen Punkten von Renaturierungsflächen unterscheiden: Während auf Renaturierungsflächen die Wasserstände über das Jahr hinweg oft stark schwanken (WHEELER & SHAW 1995), werden sie auf TKF aktiv gesteuert, um sie stabil zu halten (BRUST et al. 2018). Außerdem werden die auftretenden Gefäßpflanzen auf TKF regelmäßig gemäht, um ihren Konkurrenzdruck auf die kultivierten Torfmoose zu begrenzen (GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2). Gefäßpflanzen können eine Konkurrenz für die Torfmoose darstellen und deren Wachstum einschränken, wenn sie mehr als 50 % der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) abfangen (HAYWARD & CLYMO 1983). Durch eine Mahd werden sie beeinträchtigt. Die Deckung der Begleitvegetation ist entscheidend dafür, ob sie in Konkurrenz mit den Torfmoosen steht. Bislang wurde jedoch nicht untersucht, welche Vegetationsstruktur sich bei der Etablierung von TKF entwickelt und welche Faktoren die Deckung und Etablierung von Begleitpflanzenarten auf TKF beeinflussen.

Wenn sich weitere Pflanzenarten neben den Torfmoosen auf den wiedervernässten TKF ansiedeln, stellen diese aber nicht nur eine potenzielle Konkurrenz für die Torfmoose dar. Vielmehr können die entstehenden Flächen Ersatzlebensraum für seltene und gefährdete Moorarten bieten. Dies wurde bereits für Spinnen (MUSTER et al. 2015, MUSTER et al. 2020), Libellen, Brutvögel, Amphibien (ZUCH &

REICH 2022) und Pilze (BORG DAHL et al. 2020) belegt. Es ist hingegen nicht bekannt, ob TKF als Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten geeignet sind und wie sich die Eignung im Vergleich zu naturnahen Flächen und zu Wiedervernässungsflächen ohne Einbringung von Torfmoosbiomasse darstellt.

2 Zielsetzung und Forschungsfragen

Ziel der Dissertation ist es zu evaluieren,

- ob die Etablierung von Torfmooskultivierungsflächen (TKF) auf wiedervernässten Torfabbauf Flächen mit geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf möglich ist und
- ob TKF als Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten geeignet sind.

Aus den Ergebnissen werden Empfehlungen für die Anlage von TKF, die Verbesserung ihrer Eignung als Ersatzlebensraum und die Etablierung von Torfmoosen durch Einbringung von Torfmoosbiomasse auf geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf abgeleitet.

Im Einzelnen sollen folgende Forschungsfragen beantwortet werden:

1. Ist die Etablierung von TKF auf geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf möglich?
 - a. Wie etablieren sich Torfmoose auf TKF mit geringmächtigem Schwarztorf?
 - b. Welche Faktoren beeinflussen die Etablierung von Torfmoosen?
 - c. Welche Faktoren beeinflussen die Deckung der Begleitvegetation?
2. Sind TKF als Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten geeignet?
 - a. Welche Pflanzenartenzusammensetzung und Vegetationsstruktur etablieren sich auf TKF?
 - b. Wie unterscheiden sich diese von der Pflanzenartenzusammensetzung und Vegetationsstruktur naturnaher Spenderflächen und wiedervernässter Torfabbauf Flächen ohne Einbringung von Torfmoosbiomasse?
 - c. Welche Faktoren beeinflussen die Etablierung von Begleitpflanzenarten?
3. Welche Empfehlungen lassen sich für die Anlage von TKF, die Verbesserung ihrer Eignung als Ersatzlebensraum und die Etablierung von Torfmoosen durch Einbringung von Torfmoosbiomasse auf geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf ableiten?

3 Vorgehen und Aufbau der kumulativen Dissertation

Die zur Erreichung der Ziele durchgeführten Arbeiten gliedern sich in mehrere Schritte, die sich auch im Aufbau der kumulativen Dissertation widerspiegeln (Abb. 1, S. 17). Zur Erreichung der Ziele und Beantwortung der Forschungsfragen wurden zunächst geeignete **Untersuchungsflächen** ausgewählt. Dazu gehören zwei Torfmooskultivierungsflächen (TKF), die für einen Praxisversuch auf geringmächtigem, stark zersettem Schwarztorf angelegt wurden. Die praktische Umsetzung der Anlage der TKF wurde in einer deutschsprachigen Fachzeitschrift veröffentlicht (GRAF et al. 2017, Kap. 5.1, S. 31) und ist in eine internationale Veröffentlichung mit Peer-Review-Verfahren zum Stand der Forschung der Torfmooskultivierung eingeflossen (GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2, S. 31). Auch drei naturnahe Referenzflächen, die gleichzeitig Spenderflächen für die Anlage der TKF waren (NSF) sowie drei wiedervernässte Torfabbauf Flächen ohne Einbringung von Torfmoosbiomasse (WVF) wurden ausgewählt. Alle Untersuchungsflächen werden in Kap. 4 (S. 18) im Detail beschrieben.

Im nächsten Schritt wurden auf allen Untersuchungsflächen die Daten erfasst, die für die Beantwortung der Forschungsfragen benötigt wurden. Die **Erfassungen** erfolgten im Rahmen der Projektlaufzeit der in Kap. 4.1 (S. 20) beschriebenen Forschungsprojekte von März 2017 bis Oktober 2018. Um zu beantworten, ob die Etablierung von TKF auf geringmächtigem, stark zersettem Schwarztorf möglich ist (*Forschungsfrage 1*), wurden als Indikatoren für die Etablierung der Torfmoose auf den beiden TKF Wachstumsparameter (Deckung auf der Fläche, gewachsene Höhe und produzierte Biomasse) erfasst (*Forschungsfrage 1a*). Die Daten wurden in Aufnahmequadraten (Plots) entlang von Transekten aufgenommen, die in regelmäßigen Abständen zwischen Bewässerungsgräben auf den TKF positioniert wurden (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3, S. 33). Mögliche Einflussfaktoren auf die Etablierung der Torfmoose wurden mit statistischen Analysen geprüft und diskutiert (*Forschungsfrage 1b*). Dafür wurden Standortparameter wie die Torfmächtigkeit und die Deckung der Gefäßpflanzen an den jeweiligen Plots erfasst. Weitere Faktoren, die aus der Anlage der Flächen resultieren (Abstand vom Wuchsort zum nächsten Bewässerungsgraben, Art der schützenden Abdeckung in der Initialphase (Stroh vs. Geotextil), Lage und Umgebung der TKF sowie das verwendete Spendermaterial), wurden ebenfalls in die Analysen mit einbezogen (ebd.). Parallel zu den Erfassungen der Torfmoose wurde auch die Deckung jeder einzelnen Pflanzenart (Gefäßpflanzen, Laub- und Lebermoose) sowie die Gesamtdeckung der Gefäßpflanzen in den Plots geschätzt, um mögliche Konkurrenzverhältnisse abschätzen zu können (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4, S. 34). Der Einfluss der genannten Faktoren auf die Begleitvegetation (Deckung der Gefäßpflanzen und Artenzahl pro Plot) wurde ebenfalls statistisch analysiert (*Forschungsfragen 1c und 2c*).

Für die Evaluation der Eignung der TKF als Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten wurden zusätzliche Vegetationsaufnahmen auf einer der beiden TKF durchgeführt (*Forschungsfrage 2*). Zusätzlich zu der TKF (*Forschungsfrage 2a*) wurden die Pflanzenarten und die Vegetation auch auf drei NSF sowie drei WVF erfasst (*Forschungsfrage 2b*). Der Vergleich von Artenzusammensetzung und Vegetationsstruktur der TKF mit den NSF und WVF stellt eine Referenz für die Eignung der TKF als Ersatzlebensraum dar. Für die Erfassung von Pflanzenarten und Vegetationsstruktur wurde auf jeweils drei Flächen von jedem Typ (auf der TKF drei Teilbereiche mit

unterschiedlichem Spendermaterial, drei NSF, drei WVF) jeweils eine gleiche Anzahl von Plots zufällig verteilt (GROBE 2023: Kap. 5.5, S. 35). In den Quadraten wurden alle Pflanzenarten (Gefäßpflanzen, Laub- und Lebermoose) in ihrer Deckung geschätzt und die durchschnittliche Höhe der Torfmoose und der Gefäßpflanzenschicht insgesamt gemessen. Außerdem wurde die Deckung von Vegetationsklassen (Torfmoose, Gräser, Heidegewächse etc.) notiert. Zusätzlich wurde eine vollständige Liste der Pflanzenarten für die Gesamtfläche der einzelnen Untersuchungsflächen angefertigt. Die jeweiligen Erfassungsmethoden und die verwendeten Methoden zur Datenanalyse sind in den einzelnen Veröffentlichungen der kumulativen Dissertation detailliert beschrieben (Kap. 5, S. 31).

Die **Ergebnisse** der Erfassungen wurden in drei internationalen Fachzeitschriften mit Peer-Review-Verfahren veröffentlicht und stellen den Hauptteil der kumulativen Dissertation dar (Kap. 5). Die erste **Veröffentlichung** zur Etablierung der Torfmoose wurde 2021 publiziert (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3, S. 33). Eine weitere Veröffentlichung zu den Einflussfaktoren auf die Etablierung von Begleitvegetation wurde im Frühjahr 2023 veröffentlicht (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4, S. 34). Anschließend ist eine Veröffentlichung zur Pflanzenartenzusammensetzung und Vegetationsstruktur der TKF im Vergleich zu NSF und WVF erschienen (GROBE 2023: Kap. 5.5, S. 35). Ergänzend wurden Beiträge der Vegetationserfassungen in einer internationalen Veröffentlichung zu den Treibhausgasemissionen der TKF publiziert (OESTMANN et al. 2021: Kap. 5.6, S. 36).

Die Ergebnisse der einzelnen Veröffentlichungen werden in einer **Synthese** miteinander verknüpft und im Hinblick auf die zentralen Fragestellungen der Dissertation (Kap. 2, S. 14) zusammenfassend diskutiert (Kap. 6, S. 38). Zunächst wird entsprechend *Forschungsfrage 1* erläutert, ob die Etablierung von TKF auf geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf möglich ist (Kap. 6.1, S. 38). Dazu werden die Ergebnisse zur Etablierung der Torfmoose (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3) und zur Etablierung der Begleitvegetation (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4) sowie die Veröffentlichungen zur praktischen Umsetzung der Flächenanlage herangezogen (GRAF et al. 2017, Kap. 5.1, S. 31; GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2, S. 31). Des Weiteren wird in der Synthese entsprechend *Forschungsfrage 2* die Eignung von TKF als Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten evaluiert (Kap. 6.2, S. 50). Die Eignung lässt sich aus den Ergebnissen zu Pflanzenartenzusammensetzung und Vegetationsstruktur der TKF sowie dem Vergleich mit den NSF und WVF ableiten (GROBE 2023: Kap. 5.5, S. 35). Auch die Ergebnisse zu den Einflussfaktoren auf die Etablierung der Begleitvegetation (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4, S. 34) werden in die Synthese einbezogen. Die Zusammenhänge zwischen Vegetation und Treibhausgasemissionen der TKF (OESTMANN et al. 2021: Kap. 5.6, S. 36) werden ebenfalls diskutiert.

Aus den Ergebnissen werden entsprechend *Forschungsfrage 3* in der Synthese **Empfehlungen** für die Anlage von TKF, die Verbesserung ihrer Eignung als Ersatzlebensraum und die Etablierung von Torfmoosen durch Einbringung von Torfmoosbiomasse auf geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf abgeleitet. In zusammenfassenden Schlussfolgerungen werden die zentralen Erkenntnisse und Empfehlungen für die Flächenanlage und Bewirtschaftung von TKF vor dem Hintergrund der unterschiedlichen Anbauziele bzw. unterschiedlicher Verwendungen der Torfmoosbiomasse (Substrat als Torfersatz vs. Spendermaterial für Renaturierungsmaßnahmen) gegenübergestellt (Kap. 7, S. 61).

Weitere Erkenntnisse, die sich für die Renaturierung bzw. Wiederherstellung moortypischer Vegetation auf wiedervernässten Moorflächen über die Fragestellung der Arbeit hinaus ergeben haben, werden ebenfalls in den Schlussfolgerungen zusammengestellt (Kap. 7.2, S. 64). Auszüge dieser Erkenntnisse sind in ein Kapitel zur Wiederansiedlung hochmoortypischer Vegetation einer deutschsprachigen Veröffentlichung mit eingeflossen (ZOCH et al. 2022: Kap. 5.7, S. 37). Abschließend ordnet ein **Ausblick** die Chancen und Herausforderungen für die Torfmooskultivierung und die Wiedervernässung von Mooren im Kontext zukünftiger Entwicklungen ein und fasst den bestehenden Forschungsbedarf zusammen (Kap. 8, S. 68).

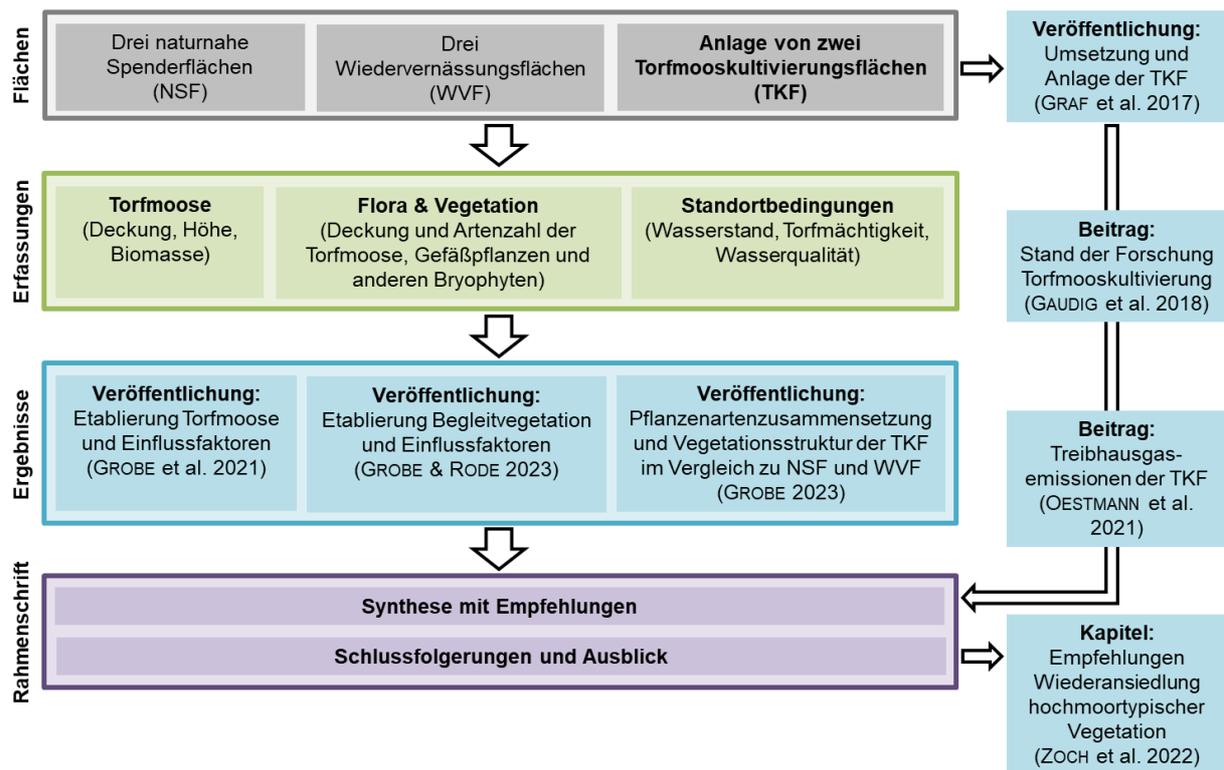


Abb. 1: Fließdiagramm mit dem Ablauf der kumulativen Dissertation, den Arbeitsschritten und Veröffentlichungen.

4 Untersuchungsflächen

Die Untersuchungen erfolgten auf zwei Torfmooskultivierungsflächen (TKF) mit geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf im Landkreis Emsland (Niedersachsen) (Kap. 4.1, S. 20). Als Referenz für die Eignung der TKF als Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten wurden zusätzlich auf drei naturnahen Spenderflächen (NSF) (Kap. 4.2, S. 27) sowie drei wiedervernässten Torfabbauf Flächen ohne Einbringung von Torfmoosbiomasse (WVF) (Kap. 4.3, S. 29) Untersuchungen durchgeführt.

Alle Untersuchungsflächen liegen in der naturräumlichen Haupteinheit „Ostfriesisch-Oldenburgische Geest“ (Abb. 2). Diese ist stark von Landwirtschaft, wenigen Waldflächen und ausgedehnten, heute überwiegend kultivierten oder in Abtorfung befindlichen Mooren charakterisiert (DRACHENFELS 2010).

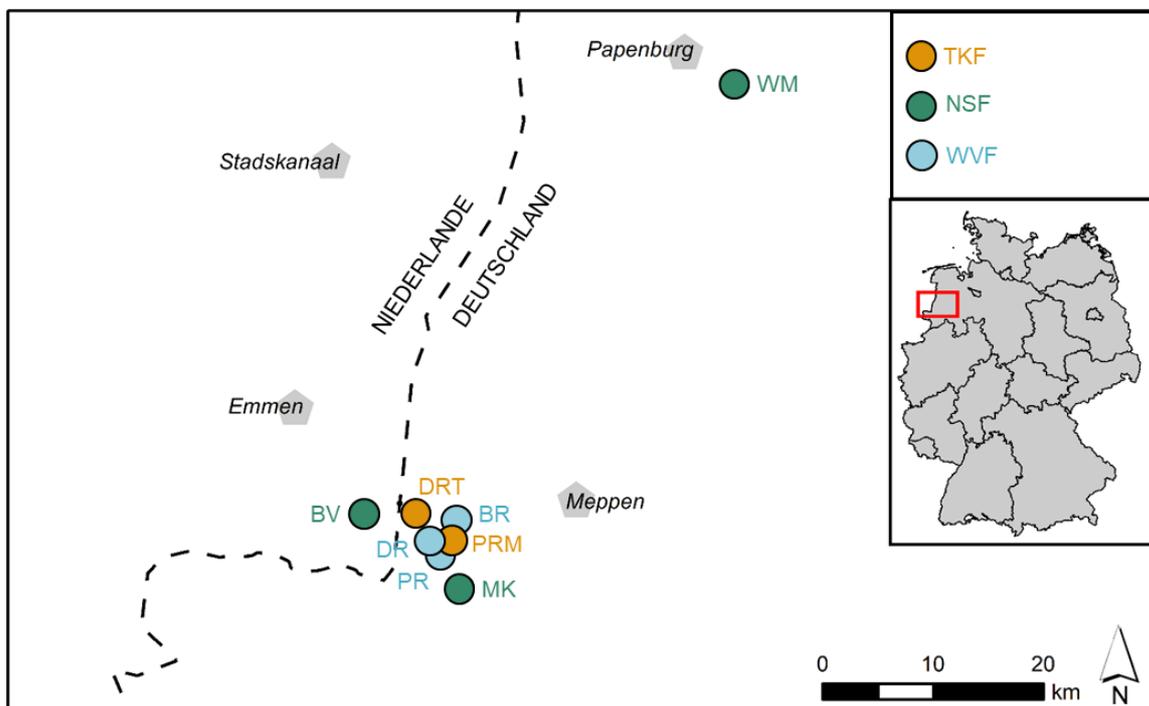


Abb. 2: Lage der Untersuchungsflächen in Nordwestdeutschland und den Niederlanden. TKF (orange): Torfmooskultivierungsflächen; DRT: Drenth, PRM: Provinzialmoor. NSF (grün): Naturnahe Spenderflächen; WM: Wildes Moor, MK: Meerkolk, BV: Bargerveen. WVF (blau): Wiedervernässungsflächen liegen alle ebenfalls im Provinzialmoor; BR: Bridge, DR: Dreieck, PR: Provinzialmoor.

Das lokale Klima ist atlantisch geprägt mit einer durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmenge von 791 mm und einer durchschnittlichen Temperatur von 9,8 °C (1971 – 2000, meteorologische Station Lingen, DWD 2022) (Abb. 3). In den Versuchsjahren lag die Niederschlagsmenge 2016 mit 677 mm unter dem langjährigen Mittel. Während 2017 trotz eines trockenen Frühlommers die Niederschlagsmenge mit 841 mm über dem Langzeitmittel lag, war 2018 mit 561 mm das trockenste Jahr seit 1960. Von Juni bis November 2018 fiel kaum Niederschlag. Die Jahresdurchschnittstemperaturen (Lufttemperatur in 2 m Höhe) der Versuchsjahre 2016 (10,8 °C), 2017 (10,9 °C) und 2018 (11,7 °C) lagen deutlich über dem langjährigen Mittel (1971 – 2000), 2018 war in Lingen das zweitwärmste Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen (DWD 2022).

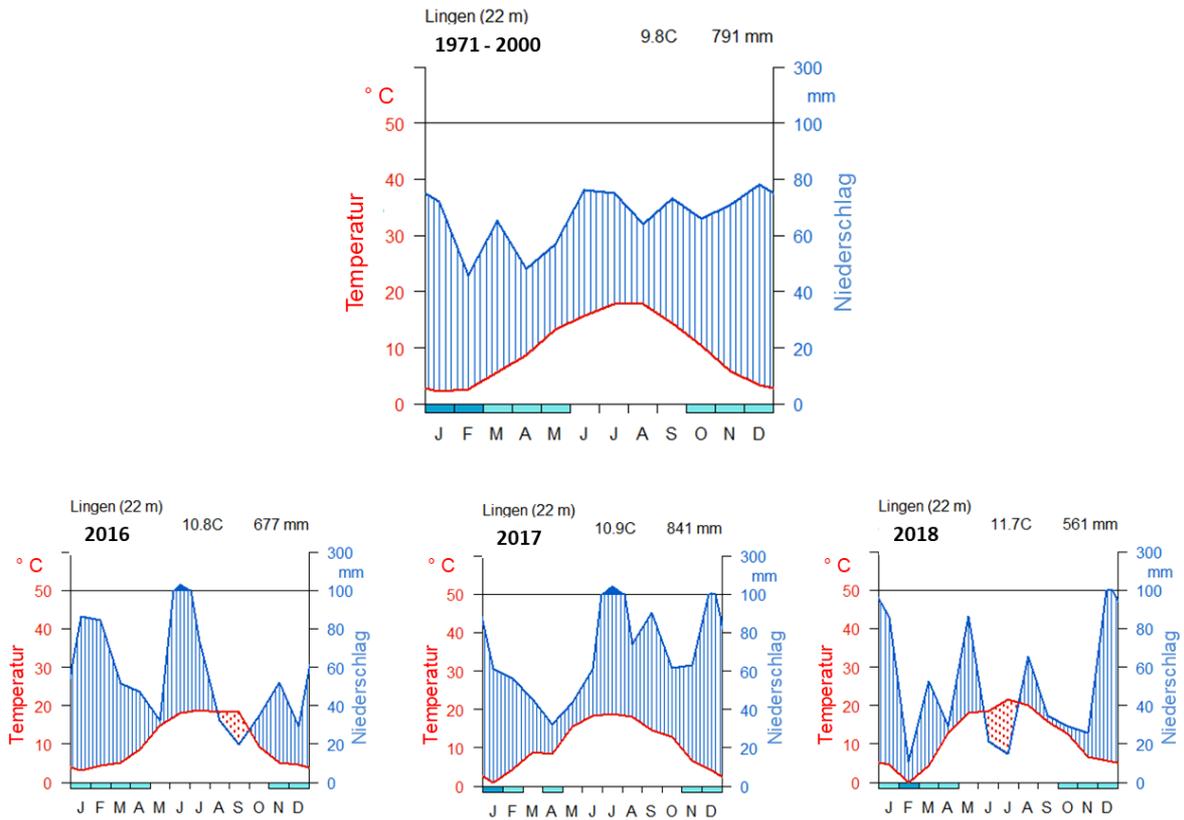


Abb. 3: Klimadiagramm des langjährigen Mittels (1971 – 2000) (oben) und Witterungsverlauf der Versuchsjahre 2016, 2017, 2018 (unten), meteorologische Station Lingen (Daten: DWD 2022).

4.1 Torfmooskultivierungsflächen

Die zwei untersuchten TKF „Provinzialmoor“ (PRM) und „Drenth“ (DRT) wurden von 2015 bis 2016 angelegt. Die Anlage erfolgte im Rahmen eines Praxisversuchs der beiden Verbundprojekte „KlimDivMoos“, gefördert vom Niedersächsischen Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (ML, AZ 105.1-3234/1-13-3), und „MoosKult“, gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU, AZ 33305/01-33/0) (REICH et al. 2019). Für die Umsetzung des Praxisversuchs und die daran angeknüpfte wissenschaftliche Begleitforschung (2016 – 2019) der Projekte hat sich ein Konsortium aus dem Institut für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover, dem Thünen-Institut für Agrarklimaschutz und dem Substrathersteller Klasmann-Deilmann GmbH zusammengefunden. Das Institut für Umweltplanung hat im Rahmen dieser Projekte die Etablierung der Torfmoose und die Eignung der TKF als Lebensraum für charakteristische Tier- und Pflanzenarten der Hochmoore erfasst und bewertet. Die Treibhausgasbilanz der „moorbasierten“ Torfmoosproduktion wurde vom Thünen-Institut für Agrarklimaschutz aus Braunschweig untersucht. Die Klasmann-Deilmann GmbH war für die Flächenbereitstellung, -einrichtung und das Flächenmanagement (v.a. Bewässerung und Pflege) verantwortlich. In einem gesonderten Projekt namens „SubstratMoos“ (ML, AZ 105.1-3234/1-13-2) wurde von 2015 bis 2018 von der Klasmann-Deilmann GmbH geprüft, ob Torfmoos als nachwachsender Substratrohstoff in Niedersachsen wirtschaftlich produziert werden kann (KÖBBING 2018).

Beide TKF befinden sich auf ehemaligen Torfabbauf Flächen mit geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf. Vor der Flächenanlage wurde an beiden Standorten Torf im Fräsverfahren abgebaut. Nach dem Torfabbau verblieb eine Resttorfschicht über dem Mineralboden mit einer durchschnittlichen Mächtigkeit von 78 cm (61 cm in DRT und 91 cm im PRM). Die Resttorfschicht bestand aus stark zersetztem Schwarztorf mit einem durchschnittlichen Humifizierungsgrad von H7 – H8 nach VON POST (1924). Die Fläche PRM war zum Zeitpunkt der Anlage bereits sieben Jahre wiedervernässt, während die zweite Fläche DRT erst mit der Anlage der TKF wiedervernässt wurde. Die Fläche PRM wurde zu drei Zeitpunkten (Oktober 2015, März und Oktober 2016) mit Torfmoosen von insgesamt vier naturnahen Spenderflächen aus Niedersachsen und den Niederlanden beimpft (Kap. 4.2, S. 27). Parallel wurde die Fläche DRT im Oktober 2015 und im März 2016 mit dem Spendermaterial von zwei gleichen naturnahen Spenderflächen wie PRM mit gleicher Vorgehensweise beimpft, um einen direkten Vergleich der Flächen zu ermöglichen. Um den Konkurrenzdruck durch Gefäßpflanzen zu verringern, wurden die TKF ein- bis zweimal im Jahr mit einer Motorsense, einem Balkenmäher oder einem Mähroboter gemäht (KÖBBING 2018). Die Mahd erfolgte außerhalb der Brut- und Setzzeiten. Aufgewachsene Birken wurden im jungen Stadium von Hand entfernt. Die TKF wurden erst im Anschluss an die Projektlaufzeit zum ersten Mal beerntet. Die Untersuchungen betrachten somit die Etablierungsphase der TKF.

4.1.1 Flächenvorbereitung

Die TKF „Drenth“ (DRT) wurde auf einem schmalen ehemaligen Torfabbaustreifen angelegt (52° 41' 08" N, 07° 05' 00" E) und zeitgleich mit der Anlage wiedervernässt (2015). Sie befindet sich innerhalb eines derzeit 50 ha großen Torfabbaugebiets (Abb. 4). Auf den umgebenen Flächen fand

während der Projektlaufzeit noch Torfabbau statt, wofür diese Flächen weiterhin entwässert waren. Da die Abbaugenehmigung in diesem Teilbereich eine landwirtschaftliche Folgenutzung vorgesehen hat und kein Schutzstatus vorhanden war, konnte in DRT der kommerzielle Anbau von Torfmoosen als Torfersatzstoff getestet werden.



Abb. 4: Torfmooskultivierungsfläche „Drenth“ (DRT) umgeben von aktiven, entwässerten Torfabbauf Flächen (Klasmann-Deilmann GmbH, 2017-10-13).

Die Anlage von DRT erfolgte im Oktober 2015 direkt nach Beendigung der Abtorfung. Die Fläche hatte eine längliche, schmale Form (ca. 1.000 m lang und 50 m breit) und wurde bei der Anlage in sechs durch Torfwälle getrennte Polder (jeweils 23 m breit, 160 m lang, ca. 0,4 ha) gegliedert. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden drei der insgesamt sechs Polder betrachtet. Die Untersuchungsfläche DRT bestand somit aus drei Poldern von je 0,4 ha, also insgesamt einer Torfmoosanbaufläche von 1,2 ha (Abb. 5a). Die Torfwälle zwischen den Poldern wurden aus dem auf der Fläche vorhandenen Torf aufgeschoben. Eventuelle Höhenunterschiede innerhalb der Polder wurden durch Planieren mit einem Bagger ausgeglichen. Die Resttorfmächtigkeit lag im Durchschnitt bei 61 cm und variierte zwischen 32 – 100 cm. Für eine bessere Begehrbarkeit wurden auf der gesamten Fläche Bohlenwege verlegt.

In den drei untersuchten Poldern wurden offene Gräben (Gruppen) als Bewässerungssystem getestet, um die für optimales Torfwachstum notwendigen oberflächennahen Wasserstände zu erreichen (HAYWARD & CLYMO 1983, POULIOT et al. 2015, GAUDIG et al. 2020). Die Gruppen hatten eine Tiefe von 0,3 m und eine Breite zwischen 0,3 m und 0,7 m und wurden maschinell mit einem Bagger oder einer Kabelfräse ausgehoben. Sie wurden in regelmäßigen Abständen von 10 m angelegt und schließen auf beiden Seiten an zwei Randgräben mit einem Abstand von 23 m zueinander an (Abb. 5b). Das für die Bewässerung erforderliche Wasser stammte in DRT aus zwei regengespeisten Rückhaltebecken mit einem Fassungsvermögen von insgesamt 6.000 m³. Bei Bedarf konnten die Rückhaltebecken über eine elektrische Pumpe mit Grundwasser nachgefüllt werden, sodass auch bei geringen Niederschlägen dauerhaft Wasser vorhanden war. Das Wasser aus den Becken wurde in den Sommermonaten nach Bedarf mit einer elektrischen Pumpe in die Gräben der TKF gepumpt. Später wurde zusätzlich eine automatische Steuerungstechnik zur effizienteren Wasserverteilung installiert. Um Überstau in Phasen

mit hohem Niederschlag zu vermeiden, wurden zudem Überläufe eingerichtet, mit denen das überschüssige Wasser zurück in die Rückhaltebecken geleitet werden konnte.

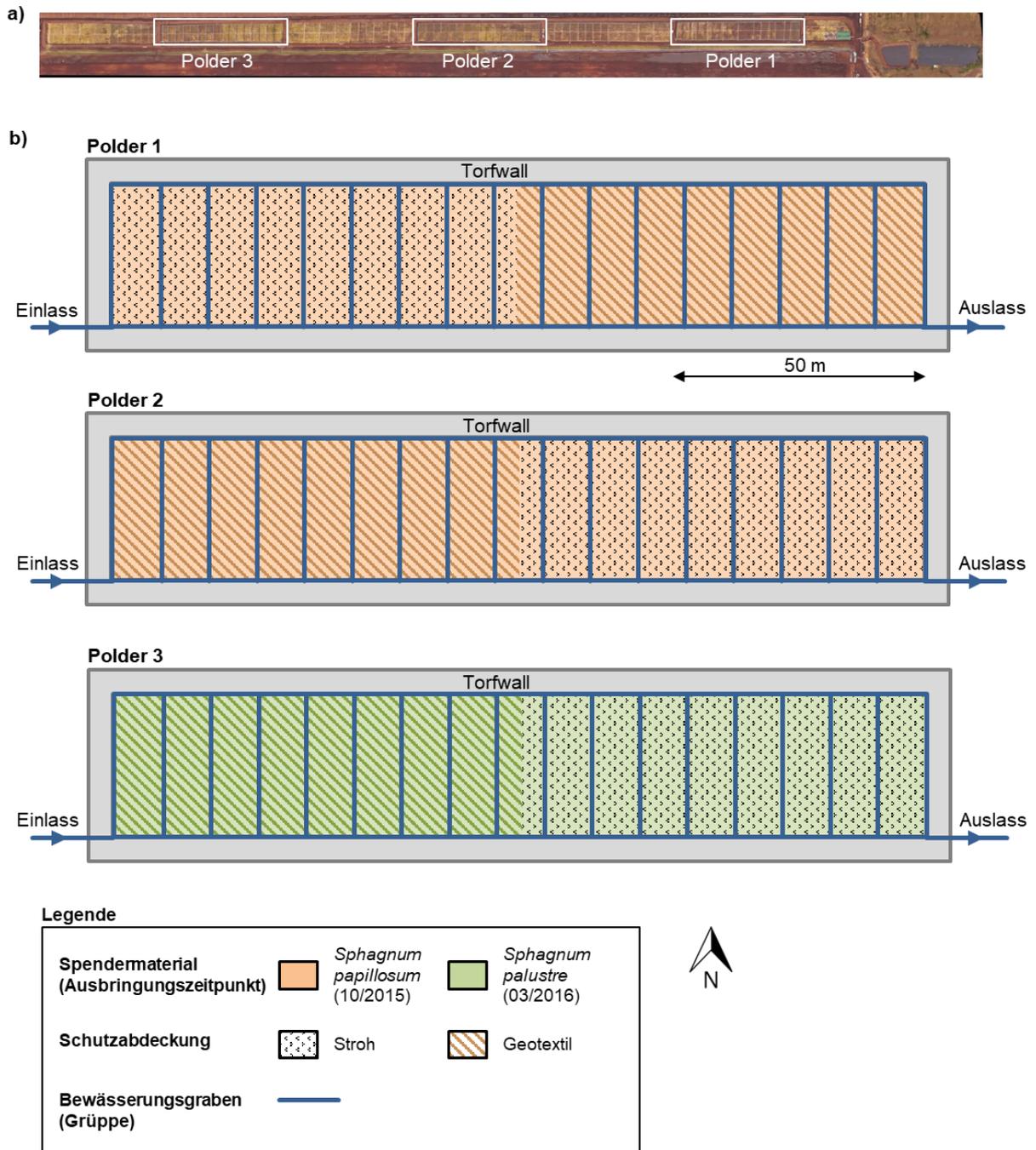


Abb. 5: Torfmooskultivierungsfläche DRT. a) Luftbildaufnahme (Klasmann-Deilmann GmbH, 2017-03-30). b) Schematische Darstellung der drei Polder von DRT mit den Varianten von Spendermaterial und Schutzabdeckung sowie die Lage der Torfwälle und Bewässerungsgräben.

Die TKF „**Provinzialmoor**“ (**PRM**) wurde auf einer ehemaligen Torfabbaufäche angelegt (52° 40' 01" N, 07° 06' 27" E), die bereits sieben Jahre vor der Anlage wiedervernässt wurde (2008). Sie ist Teil des Naturschutzgebietes NSG „Provinzialmoor“ und von ca. 100 ha ebenfalls wiedervernässten Torfabbaufächen umgeben (Abb. 6). Die Schutzgebietsverordnung des NSG ermöglicht Maßnahmen zur Kultivierung von Torfmoosen sowie das Ernten zum Beimpfen von weiteren

Wiedervernässungsflächen mit Torfmoosen, wenn dies dem Schutzzweck dient (Verordnung über das Naturschutzgebiet „Provinzialmoor“ in der Gemeinde Twist, Landkreis Emsland von 2013-12-16). PRM wurde deshalb mit dem Ziel angelegt, Torfmoose als Spendermaterial für andere Kultivierungs- oder Wiedervernässungsprojekte zu vermehren.



Abb. 6: Torfmooskultivierungsfläche „Provinzialmoor“ (PRM) (unten rechts) umgeben von ebenfalls wiedervernässten Poldern (Klasmann-Deilmann GmbH, 2017-10-13).

Nach Beendigung des Torfabbaus wurden 2008 mehrere durch Torfwälle abgetrennte Polder angelegt, die durch flachen Überstau der Niederschläge im Winter wiedervernässt wurden (Abb. 6). Diese Vorgehensweise ist die gegenwärtig in Niedersachsen übliche Vorgehensweise für die Wiedervernässung von Torfabbauflächen (BLANKENBURG 2004). Mittig innerhalb eines 5 ha großen Polders wurde im Oktober 2015 die TKF PRM angelegt (Abb. 7b). Die TKF hatte eine in etwa quadratische Form (ca. 150 x 160 m) und die Torfmoosanbaufläche hatte eine Größe von ca. 2,4 ha (Abb. 7a). Für die Anlage musste zunächst der Wasserstand des zuvor überstauten Polders abgesenkt werden, um die Fläche zugänglich zu machen. Aufgrund des langjährigen Überstaus befand sich die Fläche zu Beginn in einem relativ ebenen Zustand, sodass auf ein weiteres Planieren verzichtet wurde. Die Resttorfmächtigkeit auf der Fläche lag im Durchschnitt bei 91 cm und variierte zwischen 77 – 100 cm. Vorhandene Vegetation (v.a. *Eriophorum angustifolium*, *Sphagnum cuspidatum*) wurde zur Flächenvorbereitung entfernt. Um die Fläche begehen zu können, wurden an den Gräben Holzbohlen verlegt.

Zur Be- und Entwässerung wurde die Fläche, ebenso wie DRT, in den Jahren 2015 und 2016 schrittweise mit Gräben mit den gleichen Abmessungen wie in DRT (0,3 m tief, zwischen 0,3 m und 0,7 m breit) ausgestattet. Die Abstände der Gräben variierten dabei zwischen 40 – 60 m. Die Anlage erfolgte größtenteils maschinell mit einem Bagger oder einer Kabelfräse, teilweise wurden die Gräben aber auch von Hand ausgehoben. Das Bewässerungswasser stammte aus den angrenzenden mit Regenwasser überstauten Poldern. Mit Hilfe von manuell einstellbaren Überläufen aus Bogenrohren (KG Rohr, DN 200, Durchmesser: 20 cm), die die Polder verbinden, konnte das Wasser in die Gräben eingeleitet werden. Um Überstau zu vermeiden, konnte überschüssiges Wasser der Wintermonate in einen nördlich der Fläche gelegenen Graben geleitet werden, der noch aktive Torfabbauflächen in der

Umgebung entwässerte. Wenn die umliegenden Polder in trockenen Sommern nicht genügend Wasser für die Bewässerung der TKF liefern konnten, wurde aus diesem Graben mit einer zeitweise aufgestellten Pumpe zusätzlich Wasser nördlich in die TKF gepumpt. In sehr trockenen Sommern führte jedoch auch dieser Graben kein Wasser. Leider mündeten während der gesamten Untersuchung noch unterirdische Rohre (Abstand ca. 30 m) in diesen Graben, die die TKF entwässerten. Diese Überreste des früheren Torfabbaus wurden erst nach Abschluss der Untersuchungen entdeckt und entfernt.

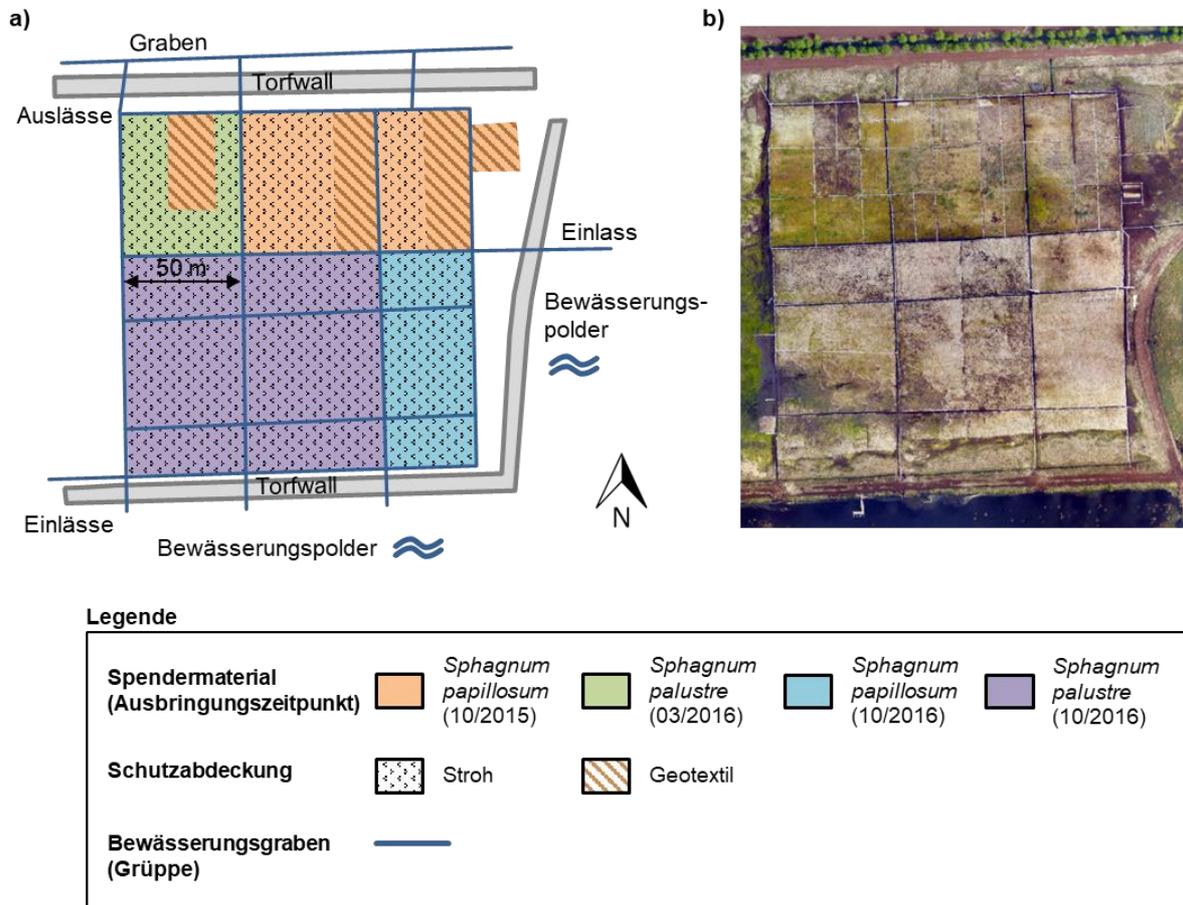


Abb. 7: Torfmooskultivierungsfläche PRM. a) Schematische Darstellung von PRM mit den Varianten von Spendermaterial und Schutzabdeckung sowie die Lage der Torfwälle und Bewässerungsgräben. b) Luftbildaufnahme (Klasmann-Deilmann GmbH, 2017-05-17).

4.1.2 Torfmoosübertragung

Auf den TKF wurde der Anbau von zwei Torfmoosarten getestet, die sich gut für die Herstellung von Kultursubstraten eignen (EMMEL 2008). Während *Sphagnum papillosum* meist in oligotrophen Mooren wächst, ist *Sphagnum palustre* in mesotrophen bis eutrophen Mooren verbreitet (FRAHM & FREY 2004, HÖLZER 2010). Die zur initialen Ansiedlung verwendete Methode orientierte sich an bisherigen Versuchen zur Torfmooskultivierung (GAUDIG et al. 2014, POULIOT et al. 2015, GAUDIG et al. 2017) und der „moss layer transfer technique“ (MLTT), die in Kanada für die Renaturierung von Torfabbaufächen entwickelt wurde. Bei dieser Technik wird Biomasse mit einem hohen Anteil an Fragmenten von Torfmoosen (*Sphagnum spec.*) aus naturnahen Spenderflächen entnommen und auf eine Zielfläche übertragen. Die Torfmoosbiomasse wird dann auf offene Torfflächen ausgestreut, die anschließend

unmittelbar wiedervernässt werden (QUINTY & ROCHEFORT 2003). Die Fragmente der Torfmoose treiben aus und können innerhalb weniger Jahre einen geschlossenen Torfmoosrasen bilden (POULIOT et al. 2015, GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2). Im Gegensatz zu bisherigen Anlagen von TKF und der MLTT, bei der die Umsetzung meist maschinell erfolgte (z.B. Pistenraupen, Miststreuer), wurde die Torfmoosbiomasse für die Anlage der in dieser Arbeit untersuchten TKF manuell entnommen und ausgebracht. Die Entnahme erfolgte in naturnahen Spenderflächen (Kap. 4.2, S. 27). Mit Hilfe von Heckenscheren wurden einzelne Torfmoosbulte mit den Zielarten 5 – 10 cm tief abgeschnitten (Abb. 8). Das selektive Abschneiden einzelner Bulte sollte den Schaden an den Spenderflächen im Vergleich zu einer flächendeckenden Entnahme minimieren. Vor dem Schneiden und Sammeln der Torfmoosbiomasse (Fragmente von 5 – 10 cm Länge) wurde der oberhalb der Torfmoose stehende Teil der Gefäßpflanzen abgeschnitten und entfernt, um die Sammlung von Biomasse anderer Pflanzen zu reduzieren. Die unteren Teile der Pflanzen (z.B. Wurzeln oder Rhizome) blieben im Material.



Abb. 8: Schritte bei der Torfmoosübertragung auf die TKF. Von links nach rechts: Torfmoosentnahme auf der Spenderfläche Meerkolk, Torfmoosbiomasse, Ausstreuen der Torfmoosbiomasse auf TKF, Ausbringung der Schutzabdeckung aus Stroh, Walzen für besseren Kontakt mit dem Torf (Klasmann-Deilmann GmbH, L. Zoch, 2016).

Unmittelbar nach der Entnahme der Torfmoosbiomasse wurde jedes Spendermaterial unterschiedlicher Herkunft auf den TKF in separaten Bereichen ausgebracht. Sie wurde in einer dünnen Schicht von Hand auf den offenen Torf der vorbereiteten Flächen gestreut (Abb. 8). Der Zeitpunkt der Ausbringung, die Größe der Ausbringungsfläche und die Ausbringungsdichte (Deckung auf der Torfoberfläche in %) waren für jedes Spendermaterial unterschiedlich (Tab. 1). Im Oktober 2015 wurde *S. papillosum* aus dem Wilden Moor bei Papenburg auf 0,8 ha in DRT und 0,7 ha in PRM mit einer Ausbringungsdichte von 60 – 80 % ausgebracht. Im März 2016 folgten weitere Teile mit *S. palustre* aus den Niederlanden (Nieuwkoopse Plassen) mit einer Ausbringungsdichte von 60 – 80 % auf 0,4 ha in DRT und 0,2 ha im PRM. Nur im PRM wurden im Oktober 2016 weitere Teile mit *S. papillosum* aus dem Meerkolk bei Twist (0,4 ha, 70 – 80 %) und *S. palustre* aus dem Bargerveen aus den Niederlanden (1 ha, 30 – 50 %) beimpft. Anschließend wurde die Torfmoosbiomasse mit einer manuellen Walze angedrückt, um den Kontakt der Fragmente mit dem Torf zu gewährleisten. Die genaue Biomasse, die pro Fläche in den verschiedenen Bereichen ausgebracht wurde, wurde bei der Anlage nicht aufgezeichnet, sodass später

bei der Erfassung der Biomasse zwischen ausgebrachter und zugewachsener Biomasse nicht differenziert werden konnte. Von den Bereichen, in denen unterschiedliches Spendermaterial auf den TKF ausgebracht wurde, wurde jeweils ein Teil in den jeweiligen Veröffentlichungen betrachtet. In GROBE et al. (2021: Kap. 5.3) und GROBE & RODE (2023: Kap. 5.4) wurden die Bereiche von beiden TKF, die mit *S. papillosum* (Wildes Moor) und *S. palustre* (Nieuwkoopse Plassen) beimpft wurden, einbezogen. In GROBE (2023: Kap. 5.5) wurden die Bereiche der TKF PRM betrachtet, in denen *S. papillosum* (Wildes Moor), *S. papillosum* (Meerkolk) und *S. palustre* (Bargerveen) ausgebracht wurden.

Tab. 1: Auflistung der Varianten auf den zwei TKF mit Torfmoosspendermaterial unterschiedlicher Herkunft (Spenderfläche), Zeitpunkt und Größe der Ausbringungsfläche auf den TKF, Ausbringungsdichte des Spendermaterials (Deckung auf der Torfoberfläche in %) sowie die jeweils verwendeten Schutzabdeckungen. Die Anordnung der Varianten im Versuchsaufbau ist in Abb. 5, S. 22 und Abb. 7 S. 24 gezeigt.

Fläche	Spenderart	Spenderfläche	Zeitpunkt	Fläche (ha)	Dichte (%)	Abdeckung
DRT	<i>S. papillosum</i>	Wildes Moor	2015-10	0,8	60 – 80	Stroh/Geotextil
	<i>S. palustre</i>	Nieuwkoopse Plassen	2016-03	0,4	60 – 80	Stroh/Geotextil
PRM	<i>S. papillosum</i>	Wildes Moor	2015-10	0,7	60 – 80	Stroh/Geotextil
	<i>S. palustre</i>	Nieuwkoopse Plassen	2016-10	0,2	60 – 80	Stroh
	<i>S. papillosum</i>	Meerkolk	2016-10	0,4	70 – 80	Stroh
	<i>S. palustre</i>	Bargerveen	2016-10	1	30 – 50	Stroh

In der Initialphase nach der Ausbringung sind Torfmoose empfindlich und brauchen einen Schutz vor Witterungseinflüssen (CAMPEAU & ROCHEFORT 1996, QUINTY & ROCHEFORT 2003). Um die ausgebrachte Torfmoosbiomasse in der Initialphase vor Austrocknung zu schützen und die mikroklimatischen Bedingungen für die Etablierung der Torfmoose zu verbessern, wurden zwei unterschiedliche Materialien getestet. Auf Teilen der TKF wurde die in der Renaturierungspraxis und bei der Anlage von TKF üblicherweise verwendete Abdeckung aus Stroh von Hand ausgebracht (750 – 800 kg ha⁻¹, Ausbringungsdichte 80 %) und danach mit einer Walze angedrückt (Abb. 8). Andere Bereiche wurden mit einem Geotextil (50 % Beschattung, UV-stabiles Polypropylen mit einem Gewicht von 18 g m⁻²) abgedeckt (Abb. 9). Das Geotextil wurde direkt auf die Fragmente gelegt und an den Rändern mit Sandsäcken fixiert. In PRM wurde das Geotextil nur mit *S. papillosum* (Herkunft Wildes Moor) getestet, während es in DRT mit beiden Arten getestet wurde (*S. papillosum* und *S. palustre*). Das Geotextil wurde etwa sechs Monate nach der Verlegung von den Flächen entfernt.



Abb. 9: Schutzabdeckung der Torfmoosflächen im PRM mit Geotextil (links) oder Stroh (rechts) (M. Lemmer, 2015-12-15).

4.2 Naturnahe Spenderflächen

Alle vier naturnahen Spenderflächen (NSF), die für die Entnahme von Torfmoosen zur Verfügung standen, waren zu einem jeweils unterschiedlichen Grad durch Entwässerung beeinträchtigt. Sie wiesen dennoch eine naturnahe und moortypische Vegetation auf, die somit als Referenz für die TKF und WVF dienen konnte. Aufgrund einer hohen Torfmoosdeckung und Abundanz der Zielarten (*S. papillosum*, *S. palustre*) waren sie für die Entnahme von Spendermaterial geeignet (QUINTY & ROCHEFORT 2003). Auf jeweils zwei Flächen wurde *S. papillosum* (Wildes Moor, Meerkolk) gesammelt und auf zwei weiteren Flächen hauptsächlich *S. palustre* (Nieuwkoopse Plassen, Bargerveen). In den Arbeiten zur Dissertation wurden jedoch nur drei der Spenderflächen untersucht, da auf der Fläche Nieuwkoopse Plassen aufgrund von großer Entfernung zu den anderen Untersuchungsflächen und schlechter Zugänglichkeit (nur mit Boot) keine Untersuchungen durchgeführt werden konnten. Die Vegetationserfassungen auf den Spenderflächen wurden in angrenzenden Bereichen der Entnahmebereiche durchgeführt. So konnte gewährleistet werden, dass die Vegetation vergleichbar zu den Entnahmebereichen war, jedoch durch die Entnahme nicht beeinträchtigt wurde.

Die Spenderfläche „**Wildes Moor**“ befindet sich im gleichnamigen Landschaftsschutzgebiet bei Papenburg in Deutschland (53° 02' 45" N, 07° 29' 46" E) in 60 km Entfernung zu den TKF. Es wurde eine Fläche von ca. 1 ha beerntet, die als feuchteres Glockenheide-Hochmoordegenerationsstadium beschrieben werden konnte (Abb. 10). Auf der Fläche existierten gut erhaltene Torfmoospolster aus Bulttorfmoosen, durchsetzt mit Schlenkentorfmoosen. Die Fläche wurde nur in geringem Maße durch Weißtorfabbau geprägt. Sie wird von ehemaligen Entwässerungsgräben durchzogen, die bereits 1985 gestaut wurden und deshalb stark verlandet sind. An die Fläche grenzen Wälder und wiedervernässte Torfabbauf Flächen an. Die Entnahme von hauptsächlich *S. papillosum* erfolgte entsprechend der Ausnahmegenehmigung durch die Untere Naturschutzbehörde des Landkreises Emsland. Die Erfassungen fanden in vergleichbaren Bereichen von 0,4 ha statt, die von der Entnahme unbeeinträchtigt geblieben waren.



Abb. 10: Naturnahe Spenderfläche „Wildes Moor“ mit *Erica tetralix* und *S. papillosum* (L. Zoch, 2016-08-01).

Die Spenderfläche „**Nieuwkoopse Plassen**“ liegt in einem Naturschutzgebiet bei Noorden in den Niederlanden (52° 09' 29" N, 04° 49' 45" E) in 165 km Entfernung zu den TKF. Durch Torfabbau und Wiedervernässung ist hier eine Seenlandschaft mit ausgedehnten Röhrichten entstanden. Im Rahmen von Pflegemaßnahmen wurde hier regelmäßig Torfmoos (hauptsächlich *S. palustre*) aus dem

Unterwuchs der Schilfbestände entnommen (Abb. 11). Wieviel Fläche für die Entnahme der Torfmoosbiomasse für die Anlage der TKF beerntet wurde, ist nicht bekannt. Da diese Fläche als Referenz nicht erfasst werden konnte, wird auf sie im weiteren Verlauf nicht weiter eingegangen.



Abb. 11: Naturnahe Spenderfläche „Nieuwkoopse Plassen“ mit *S. palustre* in Schilfröhricht (L. Zoch, 2018-09-10).

Die Spenderfläche „**Meerkolk**“ befindet sich im gleichnamigen Naturschutzgebiet bei Twist in Deutschland (52° 37' 59" N, 07° 08' 23" E) in 4 km Entfernung zur TKF. Es handelt sich um ein ehemaliges Moorage, das im Gegensatz zu den umliegenden Flächen nie abgetorft wurde. Deshalb liegt der eingedeichete Torfmoos-Schwingrasen erhöht in der angrenzenden Agrarlandschaft. Auf dem Schwingrasen fanden sich umfangreiche Schlenken mit flutenden Torfmoosen, aber auch ein hoher Anteil an Bulttorfmoosen (Abb. 12). Mit einer entsprechenden Ausnahmegenehmigung durch die Untere Naturschutzbehörde des Landkreises Emsland wurde auf einer Fläche von rund 0,6 ha hauptsächlich *S. papillosum* entnommen. Die Erfassungen erfolgten in vergleichbaren Bereichen von 0,6 ha, die von der Entnahme unbeeinträchtigt geblieben waren.



Abb. 12: Naturnahe Spenderfläche „Meerkolk“ mit Schwingrasen (L. Zoch, 2017-05-24).

Die Spenderfläche „**Bargerveen**“ liegt im internationalen Naturpark Bourtanger Moor bei Zwartemeer in den Niederlanden (52° 41' 47" N, 07° 01' 41" E) in 6 km Entfernung zur TKF. In dem Gebiet wurde großflächig Torf abgebaut. Die frühe Wiedervernässung in den 1970er Jahren (GROOTJANS et al. 2015) führte dazu, dass sich in einigen Bereichen eine von Torfmoosen dominierte Vegetation entwickeln konnte (Abb. 13). Dies lag wahrscheinlich daran, dass es in der Nähe noch Bereiche mit moortypischer Vegetation und Torfmoosarten gab, was die Einwanderung dieser Arten in die wiedervernässten Gebiete ermöglichte. Auf einer Fläche von 0,5 ha wurde hier mit einer Ausnahmegenehmigung von der

niederländischen Regierungsorganisation für Forstwirtschaft und der Verwaltung von Naturschutzgebieten (Staatsbosbeheer) hauptsächlich *S. palustre* entnommen. Die Entnahme erfolgte in verschiedenen Teilbereichen des Naturschutzgebietes. Die Erfassungen erfolgten in vergleichbaren Bereichen von 0,3 ha, die von der Entnahme unbeeinträchtigt geblieben waren.



Abb. 13: Naturnahe Spenderfläche „Bargerveen“ mit *S. palustre* (L. Zoch, 2017-08-14).

4.3 Wiedervernässungsflächen

Bei den drei untersuchten Wiedervernässungsflächen (WVF) handelt es sich um ehemalige Torfabbauf Flächen, die gemäß dem üblichen Standard (BLANKENBURG 2004) mit dem Ziel der Hochmoorregeneration wiedervernässt wurden (ebenso wie PRM). Alle WVF befinden sich, wie PRM, im NSG „Provinzialmoor“. Auf den WVF haben weder eine Ausbringung von Torfmoosen noch andere gezielte Maßnahmen zur Steigerung der Biodiversität stattgefunden. Die Flächen dienten deshalb als Referenz für eine herkömmliche Wiedervernässung. Untersucht wurde jeweils ein Teilbereich von 1 ha.

Die WVF „**Bridge**“ (52° 40' 26" N, 07° 07' 15" E) ist ein Teilbereich einer 1999 wiedervernässten Abtorfungsfläche. Die Fläche wurde im Rahmen des internationalen BRIDGE-Projekts wiedervernässt (BLANKENBURG & TONNIS 2004). Die untersuchte Fläche wies keine offenen Wasserflächen auf. Es hatte sich ein dichter Bestand aus *Eriophorum spec.* und *Molinia caerulea* mit vereinzelt Vorkommen von Schlenkentangmoosen (*Sphagnum cuspidatum*) gebildet (Abb. 14). In den Randbereichen befanden sich Bestände von *Betula pubescens*.



Abb. 14: Wiedervernässungsfläche „Bridge“ mit *Eriophorum vaginatum* & *Molinia caerulea* (L. Zoch, 2018-05-02).

Die WVF „**Dreieck**“ (52° 40' 05" N, 07° 06' 05" E) ist ein 2008 wiedervernässter Polder auf einer ehemaligen Abtorfungsfläche. Während der Polder im Winter flächig überstaut ist (bis zu 0,5 m über Flur), trocknet er im Sommer in der Regel bis auf kleine Wasserstellen aus (Abb. 15). Die Fläche war von Wollgräsern (*Eriophorum spec.*) sowie Schlenkentangmoosen (*S. cuspidatum*) dominiert und von ähnlich strukturierten Wiedervernässungspoldern umgeben.



Abb. 15: Wiedervernässungsfläche „Dreieck“ kurz vor der Austrocknung im Sommer (L. Zoch, 2018-07-13).

Die WVF „**Provinzialmoor**“ (52° 39' 60" N, 07° 06' 20" E) grenzt unmittelbar an die TKF PRM an und wurde zeitgleich mit ihr 2008 wiedervernässt. Sie war durch einen dichten Bewuchs von *Eriophorum angustifolium* charakterisiert, unter dem auch Schlenkentangmoose (*S. cuspidatum*) abundant waren (Abb. 16).



Abb. 16: Wiedervernässungsfläche „Provinzialmoor“ mit Beständen von *Eriophorum angustifolium* (A. Grobe, 2018-07-13).

5 Veröffentlichungen

Die Ergebnisse der Erfassungen auf den Untersuchungsflächen für die kumulative Dissertation sind in insgesamt sieben Veröffentlichungen publiziert. Die drei Hauptveröffentlichungen wurden in internationalen Fachzeitschriften mit Peer-Review-Verfahren veröffentlicht (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3, S. 33; GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4, S. 34; GROBE 2023: Kap. 5.5, S. 35). Zwei weitere Veröffentlichungen sind in deutschsprachigen Zeitschriften ohne Peer-Review-Verfahren veröffentlicht (GRAF et al. 2017: Kap. 5.1, S. 31; ZOCH et al. 2022: Kap. 5.7, S. 37). Zu zwei Veröffentlichungen in internationalen Fachzeitschriften mit Peer-Review-Verfahren wurden Beiträge beigesteuert (GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2, S. 31; OESTMANN et al. 2021: Kap. 5.6, S. 36).

5.1 Praktische Umsetzung der Anlage der TKF

GRAF, M., BREDEMEIER, B., GROBE, A., KÖBBING, J., LEMMER, M., OESTMANN, J., RAMMES, D., REICH, M., SCHMILEWSKI, G., TIEMEYER, B., ZOCH, L. (2017): Torfmooskultivierung auf Schwarztorf: ein neues Forschungsprojekt in Niedersachsen. *Telma* 47: 109–128. <https://doi.org/10.23689/fidgeo-2936>.

Zusammenfassung

Die Kultivierung von Torfmoosen wird von 2015 bis 2019 auf zwei industriell abgebauten und stark zersetzten Schwarztorfflächen im Landkreis Emsland praktisch erprobt und wissenschaftlich begleitet. Dazu wurden Testflächen mit Torfmoosen (v.a. *Sphagnum papillosum*, *S. palustre*, *S. magellanicum*, *S. fimbriatum*, *S. pulchrum*) von drei Spenderflächen beimpft. Die Wirtschaftlichkeit der Torfmooskultivierung und die Eignung von Torfmoosen als Substratausgangsstoff werden vom Substrathersteller Klasmann-Deilmann GmbH getestet. Das Institut für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover erfasst und bewertet die Wuchsleistung der unterschiedlichen Torfmoosarten und die Eignung der Kultivierungsflächen als Lebensraum für charakteristische Tier- und Pflanzenarten der Hochmoore. Die Treibhausgas-Bilanz der „moorbasierten“ Torfmoosproduktion wird vom Thünen-Institut für Agrarklimaschutz in Braunschweig untersucht. Dazu gehört auch die Quantifizierung des Einflusses der Torfmoosernte auf die Kohlenstoffbilanz der Entnahmeflächen.

Beiträge der Autoren: M. Graf hat die Projektfinanzierung beantragt und konzipierte das Untersuchungsdesign. A. Grobe hat eigene Beiträge (v.a. in Einleitung, Untersuchungsgebiete, Methoden) verfasst. A. Grobe hat gemeinsam mit L. Zoch das endgültige Manuskript zusammengestellt, das Beiträge von allen Autoren enthält und von allen Autoren redigiert wurde.

5.2 Beitrag: Stand der Forschung zur Torfmooskultivierung

GAUDIG, G., KREBS, M., PRAGER, A., WICHMANN, S., BARNEY, M., CAPORN, S., EMMEL, M., FRITZ, C., GRAF, M., GROBE, A., GUTIERREZ PACHECO, S., HOGUE-HUGRON, S., HOLZTRÄGER, S., IRRGANG, S., KÄMÄRÄINEN, A., KAROFELD, E., KOCH, G., KÖBBING, J., KUMAR, S., MATCHUTADZE, I., OBERPAUR, C., OESTMANN, J., RAABE, P., RAMES, D., ROCHEFORT, L., SCHMILEWSKI, G., SENDŽIKAITĖ, J., SMOLDERS, A., ST-HILAIRE, B., VAN DE RIET, B., WRIGHT, B., WRIGHT, N., ZUCH, L., JOOSTEN, H. (2018): *Sphagnum* farming from species selection to the production of growing media: a review. *Mires and Peat* 20 (13): 1–30. <https://doi.org/10.19189/MaP.2018.OMB.340>.

Abstract

Sphagnum farming - the production of *Sphagnum* biomass on rewetted bogs - helps towards achieving global climate goals by halting greenhouse gas emissions from drained peat and by replacing peat with a renewable biomass alternative. Large-scale implementation of *Sphagnum* farming requires a wide range of know-how, from initial species selection up to the final production and use of *Sphagnum* biomass based growing media in horticulture. This article provides an overview of relevant knowledge accumulated over the last 15 years and identifies open questions.

Beiträge der Autoren: Die Veröffentlichung basiert auf Diskussionen, die im Rahmen eines *Sphagnum* farming workshops am 2018-08-28 geführt wurden. An diesem hat A. Grobe teilgenommen und vor Ort die in der vorliegenden Arbeit untersuchten TKF sowie vorläufige Ergebnisse vorgestellt. A. Grobe hat kleinere Beiträge über die praktischen Ergebnisse der Anlage der TKF zu der Veröffentlichung beigesteuert.

5.3 Etablierung der Torfmoose und Einflussfaktoren

GROBE, A., TIEMEYER, B., GRAF, M. (2021): Recommendations for successful establishment of *Sphagnum* farming on shallow highly decomposed peat. *Mires and Peat* 27 (27): 1–18. <https://doi.org/10.19189/MaP.2020.APG.StA.2022>.

Abstract

Sphagnum farming aims to produce peat moss fibres for horticultural growing media or founder material for bog restoration. The objective of this study was to examine the establishment of *Sphagnum* on cut-over bog with shallow layers (average 78 cm) of highly decomposed “black peat” under different hydrological starting conditions. One of the two study sites in northwestern Germany was established directly after peat extraction, while the other one has been rewetted 7 years prior to its installation. Irrigation ditches were installed on these sites for water management. *Sphagnum* fragments were introduced and covered with straw mulch or geotextile for protection. The establishment of *Sphagnum* and the site conditions, including vascular plant growth, were evaluated to determine the supporting and limiting factors for *Sphagnum* farming under the difficult hydrological conditions of shallow highly decomposed peat (low porosity, low hydraulic conductivity). The cultivation of *Sphagnum* mosses is possible on shallow layers of highly decomposed peat. *Sphagnum* growth in cover and carpet thickness was significantly higher at the site that had previously been rewetted and had a thicker layer of residual peat. The areas covered with a geotextile showed significantly lower percentages of *Sphagnum* cover compared to those covered with straw mulch. While sufficient water quantity and quality are known to be prerequisites for *Sphagnum* farming, a sufficient peat layer thickness seems to be an additional factor for successful *Sphagnum* establishment and growth. Maintaining an optimal water table proved to be a challenge for these shallow layers of highly decomposed peat, as the low hydraulic conductivity of the peat has impeded a complete irrigation of the sites. Furthermore, the irrigation effort might need to be increased to compensate for additional water loss into the subsoil. On such sites with difficult hydrological and soil conditions, a favourable microclimate provided by vascular plants and a rewetted surrounding area can promote successful establishment of *Sphagnum* and can even partially counterbalance effects of a low water table.

Beiträge der Autoren: A. Grobe erfasste die Daten, konzipierte das Manuskript und schrieb den ersten Entwurf, der durch Beiträge von B. Tiemeyer ergänzt wurde. A. Grobe und B. Tiemeyer führten die statistische Analyse der Daten durch. A. Grobe verfasste das endgültige Manuskript, das von B. Tiemeyer und M. Graf korrigiert wurde.

5.4 Etablierung der Begleitvegetation und Einflussfaktoren

GROBE, A., RODE, M. (2023): Factors influencing the establishment of vascular plants at *Sphagnum* cultivation sites. *Wetlands Ecology and Management*. <https://doi.org/10.1007/s11273-023-09927-2>.

Abstract

Sphagnum cultivation is a type of paludiculture and a way to use formerly drained peatlands productively but under wet and therefore climatefriendly conditions. Where *Sphagnum* mosses are cultivated other plant species will also establish and possibly compete with the *Sphagnum*. The aim of this study was to determine which factors influence vascular plant cover as well as plant species numbers at *Sphagnum* cultivation sites and to derive recommendations for their management. Two cultivation sites were studied in northwest Germany. One of these was established directly after peat extraction while the other was rewetted seven years prior to establishment. Irrigation ditches for water management were installed at both sites. The cover of vascular plants and the number of plant species present were determined in systematically positioned plots. Six variables were tested for their influence on the assessed data by applying boosted regression tree models. The main factors influencing vascular plant cover at the two *Sphagnum* cultivation sites were the distance to an irrigation ditch (m), the site (location) and *Sphagnum* cover (%). The number of species per plot was influenced mainly by *Sphagnum* cover (%), the distance to an irrigation ditch (m) and the donor species used for initiating the cultivation sites. A sufficient supply of nutrient-poor water and optimal *Sphagnum* growth can reduce vascular plant cover and the number of plant species potentially present at a site. Insufficient water distribution and uneven *Sphagnum* establishment lead to inhomogeneous site conditions and thus to a higher number of plant species. The number and cover of plant species at a cultivation site are influenced by the vegetation of the sites' surroundings and the selection of the donor site.

Beiträge der Autoren: Die Datenerfassung und -analyse erfolgte durch A. Grobe. A. Grobe konzipierte das Manuskript und schrieb den ersten Entwurf. M. Rode hat bei der Auswertung und Interpretation der Daten beraten und korrigierte das Manuskript.

5.5 Pflanzenartenzusammensetzung und Vegetationsstruktur der TKF im Vergleich zu NSF und WVF

GROBE, A. (2023): Plant species composition and vegetation structure of *Sphagnum* cultivation sites. *Applied Vegetation Science* 26 (e12744): 1–12. <https://doi.org/10.1111/avsc.12744>.

Abstract

Aims: The cultivation of *Sphagnum* mosses in paludiculture has high potential for the use of formerly drained peatlands under wet conditions. The aim of this study was to evaluate the plant species composition and vegetation structure of *Sphagnum* cultivation sites in comparison with near-natural donor sites and rewetted sites without *Sphagnum* introduction.

Location: Central Europe, northwest Germany close to the Dutch–German border.

Methods: The treatments (rewetting with and without *Sphagnum* introduction) and a near-natural donor as a reference were each studied at three different sites. At each site, bryophyte and vascular plant species composition as well as parameters of vegetation structure were sampled in 40 randomly positioned plots of 25 cm × 25 cm.

Results: In addition to the highly frequent *Sphagnum*, several further plant species typical of bogs were introduced. At two cultivation sites, the species composition showed a high degree of similarity to the near-natural donor sites, whereas the third site was more similar to the rewetted sites without the introduction of *Sphagnum* biomass. Rewetted sites were species-poor in comparison with all other sites. Apart from a high cover of *Sphagnum*, the vegetation structure at the cultivation sites differed significantly from the near-natural donor sites.

Conclusions: *Sphagnum* cultivation sites can be used to grow donor material for peatland restoration and contribute to species conservation by providing substitute habitat for bog-typical and threatened plant species.

Beiträge der Autorin: A. Grobe hat die Daten erfasst, statistisch ausgewertet und das Manuskript verfasst.

5.6 Beitrag: Vegetationserfassungen zu Treibhausgasemissionen der TKF

OESTMANN, J., TIEMEYER, B., DÜVEL, D., GROBE, A., DETTMANN, U. (2021): Greenhouse gas balance of *Sphagnum* farming on highly decomposed peat at former peat extraction sites. *Ecosystems* (25): 350–371. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00659-z>.

Abstract

For two years, we quantified the exchange of carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) at two different large-scale *Sphagnum* farming sites. At both, peat extraction left a shallow layer of highly decomposed peat and low hydraulic conductivities. One site was characterized by preceding multi-annual inundation and irrigated by ditches, while the other one was inoculated directly after peat extraction and irrigated by ditches and drip irrigation. Further, GHG emissions from an irrigation polder and the effect of harvesting *Sphagnum* donor material at a near-natural reference site were determined. GHG mitigation potentials lag behind the results of less decomposed sites, although our results were also affected by the extraordinary hot and dry summer 2018. CO₂ exchanges ranged between -0.6 and 2.2 t CO₂-C ha⁻¹ y⁻¹ and were mainly influenced by low water table depths. CH₄ emissions were low with the exception of plots with higher *Eriophorum* covers, while fluctuating water tables and poorly developing plant covers led to considerable N₂O emissions at the ditch irrigation site. The removal of the upper vegetation at the near-natural site resulted in increased CH₄ emissions and, on average, lowered CO₂ emissions. Overall, best plant growth and lowest GHG emissions were measured at the previously inundated site. At the other site, drip irrigation provided more favourable conditions than ditch irrigation. The size of the area needed for water management (ditches, polders) strongly affected the areal GHG balances. We conclude that *Sphagnum* farming on highly decomposed peat is possible but requires elaborate water management.

Beiträge der Autoren: B. Tiemeyer, J. Oestmann und U. Dettmann konzipierten die Studie. J. Oestmann, D. Düvel und A. Grobe führten die Forschung durch. Dafür erfasste A. Grobe die Vegetation an den Messpunkten der Treibhausgasmessungen und hat bei der Auswertung der Vegetationsdaten unterstützt. U. Dettmann, B. Tiemeyer, D. Düvel und J. Oestmann schrieben den Code zur Datenauswertung, alle Autoren trugen zur Datenanalyse bei. J. Oestmann schrieb das endgültige Manuskript, das Beiträge von allen anderen Autoren enthält.

5.7 Kapitel: Wiederansiedlung hochmoortypischer Vegetation

ZOCH, L., GROBE, A., RAABE, P., HÖLZEL, N., KLEINEBECKER, T., KNORR, K.-H., KÖBBING, J., SCHNEIDER, J. (2022): Ausblick: Aktive Wiederansiedlung der hochmoortypischen Vegetation. 97–99. In: LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG), Hrsg.: Handlungsempfehlungen zur Renaturierung von Hochmooren in Niedersachsen. *GeoBerichte* 45: 1–117. https://doi.org/10.48476/geober_45_2022.

Zusammenfassung

Das Kapitel ist Teil der Handlungsempfehlungen zur Renaturierung von Hochmooren in Niedersachsen und stellt Möglichkeiten zur aktiven Wiederansiedlung hochmoortypischer Vegetation (Torfmoose und Gefäßpflanzen) für die Renaturierungspraxis vor.

Beiträge der Autoren: Die Inhalte wurden in Zusammenarbeit von allen Autoren erarbeitet. A. Grobe hat eigene Teile zur Wiederansiedlung von Torfmoosen und Gefäßpflanzen verfasst. Die Beiträge von allen Autoren wurden von A. Grobe und L. Zoch im finalen Kapitel zusammengeführt.

6 Synthese

In dieser Synthese werden die Ergebnisse der einzelnen Veröffentlichungen miteinander verknüpft und im Hinblick auf die zentralen Fragestellungen der Dissertation (Kap. 2, S. 14) zusammenfassend diskutiert. Zunächst wird evaluiert, ob die Etablierung von Torfmooskultivierungsflächen (TKF) auf wiedervernässten Torfabbauf Flächen mit geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf möglich ist (*Forschungsfrage 1*) (Kap. 6.1, S. 38). Weiterhin wird diskutiert, ob die entstehenden TKF als Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten geeignet sind (*Forschungsfrage 2*) (Kap. 6.2, S. 50). Zur Beantwortung dieser Fragen werden die Ergebnisse der eigenen Veröffentlichungen (Kap. 5, S. 31) herangezogen und mit Erkenntnissen aus der Literatur verknüpft. In der Diskussion der Synthese werden Empfehlungen für die Anlage von TKF, die Verbesserung ihrer Eignung als Ersatzlebensraum und die Etablierung von Torfmoosen durch Einbringung von Torfmoosbiomasse auf geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf abgeleitet (*Forschungsfrage 3*). Darüber hinaus werden Erkenntnisse für weitere Forschungsvorhaben und der bestehende Forschungsbedarf angeführt.

6.1 Etablierung von TKF auf geringmächtigem Schwarztorf

Um zu beantworten, ob die Etablierung von TKF auf geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf möglich ist (*Forschungsfrage 1*), werden zunächst die Ergebnisse zur Etablierung der Torfmoose (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3, S. 33) (*Forschungsfrage 1a*) auf den zwei TKF diskutiert und in Zusammenhang mit Kenntnissen zum Torfmooswachstum aus der Literatur gestellt. Weil nicht nur die Etablierung der Torfmoose, sondern auch die Etablierung der potenziell konkurrierenden Begleitvegetation für den Erfolg einer TKF entscheidend ist, werden die Ergebnisse zur Deckung der Begleitvegetation (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4, S. 34) ebenfalls diskutiert (*Forschungsfrage 1c, 2c*). Auch die Erkenntnisse zur praktischen Umsetzung der Flächenanlage (GRAF et al. 2017: Kap. 5.1, S. 31; GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2, S. 31) werden in die Diskussion einbezogen. Anschließend werden die in den Veröffentlichungen ermittelten Faktoren, die auf beiden TKF die Etablierung der Torfmoose (*Forschungsfrage 1b*) und der Begleitvegetation beeinflusst haben (*Forschungsfrage 1c, 2c*), diskutiert und mit Erkenntnissen zu Einflussfaktoren aus anderen Projekten in Zusammenhang gestellt.

6.1.1 Torfmoose

Ziel der Torfmooskultivierung ist es, Torfmoose (meist Bulttorfmoose) anzubauen bzw. zu vermehren (GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2). Für den Erfolg ist die Etablierung der Torfmoose nach der Flächenanlage somit der wichtigste Indikator. Die Etablierung von zwei Torfmoosarten wurde auf beiden TKF genauer untersucht. Die zwei Spenderarten wurden auf beiden TKF in gleicher Art und Weise ausgebracht (*Sphagnum papillosum*, Wildes Moor, beimpft Oktober 2015 und *S. palustre*, Nieuwkoopse Plassen, beimpft März 2016) und ermöglichen somit einen direkten Flächenvergleich (GRAF et al. 2017: Kap. 5.1). Auf beiden TKF haben sich die Spenderarten nach 36 (*S. papillosum*) bzw. 30 Monaten (*S. palustre*) auf dem geringmächtigen Schwarztorf erfolgreich etabliert (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3). Jedoch war der Etablierungserfolg auf der Fläche Provinzialmoor (PRM), die bereits sieben Jahre vor der Anlage der TKF wiedervernässt wurde (2008), deutlich größer als auf der Fläche Drenth (DRT), die

zeitgleich mit der Anlage wiedervernässt wurde (2015). Die Ergebnisse für die Deckung der Torfmoose, die Höhe des Torfmoosrasens und die Biomasseakkumulation (Trockenmasse einschließlich der ursprünglich ausgebrachten Torfmoosbiomasse) von *S. papillosum* nach 36 Monaten im PRM waren vergleichbar mit den Ergebnissen des ersten Versuchs von GAUDIG et al. (2017) auf mächtigem (160 – 195 cm), mäßig zersetztem Torf in Nordwestdeutschland (Ramsloh). Mit *S. palustre* konnten auf Schwarztorf sogar höhere Werte bei Deckung, Höhe und Biomasse erreicht werden (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3). Dieses Ergebnis stimmt mit Befunden aus naturnahen Hochmooren Norddeutschlands überein, wo *S. palustre* ebenfalls eine höhere natürliche Produktivität ($250 - 332 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) als *S. papillosum* ($172 - 220 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) aufwies (LÜTT 1992). Der in den Untersuchungen gemessene Mittelwert für die Biomasseakkumulation (Trockenmasse) von *S. palustre* (629 g m^{-2} nach 30 Monaten) im PRM ist mit der natürlichen Produktivität dieser Art vergleichbar. Das in dieser Studie gemessene Maximum an Biomasseakkumulation von *S. palustre* (1.000 g m^{-2} nach 30 Monaten) übertraf sogar die natürliche Produktivität. Der erreichte Mittelwert von *S. papillosum* im PRM (349 g m^{-2} nach 36 Monaten) blieb jedoch unter der natürlichen Produktivität (LÜTT 1992). Dieser Wert ist wiederum vergleichbar mit den Werten, die auf einer TKF mit Weißtorf und einer durchschnittlichen Torfmächtigkeit von 150 cm in Kanada gemessen wurden (POULIOT et al. 2015). Werte, die mit der natürlichen Produktivität von *S. papillosum* vergleichbar sind, wurden nur in wenigen Plots (Aufnahmequadraten) im PRM gemessen (Maximum: 828 g m^{-2} , nach 36 Monaten). In DRT erreichte hingegen keine der beiden Spenderarten natürliche Produktivitätsraten, nicht einmal über ihre Maximalwerte.

Der natürliche Höhenzuwachs von Torfmoosrasen liegt in naturnahen Mooren Norddeutschlands bei 2,8 – 3,8 cm pro Jahr für *S. papillosum* und bei 7,8 – 10,4 cm pro Jahr für *S. palustre* (LÜTT 1992). Im PRM wurde dies nur in wenigen Probeflächen mit Maximalwerten von 8,8 cm für *S. papillosum* nach 36 Monaten und 19 cm für *S. palustre* nach 30 Monaten erreicht. *S. palustre* hat deutlich höhere Wachstumsraten in Länge und Biomasse als *S. papillosum* (KREBS et al. 2016), was insbesondere im PRM beobachtet wurde, obwohl diese Art sechs Monate später als *S. papillosum* eingebracht wurde (GRAF et al. 2017: Kap. 5.1). Es ist jedoch möglich, dass ein günstigerer Wasserstand in Abschnitten, in denen *S. palustre* ausgebracht wurde, zum besseren Wachstum dieser Art beigetragen hat. Dies konnte jedoch nicht nachgewiesen werden, da keine detaillierten Daten zum Wasserstand vorliegen. Weiterführende Erkenntnisse zu Erträgen verschiedener Torfmoosarten bei der Torfmooskultivierung auf geringmächtigem Schwarztorf könnten in zukünftigen Forschungsprojekten durch direkte Gegenüberstellung gewonnen werden. Dafür sollten die Arten zu gleichen Zeitpunkten und unter gleichen Bedingungen ausgebracht werden. Sie sowohl im Frühjahr als auch im Herbst auszubringen, würde zusätzlich eine Evaluation des günstigeren Zeitpunktes für die Ausbringung ermöglichen.

6.1.2 Begleitvegetation

Auch die Etablierung von Begleitvegetation (v.a. Gefäßpflanzen, aber auch andere Bryophyten) ist ein wichtiger Indikator für den Erfolg einer TKF. Denn wenn sich neben den Torfmoosen Begleitvegetation ansiedelt, die in Konkurrenz zu den Torfmoosen steht, könnte diese den Ertrag einer TKF reduzieren oder die Zieltorfmoosarten sogar verdrängen.

Die Deckung der Begleitvegetation war, ebenso wie die Deckung der Torfmoose, auf der Fläche PRM (Mittelwert: 45 %), die sieben Jahre vor der Etablierung wiedervernässt wurde, signifikant höher als auf der Fläche DRT (Mittelwert: 15 %), die zeitgleich mit der Anlage der TKF wiedervernässt wurde (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4). Während in DRT keine Gefäßpflanzenart einen höheren mittleren Deckungsgrad als 4 % aufwies und diese somit als Konkurrenz zu vernachlässigen sind, hatten *Erica tetralix* (Mittelwert: 9 %) und insbesondere *Eriophorum angustifolium* (Mittelwert: 25 %) eine vergleichsweise hohe Deckung im PRM. GUËNÉ-NANCHEN et al. (2017) stellten jedoch fest, dass bei der Torfmooskultivierung eine Deckung von bis zu 34 % von *E. angustifolium* nicht zu einer Reduzierung der Biomasseproduktion von Torfmoosen führte. Selbst bei höheren Deckungswerten dieser Begleitart blieb der Einfluss auf die Produktivität der Torfmoose nur gering. POULIOT et al. (2011b) konnten dies sogar für eine Deckung von bis zu 50 % mit *E. angustifolium* belegen. Der geringe Einfluss dieser, im PRM dominanten Begleitpflanzenart, ist vermutlich auf ihr lockeres Wachstum mit Ausläuferbildung und ihre geringe Streuproduktion zurückzuführen (PHILLIPS 1954, HEIJMANS et al. 2002). So ist nach MALMER et al. (1994) ein verringertes Wachstum der Torfmoose, das bei einem Vorkommen von Gefäßpflanzen häufig zu beobachten ist, eher auf die Akkumulation von oberirdischer Streu auf dem Torfmoosrasen zurückzuführen, als auf den Effekt der Beschattung durch die Gefäßpflanze selbst. Auch die zweithäufigste Gefäßpflanze im PRM (*E. tetralix*) produziert nur eine geringe Menge an Streu und ist auch in naturnahen Mooren häufig eine Begleitpflanze in Torfmoosrasen oder -bulten (BANNISTER 1966, RYDIN & JEGLUM 2006, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Insgesamt war also im Untersuchungszeitraum (Etablierungsphase der ersten drei Jahre) nicht von einer Konkurrenz der Begleitvegetation für die kultivierten Torfmoose auszugehen.

6.1.3 Einflussfaktoren auf die Etablierung von TKF

Die Ergebnisse zur Etablierung der Torfmoose zeigen, dass diese auf geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf wachsen können (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3, S. 33). Neben den Torfmoosen etabliert sich aber auch Begleitvegetation auf den TKF (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4, S. 34). In den Ergebnissen hat sich eine große Differenz in der Etablierung der Torfmoose und der Begleitvegetation zwischen den beiden untersuchten TKF gezeigt. Dabei haben sich im PRM sowohl Torfmoose als auch Begleitvegetation deutlich erfolgreicher etabliert als in DRT. Die Faktoren, die zu diesem Ergebnis geführt haben könnten, werden im Folgenden diskutiert. Außerdem ermöglicht ein umfassendes Verständnis der Einflussfaktoren, die bei der Etablierung von TKF auf geringmächtigem Schwarztorf wirken, Rückschlüsse darauf, wie die Anlage von TKF für optimales Torfmooswachstum verbessert werden könnte. Aus den Ergebnissen zur Etablierung der Torfmoose und Begleitvegetation sowie der Analyse der Einflussfaktoren werden Empfehlungen für die Anlage von TKF und die Etablierung von Torfmoosen auf geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf abgeleitet.

Faktor Wasser

Das bemerkenswerteste Ergebnis der Untersuchungen war, dass die Etablierung der Torfmoose auf der Fläche PRM deutlich erfolgreicher war als in DRT, obwohl der Wasserstand im PRM in den Sommermonaten niedriger war (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3). Auch wenn der Wasserstand in DRT günstiger war, waren die Schwankungen vom Wasserstand auf beiden TKF hoch. Trotz der

Bemühungen den notwendigen stabilen, oberflächennahen Wasserstand auch im Sommer zu etablieren, war er nur in den Wintermonaten relativ stabil. Im PRM schwankte der Wasserstand zwischen 13 cm über und 80 cm unter Flur (April 2016 bis November 2018) mit einem mittleren Wasserstand während der Vegetationsperioden (Mai – September) von 32 cm unter Flur. In DRT waren die Schwankungen zwischen 15 cm über und 55 cm unter Flur geringer (April 2016 – November 2018). Hier lag der mittlere Wasserstand während der Vegetationsperioden (Mai – September) bei 11 cm unter Flur. Weil Torfmoose aber ganzjährig oberflächennahe Wasserstände brauchen, um optimal wachsen zu können (HAYWARD & CLYMO 1983, POULIOT et al. 2015, GAUDIG et al. 2020), resultierte das Wasserdefizit in einer teilweise unvollständigen Etablierung eines geschlossenen Torfmoosrasens und suboptimalem Wachstum der Torfmoose auf beiden TKF (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3). Der niedrigere Wasserstand im PRM könnte zudem die Etablierung von Gefäßpflanzen gefördert haben (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4). Wiedervernässte Moorflächen mit ungünstigen hydrologischen Bedingungen (unzureichende Wiedervernässung, Schwankungen des Wasserstands) werden eher von Gefäßpflanzen als von Torfmoosen besiedelt (LAVOIE & ROCHEFORT 1996, GIRARD et al. 2002, LAVOIE et al. 2003, VASANDER et al. 2003, LANTA et al. 2004, POULIN et al. 2005). Eine ausreichende Wasserversorgung (ganzjährig stabiler, oberflächennaher Wasserstand) fördert also nicht nur optimales Torfmooswachstum, sondern kann auch die Deckung von Gefäßpflanzen und damit die Konkurrenz sowie den Aufwand für eine aktive Reduzierung der Gefäßpflanzen, z.B. durch Mahd, verringern.

Die suboptimalen Wasserstände im PRM lassen sich vor allem durch das Austrocknen der Bewässerungspolder in den Sommermonaten und die damit verbundene unzureichende Menge an Bewässerungswasser erklären. Zudem war die Niederschlagsmenge im Sommer des ersten und besonders des gesamten dritten Versuchsjahres gering (2016: 90 % und 2018: 75 % des langjährigen Mittels (DWD 2022)). Das dazwischen liegende Jahr (2017) hatte ein sehr trockenes Frühjahr und einen nassen Herbst (Abb. 3, S. 19). Die trotz der Trockenheit geringeren Schwankungen des Wasserstandes in DRT sind darauf zurückzuführen, dass für die Bewässerung dieser Fläche Grundwasser in Rückhaltebecken gepumpt wurde, um in den Sommermonaten eine ausreichende Wasserversorgung aufrecht zu erhalten (GRAF et al. 2017: Kap. 5.1). Die Verwendung von Grundwasser in DRT hat aber auch zu höheren Nährstoffkonzentrationen und pH-Werten im Bewässerungswasser geführt (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3, OESTMANN et al. 2021: Kap. 5.6). Besonders in Regionen mit hohen atmosphärischen Depositionen, wie dem Landkreis Emsland, können zusätzliche hohe Nährstoffgehalte im Bewässerungswasser die Torfmoose schädigen (GAUDIG et al. 2020). Torfmoose haben nur eine geringe Toleranz gegenüber hohen Nährstoffkonzentrationen (insbesondere Ca^{2+}) und hohen pH-Werten (CLYMO & HAYWARD 1982). Die pH-Werte und Nährstoffkonzentrationen (insbesondere Ca^{2+} und zeitweise von NO_3^-) lagen jedoch lediglich im Bewässerungswasser und in den Gräben von DRT über den Toleranzwerten. Im Bodenwasser (Pegelrohre im Torf) waren alle Werte mit den im PRM gemessenen Werten vergleichbar, wo ausschließlich Regenwasser zur Bewässerung verwendet wurde (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3, OESTMANN et al. 2021: Kap. 5.6). Diese Vergleichsmessungen zeigen, dass hohe pH-Werte und Nährstoffkonzentrationen gepuffert werden können, wenn das Bewässerungswasser Torf passiert bevor es die Torfmoose erreicht. Insbesondere stark zersetzter Schwarztorf verfügt über eine hohe Kationenaustauschkapazität und kann dadurch

hohe pH-Werte gut puffern (PUUSTJARVI & ROBERTSON 1975). Bei Überstau und direktem Kontakt mit Grundwasser hingegen wurden die Torfmoose braun und es entwickelten sich Algen (Abb. 17). Eine solche Verfärbung von Torfmoosen haben auch KOKS et al. (2019) beobachtet und ebenso wie VICHEROVÁ et al. (2017) mit einer für Torfmoose tödlichen Kombination von hohen pH-Werten bei hohen HCO_3^- -Konzentrationen in Verbindung gebracht. Deshalb sollte, vor allem bei der Nutzung von Grundwasser, selbst ein kurzzeitiger Überstau vermieden werden (den Torfmoose normalerweise vertragen), damit die Torfmoose den hohen pH-Werten und Nährstoffkonzentrationen nicht unmittelbar ausgesetzt sind. Die höheren Nährstoffkonzentrationen in DRT werden auch durch die größere Abundanz von nährstofftoleranten Begleitpflanzenarten in den Plots angezeigt, insbesondere durch Arten der Gattung *Juncus* (v.a. *J. effusus*, *J. bulbosus*) (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4). Dies wurde auch von TEMMINK et al. (2017) auf einer TKF in Nordwestdeutschland beobachtet, auf der ebenfalls erhöhte Nährstoffkonzentrationen im Bewässerungswasser gemessen wurden. Wenn *Juncus*-Arten dominieren, können diese die Deckung und Anzahl anderer Pflanzenarten verringern (ERVIN & WETZEL 2002). Sie könnten daher unter nährstoffreicheren Bedingungen zu einer Konkurrenz für die Torfmoose werden. Daher sollte, wenn möglich, immer nährstoffarmes Wasser (Regenwasser) verwendet werden, um die Dominanz konkurrenzstarker, nährstofftoleranter Pflanzenarten zu verhindern.



Abb. 17: Gleiche Fläche in DRT: vor längerer Grundwassernutzung am 2017-09-21 (links) und nach längerem Überstau mit Grundwasser am 2018-07-13 (rechts) (L. Zoch).

Trotz zusätzlicher Verwendung von Grundwasser in DRT war die Wasserversorgung auf beiden TKF für Torfmoose nicht optimal (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3). Auch in naturnahen Mooren nimmt die Produktivität von Torfmoosen in Zeiten von Wasserdefiziten natürlicherweise vorübergehend ab (RYDIN & JEGLUM 2006, ROBROEK et al. 2009). Aufgrund des Wassermangels hat sich auf beiden TKF nach 36 bzw. 30 Monaten kein geschlossener Torfmoosrasen entwickelt. Denn für eine erfolgreiche Etablierung und optimales Torfmooswachstum wäre die Aufrechterhaltung eines stabilen, oberflächennahen Wasserstands nötig gewesen (HAYWARD & CLYMO 1983, POULIOT et al. 2015, GAUDIG et al. 2020). Da Sommer mit Niederschlagsdefiziten aufgrund des Klimawandels künftig häufiger zu erwarten sind (IPCC 2021), sollte bei der Planung einer TKF zusätzlicher Wasserbedarf für Jahre mit geringen Niederschlägen eingeplant werden. Der Rückhalt von Wasser in den

niederschlagsreichen Wintermonaten sollte jedoch nicht direkt auf der TKF erfolgen, da längerer Überstau das Wachstum der Torfmoose reduziert, indem er zu einem Längenwachstum der Torfmoospflanzen ohne Biomassegewinn führt oder sogar zum Absterben der Moose führen kann (ROCHEFORT et al. 2002, CAMPEAU et al. 2004, BRUST et al. 2018). Zudem kann Überstau auch die Einwanderung und die Etablierung von Schlenkentangmoosen wie *Sphagnum cuspidatum* begünstigen. Insbesondere in nassen Bereichen vom PRM wurde beobachtet, dass diese Begleitart häufig war (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4). Unter sehr nassen Bedingungen sind Schlenkentangmoose Konkurrenten der Ziel-Bulttorfmoose, weil sie eine höhere Produktivität als diese haben (GUNNARSSON 2005, HÁJEK 2009). Sie weisen jedoch auch eine höhere Zersetzungsrates auf (JOHNSON & DAMMAN 1991) und sind daher für die Biomasseproduktion für gärtnerische Kultursubstrate ungeeignet (EMMEL 2008). Auch sind Schlenkentangmoose wie *S. cuspidatum* keine Zielarten für den Anbau von Spendermaterial für Renaturierungsmaßnahmen, weil sich diese häufig eigenständig und schnell auf wiedervernässten Torfabbaufächen ansiedeln (WHEELER & SHAW 1995, SMOLDERS et al. 2003). Da der Wasserrückhalt auf der Anbaufläche somit nicht zielführend ist, sollten ausreichend große Wasserspeicher oder Flächen für den Rückhalt von Niederschlagswasser außerhalb von TKF eingeplant werden. Um zusätzlich den Wasserbedarf zu senken, sollten auch unproduktive Wasserverluste wie undichte Gräben, versteckte Drainagerohre als Überreste des Torfabbaus und eine erhöhte Evapotranspiration aufgrund eines Oaseneffekts vermieden werden.

Faktor Torf

Neben einer ausreichenden Wasserverfügbarkeit ist auch die gleichmäßige Verteilung des Bewässerungswassers in der Fläche ein wichtiger Faktor für eine erfolgreiche Torfmooskultivierung, welcher maßgeblich von den Torfeigenschaften beeinflusst wird. Während gering zersetzter Weißtorf eine gute hydraulische Leitfähigkeit hat, leitet stark zersetzter Schwarztorf durch seine geringe Porosität das Wasser schlecht (BADEN & EGGELSMANN 1963, LIU & LENNARTZ 2019). Bereits bei der Torfmooskultivierung auf mächtigeren Schwarztorfschichten (160 – 195 cm) hat sich gezeigt, dass in der Nähe der Bewässerungsgräben, wo die Wasserverfügbarkeit am höchsten ist, die Torfmoose besser wachsen (GAUDIG et al. 2017). Die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit auf geringmächtigem Schwarztorf (durchschnittlich 78 cm) haben gezeigt, dass ein geringerer Abstand vom Wuchsort zum Bewässerungsgraben auch hier zu einer besseren Etablierung von Torfmoosen führte (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3). Zudem wurde festgestellt, dass ein größerer Abstand von einem Bewässerungsgraben mit einer höheren Deckung von Gefäßpflanzen einhergeht (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4). Dies deutet ebenfalls darauf hin, dass das Bewässerungswasser das Zentrum der Flächen nicht ausreichend erreichte. Dies führte folglich zu trockeneren Bedingungen, welche die Ansiedlung der Torfmoose erschweren und das Wachstum von Gefäßpflanzen auf Torfflächen fördern (LAVOIE & ROCHEFORT 1996, GIRARD et al. 2002, LAVOIE et al. 2003, VASANDER et al. 2003, LANTA et al. 2004, POULIN et al. 2005).

Insbesondere die Erfassungen, bei denen die Deckung der Torfmoose entlang von senkrecht zum Bewässerungsgraben liegenden Transekten auf beiden TKF erfasst wurde, zeigen, dass vor allem in DRT die Bewässerung und damit auch die Torfmoosetablierung primär in der Nähe des

Bewässerungsgrabens (< 100 cm) erfolgreich war (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3). Weiter entfernt liegende Bereiche blieben hingegen trocken (Abb. 18). Diese unzureichende Wasserverteilung kann durch die geringe hydraulische Leitfähigkeit des stark zersetzten Schwarztorfs erklärt werden (vgl. LIU & LENNARTZ 2019). Folglich konnte in DRT ein großer Teil der Anbaufläche nicht ausreichend mit Wasser versorgt werden, was zur Austrocknung und teilweise auch zum Absterben der Torfmoose führte. Die Wiederaufnahme der Photosynthese und die Überlebenswahrscheinlichkeit von Torfmoosen nehmen mit der Dauer einer Austrocknungsphase ab (WAGNER & TITUS 1984). Eine unzureichende und heterogenere Verteilung des Bewässerungswassers könnte daher zu dem geringeren Etablierungserfolg der Torfmoose in DRT im Vergleich zu PRM beigetragen haben. Im PRM konnte kein direkter Zusammenhang zwischen Torfmoosdeckung und Grabenabstand festgestellt werden, was sich insgesamt in einer höheren Torfmoosdeckung widerspiegelt (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3). PRM war zum Zeitpunkt der Anlage bereits sieben Jahre wiedervernässt, während DRT erst zeitgleich mit der Anlage vernässt wurde (GRAF et al. 2017: Kap. 5.1). Das könnte die gleichmäßigere Wasserversorgung des Torfes im PRM erklären, obwohl die Wasserstände dort in den Sommermonaten niedriger waren als in DRT. Überraschenderweise waren die gemessenen Werte der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (K_s) in DRT jedoch höher als im PRM, was zu einer besseren Verteilung des Bewässerungswassers in DRT hätte führen müssen (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3). Damit stehen die gemessenen K_s -Werte im Widerspruch zu den Ergebnissen der Torfmoosetablierung. Dennoch war K_s auch in DRT niedrig und entsprach an beiden Standorten den typischen K_s -Werten von stark zersetztem Torf (BADEN & EGGELSMANN 1963). Allerdings lag der Wasserstand auf beiden Flächen während eines Großteils des Sommers nicht in der Nähe der Oberfläche. Damit steigt die Bedeutung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit für die Wasserbewegung im Torf. Wäre diese ebenfalls erfasst worden, hätten die Daten vermutlich dazu beigetragen, die offensichtliche Diskrepanz zwischen den K_s -Werten und den Wachstumsmustern der Torfmoose und der Begleitvegetation zu erklären. Daher sollte vor der Anlage einer TKF die hydraulische Leitfähigkeit des Torfes bestimmt werden, um in Abhängigkeit vom Ergebnis den Abstand der Bewässerungsanlagen für eine bestmögliche Verteilung des Bewässerungswassers zu optimieren.



Abb. 18: Torfmooswachstum am Rand der Gräben in DRT (links) und im PRM (rechts) (L. Zoch, 2018-07-13).

Neben der hydraulischen Leitfähigkeit des betrachteten Torfkörpers hat auch die jeweilige Resttorfmächtigkeit einen Einfluss auf die hydrologischen Bedingungen einer TKF. Die nach dem Torfabbau auf den TKF verbliebene Mächtigkeit unterschied sich zwischen beiden TKF und variierte auch innerhalb der Flächen. Sie könnte somit auch einen Beitrag zum Unterschied im Etablierungserfolg der Torfmoose zwischen den beiden TKF geleistet haben. In DRT schwankte sie zwischen 32 cm und 100 cm mit einem Mittelwert von 61 cm. Im PRM war die Mächtigkeit der Resttorfschicht mit einem Minimum von 86 cm, einem Maximum von 100 cm und einem Durchschnitt von 95 cm deutlich höher. Ein Einfluss der Torfmächtigkeit auf die Gefäßpflanzendeckung konnte nicht festgestellt werden (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4), obwohl dieser für Renaturierungsflächen bereits nachgewiesen wurde (LACHANCE & LAVOIE 2004, ZARZYCKI et al. 2022). Die Faktorenanalyse in GROBE et al. (2021: Kap. 5.3) hat jedoch gezeigt, dass die Torfmoosdeckung positiv mit der Resttorfmächtigkeit korreliert war. Ehemalige Abbaufächen mit geringmächtigen Torfschichten (weniger als 50 cm) geraten aufgrund der begrenzten Wasserspeicherung schnell unter Trockenstress, weil sie nicht in der Lage sind längere Perioden mit hoher Evapotranspiration zu puffern (DIXON et al. 2017). Daher können Systeme mit flachen Torfschichten nur in Perioden mit ausreichend Niederschlag produktiv sein. DIXON et al. (2017) gingen in ihrer Studie jedoch von einer undurchlässigen Schicht unter dem Torf aus, während die Torfschichten der hier untersuchten TKF von sandigem Material unterlagert wurden. Dadurch ist vermutlich Wasser zusätzlich durch Versickerung verloren gegangen, insbesondere wo Gräben bis in den Mineralboden reichen, wie es in DRT der Fall war. Um unnötige Wasserverluste zu vermeiden, sollten Bewässerungsgräben nur dann angelegt werden, wenn unter dem Grabenbett eine Resttorfmächtigkeit von mindestens 50 cm vorhanden ist. Wenn für die Flächenanlage Torfwälle angelegt werden, muss dieser Torfbedarf in die Berechnung der geplanten Resttorfmächtigkeit nach dem Torfabbau einbezogen werden, um die Mächtigkeit durch die Wallanlage nicht noch zusätzlich zu reduzieren. Insgesamt würde das Belassen einer mächtigeren Torfschicht von mindestens 100 cm nach dem Torfabbau günstigere Resttorfbedingungen aufrechterhalten. Diese erleichtern die Wiedervernässung und Aufrechterhaltung eines stabilen oberflächennahen Wasserstands (LUNDIN et al. 2017).

Faktor Flächeneigenschaften

Besonders unter den schwierigen hydrologischen Bedingungen von geringmächtigem Schwarztorf und unzureichender Wasserversorgung kann ein geeignetes Mikroklima die Etablierung von Torfmoosen und damit den Erfolg einer TKF positiv beeinflussen. Die Evapotranspiration und das Mikroklima einer Fläche werden maßgeblich von der Lage, Umgebung und angrenzenden Landnutzung beeinflusst. Dies wurde bereits von BRUST et al. (2018) auf einer TKF in Niedersachsen beobachtet. Die Lage und Umgebung der in dieser Arbeit untersuchten TKF unterschieden sich deutlich voneinander und könnten somit ebenfalls eine Erklärung für den Unterschied im Etablierungserfolg der Torfmoose der beiden TKF liefern. DRT wurde auf einem langen Streifen angelegt (ca. 1.000 m lang und 50 m breit), der an entwässerte Flächen mit aktivem Torfabbau angrenzte (ca. 50 ha) (Abb. 4, S. 21). Eine entwässerte Umgebung erhöht den Wasserverlust einer wiedervernässten TKF durch die Advektion trockenerer Umgebungsluft, auch „Oaseneffekt“ genannt (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Evapotranspiration und Wasserverlust durch horizontale Wasserbewegung in die umgebenden Flächen nehmen hingegen mit

zunehmender Größe der wiedervernässten Fläche ab (BRUST et al. 2018). PRM hatte im Gegensatz zu DRT eine quadratische Form (ca. 150 x 160 m) und ist von etwa 100 ha wiedervernässten Poldern umgeben (Abb. 6, S. 23). Diese Gegebenheiten waren demzufolge vermutlich förderlich für ein geeignetes Mikroklima und könnten damit die deutlich bessere Etablierung der Torfmoose in PRM gegenüber DRT beeinflusst haben. Theoretisch hätte sich dies auch in einer höheren Luftfeuchtigkeit im PRM widerspiegeln sollen, aber Messungen auf beiden TKF ergaben keine Unterschiede in der Luftfeuchtigkeit in Bodennähe (OESTMANN et al. 2021: Kap. 5.6). Dennoch können durch eine geschickte Auswahl von Lage und Form einer TKF potenzielle Wasserverluste (z.B. Verdunstung, seitlicher Abfluss) reduziert werden und der Erfolg gesteigert werden. So ist es wahrscheinlich, dass eine TKF mit gutem Flächen- und Seitenverhältnis (möglichst quadratisch) mit ebenfalls vernässter Umgebung ein besseres Mikroklima hat als eine lange, schmale TKF, deren Umgebung weiterhin entwässert wird.

Die Umgebung einer TKF kann neben den mikroklimatischen Bedingungen und damit der Etablierung von Torfmoosen auch die Etablierung von Begleitvegetation beeinflussen. Das Besiedlungspotenzial ergibt sich dabei aus der Vegetation und dem Ausbreitungspotenzial der in der Umgebung vorkommenden Pflanzenarten, was auch bei der Vegetationsentwicklung auf Renaturierungsflächen beobachtet wurde (LAVOIE et al. 2003, GONZÁLEZ et al. 2013, HUGRON et al. 2020). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde ein großer Unterschied in der Deckung der Begleitvegetation zwischen den beiden TKF festgestellt. Dabei wurde die Fläche bzw. Lage auch durch die statistischen Analysen (boosted regression tree models) als ein Haupteinflussfaktor auf die Deckung der Begleitvegetation identifiziert (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4). Die deutlich höhere Deckung der Begleitvegetation im PRM ist wahrscheinlich auf die frühe Wiedervernäsung der Fläche sieben Jahre vor ihrer Anlage zurückzuführen. Aufgrund der vorhergegangenen, langjährigen Wiedervernäsung konnten sich am Rand und in der Umgebung vom PRM bereits an wiedervernässte Moorstandorte angepasste Pflanzenarten etablieren und nach der Anlage der TKF in die Fläche einwandern (GROBE 2023: Kap. 5.5). Während das Besiedlungspotenzial für Begleitvegetation im PRM hoch war, gab es in DRT in den umliegenden aktiven Torfabbauf Flächen kaum Vegetation. Diese Beobachtungen zeigen, dass die Vegetation der Umgebung die Deckung der Begleitvegetation einer TKF maßgeblich beeinflusst. Wenn also eine geringe Deckung von Begleitvegetation auf einer TKF erwünscht ist, sollte bei der Auswahl des Standorts für eine Anbaufläche das Ausbreitungspotenzial der Pflanzenarten, die in der Umgebung vorkommen, berücksichtigt werden.

Faktor Gefäßpflanzen

Die Begleitvegetation kann die mikroklimatischen Bedingungen einer TKF aber auch positiv beeinflussen. Das statistische Modell in GROBE et al. (2021: Kap. 5.3) zeigt, dass eine höhere Deckung von Gefäßpflanzen die Etablierung von Torfmoosen positiv beeinflusst. Da die Deckung der Gefäßpflanzen im PRM höher war als in DRT, könnte dies trotz des niedrigeren Wasserstands zu einem besseren Wachstum der Torfmoose im PRM beigetragen haben. Gefäßpflanzen verbessern das Mikroklima, indem sie die relative Luftfeuchtigkeit erhöhen und starke Schwankungen von Oberflächentemperaturen ausgleichen (PEDERSEN 1975, MCNEIL & WADDINGTON 2003). Außerdem

haben sie mit ihren Wurzeln Zugang zu tieferem Bodenwasser und können, sobald sie sich etabliert haben, das Überleben und Wachstum der Torfmoose verbessern (TUITTILA et al. 2000b, POULIOT et al. 2011b, GUÉNÉ-NANCHEN et al. 2017). Dieses als „hydraulic lift“ bekannte Phänomen kann auf landwirtschaftlichen Anbauflächen das Wachstum und den Ertrag einer Kultur steigern (ALAGELE et al. 2021). Insbesondere in trockeneren Klimazonen oder wenn die abiotischen Bedingungen für Torfmoose nicht optimal sind, können dadurch die Erfolgsaussichten einer TKF verbessert werden. Gleichzeitig können Gefäßpflanzen jedoch aufgrund ihres höheren Blattflächenindex und ihrer tieferen Wurzeln die Evapotranspiration erhöhen und somit zu dem niedrigeren Wasserstand im PRM beigetragen haben. Allerdings trocknete der Torfmoosrasen, in dem keine Gefäßpflanzen wuchsen, im Laufe des Sommers aus, während die von Gefäßpflanzen geschützten Torfmoose in Trockenperioden im Sommer grün und vital blieben. Dies wurde auch von MCNEIL & WADDINGTON (2003) beobachtet, die die Bedeutung einer stabilen Feuchtigkeitsversorgung für das Wachstum von Torfmoosen auf wiedervernässten Torfabbauf Flächen hervorheben. Dennoch konnte, wider Erwarten, eine höhere Luftfeuchtigkeit in Bodennähe im PRM im Vergleich zu DRT durch Messungen nicht bestätigt werden (OESTMANN et al. 2021: Kap. 5.6). Deshalb sollte der Zusammenhang zwischen der bodennahen Luftfeuchtigkeit, Bodenfeuchte und deren Beeinflussung durch Gefäßpflanzen einerseits und dem Einfluss auf das Torfmooswachstum andererseits in weiteren Studien untersucht werden. Entsprechend der vorangegangenen Überlegungen, kann ein geeignetes Mikroklima entscheidend für erfolgreiches Wachstum von Torfmoosen auf geringmächtigem Schwarztorf sein.

Über ein geeignetes Mikroklima hinaus bieten Gefäßpflanzen den Moosen mechanische Unterstützung für das Höhenwachstum (PEDERSEN 1975, MALMER et al. 1994, POULIOT et al. 2011b). Andererseits kann Begleitvegetation aber auch das Wachstum der Torfmoose durch Platz- und Lichtkonkurrenz beeinträchtigen. So können Gefäßpflanzen das Wachstum von Torfmoosen reduzieren, wenn sie durch ihre Lichtabschirmung die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) um mehr als 50 % verringern (HAYWARD & CLYMO 1983). Jedoch können Torfmoose bei optimalen Bedingungen Gefäßpflanzen auch überwachsen. In Gebieten mit hoher Torfmoosproduktivität ist die Produktivität der Gefäßpflanzen oft reduziert (BACKÉUS 1985, MALMER et al. 1994, RYDIN et al. 2006). HEIJMANS et al. (2002) beobachteten, dass Torfmoose einen negativen Effekt auf die Biomasseproduktion von *E. angustifolium* hatten, welche die häufigste Begleitpflanzenart auf den in dieser Arbeit untersuchten TKF war (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4). Diese Wechselwirkung hat sich auch bei den Untersuchungen auf den beiden TKF gezeigt. Während sich auf den TKF eine Torfmoosdeckung von über 40 % zunächst positiv auf die Deckung der Gefäßpflanzen auswirkte, wirkte sich eine Torfmoosdeckung von über 90 % negativ auf die Gefäßpflanzendeckung aus (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4). Wenn also ein optimales Torfmooswachstum erreicht werden kann, ist es auch wahrscheinlich, dass sich die Deckung der Gefäßpflanzen reduziert bzw. geringgehalten wird.

Faktor Initialphase

Die im Untersuchungszeitraum gemessenen Standortfaktoren (z.B. Wasserstände, Luftfeuchtigkeit) konnten nicht vollständig erklären, warum Torfmoose und Gefäßpflanzen sich im PRM deutlich besser

etabliert haben als in DRT. Teilweise waren die Ergebnisse sogar widersprüchlich (stabilerer Wasserstand auf der Fläche mit schlechterem Torfmooswachstum, keine Unterschiede bei hydraulischer Leitfähigkeit oder bodennaher Luftfeuchtigkeit). Allerdings könnten die Bedingungen in der jeweiligen Initialphase (1,5 Jahre, Herbst 2015 – Frühjahr 2017) der beiden TKF unterschiedlich gewesen sein. Deshalb muss bei der Betrachtung der Ergebnisse auch die Initialphase der TKF mit in Betracht gezogen werden. Für diese liegen jedoch keine Daten vor, weil die wissenschaftliche Begleitforschung erst nach Abschluss der Flächenanlage begonnen wurde (s. Kap. 4.1, S. 20). Beispielsweise war das Bewässerungssystem in DRT in den ersten sechs Monaten noch nicht voll funktionsfähig (z.B. defekte Pumpen), weshalb die ausgebrachten Torfmoose in diesem Zeitraum nicht ausreichend mit Wasser versorgt wurden. Dies hat deren Wachstum sehr wahrscheinlich eingeschränkt oder sie sogar so geschädigt, dass sie sich nicht mehr erholen konnten. Deshalb ist eine optimale Wasserversorgung in der Initialphase für eine erfolgreiche Etablierung von Torfmoosen besonders wichtig. Auf Renaturierungsflächen, die mit Torfmoosbiomasse beimpft wurden, konnte ebenfalls beobachtet werden, dass vor allem in Verbindung mit unzureichender Wasserversorgung hohe Temperaturschwankungen, Verdunstung und Winderosion die Ansiedlung von Pflanzen auf offenen Torfflächen erschweren können (SALONEN 1994, CAMPEAU & ROCHEFORT 1996, PRICE 1996, SLIVA & PFADENHAUER 1999, CAMPBELL et al. 2002). Um Ausfälle in der Initialphase zu vermeiden, sollte bei der Anlage einer TKF erst die Wiedervernässung vollständig abgeschlossen und die Bewässerung voll funktionsfähig eingerichtet sein, bevor die Torfmoose auf der Fläche ausgebracht werden. Bewässerungsmengen und -dauer sollten von Beginn an dokumentiert werden, um bei auftretenden Defiziten frühzeitig gegensteuern zu können.

In der Initialphase haben die Torfmoose noch keinen geschlossenen Rasen gebildet und sind deshalb besonders empfindlich gegenüber Austrocknung (CAMPEAU & ROCHEFORT 1996, QUINTY & ROCHEFORT 2003). Die Etablierung eines geschlossenen Torfmoosrasens ist somit ein Schlüsselement in der Initialphase einer TKF, da die Austrocknungstoleranz der Torfmoose steigt, wenn sich ein geschlossener Rasen mit einer Deckung von > 90 % gebildet hat (PRICE et al. 2003, GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2). Während auf den im Rahmen dieser Arbeit untersuchten TKF die Torfmoosbiomasse nur mit einer Deckung von 60 – 80 % ausgebracht wurde (GRAF et al. 2017: Kap. 5.1), hätte wahrscheinlich durch eine hohe Ausbringungsdichte von 100 % Deckung eine schnellere Entwicklung eines geschlossenen Torfmoosrasens erreicht werden können (CAMPEAU & ROCHEFORT 1996, ROCHEFORT et al. 2003, GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2). Grundsätzlich sollte dies demzufolge die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Etablierung einer TKF – vor allem in Gebieten mit langanhaltenden Trockenperioden – erhöhen.

Auch die getesteten Schutzabdeckungen konnten die Torfmoose in der Initialphase nicht vollständig vor Austrocknung schützen. Hierbei hat sich die häufig bei Torfmoosausbringungen verwendete Strohauflage (QUINTY & ROCHEFORT 2003) als geeigneter herausgestellt als das erstmals getestete Geotextil (50 % Beschattung) (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3). Das Geotextil ermöglichte zwar eine gleichmäßigere Beschattung und eine schnellere Installation im Vergleich zur manuellen Ausbringung von Stroh, es verhinderte aber die Etablierung der Torfmoose, wenn es durch Wasser beschwert wurde (z.B. durch Niederschlag) und auf den Torfmoosen auflag. Das Aufliegen verhinderte einen

Luftaustausch und ließ dadurch unter dem Geotextil anoxische Bedingungen entstehen. Bei hohen Windgeschwindigkeiten flatterte das Geotextil zudem und hob die Torfmoosbiomasse von der Fläche ab, was eine erfolgreiche Etablierung verhinderte. Versuche, die großen Geotextilstücke mit Befestigungen zu versehen, schlugen fehl, da sie das Gewebe zerrissen. Außerdem ist die fachgerechte Entsorgung des Geotextils teuer, ebenso wie die Entsorgung der Sandsäcke, die zur Befestigung des Geotextils verwendet wurden. Stroh bietet demgegenüber den Vorteil, dass es nicht von der Fläche entfernt werden muss, da es sich mit der Zeit zersetzt. Insgesamt bestätigte die Untersuchung, dass Stroh ein geeignetes Material ist, um die Etablierung von Torfmoosbiomasse zu fördern, besonders wenn eine konstante Wasserversorgung nicht gewährleistet werden kann.

6.2 Eignung von TKF als Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten

Im zweiten Teil dieser Synthese wird die Eignung der Torfmooskultivierungsflächen (TKF) als Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten diskutiert (*Forschungsfrage 2*). Auf beiden TKF wurden die Artenzahlen der Begleitvegetation erhoben (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4, S. 34). Weiterhin wurden die Pflanzenartenzusammensetzung und Vegetationsstruktur in drei Teilbereichen der TKF Provinzialmoor (PRM), in denen unterschiedliches Spendermaterial ausgebracht wurde, im Detail untersucht (GROBE 2023: Kap. 5.5, S. 35) (*Forschungsfrage 2a*). Die Ergebnisse wurden mit drei der zugehörigen naturnahen Spenderflächen (NSF) und drei wiedervernässten Torfabbauf Flächen ohne Einbringung von Torfmoosbiomasse (WVF) verglichen (*Forschungsfrage 2b*). Der Vergleich dieser Flächen und ein Abgleich mit der Literatur zu Flora und Vegetation typischer Moorlebensräume ermöglicht Aussagen zur Eignung von TKF als Ersatzlebensraum. Im Anschluss wird evaluiert, welche Faktoren die Etablierung von Pflanzenarten und die Vegetationsstruktur und damit die Eignung der Flächen als Ersatzlebensraum beeinflussen (*Forschungsfrage 2c*). Dafür werden die Ergebnisse zu den Einflussfaktoren auf die Etablierung von Begleitpflanzenarten zu beiden TKF (PRM und Drenth (DRT)) aus GROBE & RODE (2023: Kap. 5.4, S. 34) sowie die Ergebnisse aus dem PRM aus GROBE (2023: Kap. 5.5, S. 35) herangezogen und mit Aussagen aus der Literatur gegenübergestellt. Über Heranziehen ergänzender Literatur wird als weiterer Faktor der mögliche Einfluss der Bewirtschaftung (Pflegetmahd, Torfmoosernte) auf die Eignung der TKF als Ersatzlebensraum diskutiert.

6.2.1 Pflanzenartenzusammensetzung

Die Gesamtzahl der Pflanzenarten und die Zahl der moortypischen Arten pro Plot (Aufnahmequadrat: 25 x 25 cm) war im PRM signifikant höher (Mittelwert: 5,1 und 5,0) als in DRT (Mittelwert: 3,7 und 3,4) (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4). Die Anzahl der gemäß der Roten Liste von Niedersachsen gefährdeten Pflanzenarten pro Plot (z.B. *Vaccinium oxycoccos*, *Drosera rotundifolia* (beide Kategorie 3: gefährdet, GARVE 2004)) unterschied sich nicht signifikant zwischen den beiden TKF. Die ebenfalls gefährdeten Arten *Rhynchospora alba* und *Drosera intermedia* waren in den Plots in DRT sogar häufiger als im PRM. Dies lässt sich durch die geringe Torfmoosdeckung in DRT und dem damit einhergehenden hohen Anteil an offenem Torf erklären (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3), da beide Arten bevorzugt offene Torfflächen besiedeln (RYBNÍČEK 1970, THUM 1986). In den Plots dominierten moortypische Arten, während die Anzahl der moortoleranten Arten (diese können gelegentlich in Mooren vorkommen, haben ihren Schwerpunkt aber in anderen Lebensräumen) pro Plot an beiden Standorten gering war (PRM: Mittelwert 0,1 und DRT: Mittelwert 0,3). Ähnliche Ergebnisse zeigten sich auch bei der Etablierung von Vegetation auf renaturierten Torfabbauf Flächen in Kanada (GIRARD et al. 2002, POULIN et al. 2005). Dies zeigt, dass die Bedingungen auf den TKF für moortypische Pflanzenarten geeignet waren und dass sich lediglich tolerante oder untypische Arten sehr wahrscheinlich nicht häufig oder dauerhaft auf TKF etablieren können. Wie sich die Artenzusammensetzung über einen längeren Beobachtungszeitraum verändert, sollte in weiteren Studien untersucht werden.

Bei der genaueren Untersuchung der Artenzusammensetzung auf der TKF PRM zeigte sich, dass die Anzahl der Pflanzenarten (insgesamt, moortypisch, gefährdet, Vorwarnliste) in den Teilbereichen mit unterschiedlichem Spendermaterial 36 bzw. 24 Monate nach dem Einbringen der Torfmoosbiomasse, mit den NSF vergleichbar war (GROBE 2023: Kap. 5.5). Die für die Kultivierung vorgesehenen Torfmoosarten (*S. papillosum*, *S. palustre*) hatten sich erfolgreich auf den TKF etabliert und wurden mit hoher Frequenz in fast allen Plots gefunden. Dies bestätigt die Effizienz einer manuellen Einbringung von Torfmoosbiomasse zur Etablierung dieser Arten. Zusätzlich zu den Zielarten kamen viele moortypische und gefährdete Gefäßpflanzenarten der NSF nach der Einbringung der Torfmoosbiomasse auch auf der TKF vor (z.B. *Rhynchospora alba*, *Vaccinium oxycoccos* (Abb. 19)). Es wurden auf den TKF auch einige moortypische Bryophytenarten erfasst, die nach der Roten Liste von Niedersachsen stark gefährdet sind (z.B. *Kurzia pauciflora*, *Cladopodiella fluitans* (Kategorie 2, KOPERSKI 2011)) (Abb. 19). Viele dieser typischen und gefährdeten Hochmoorarten wurden hingegen nicht auf den WVF in der Nähe der TKF gefunden. Insgesamt war die Artenzahl auf den WVF ohne Einbringung von Torfmoosbiomasse deutlich geringer als auf den TKF und NSF (ebd.) Deshalb wurden viele Pflanzenarten der TKF höchstwahrscheinlich zusammen mit der Torfmoosbiomasse bzw. dem Spendermaterial in Form von Samen, Rhizomen oder Sporen in die Flächen eingebracht. Der Anteil der Arten, die sowohl auf den NSF als auch im zugehörigen Bereich der TKF nachgewiesen wurden, betrug 62 % (Spendermaterial Wildes Moor), 76 % (Spendermaterial Meerkolke) bzw. 69 % (Spendermaterial Bargerveen) (GROBE 2023: Kap. 5.5). Dies ist etwas geringer als die Übertragungsrate bei Untersuchungen zur großflächigen maschinellen Umsetzung der „moss layer transfer technique“ (MLTT), wo HUGRON et al. (2020) eine Übertragungsrate von 82 ± 9 % der Arten für 22 Paare von Renaturierungs- und Spenderflächen ermittelt haben. Die dennoch vielversprechende Übertragungsrate des manuellen Ansatzes (keine flächendeckende Entnahme, Abschneiden einzelner Torfmoosbulte, manuelles Ausstreuen der Torfmoosbiomasse), der für die Anlage der TKF verwendet wurde, bestätigt, dass auch mit dieser Methode moortypisches Arteninventar auf Flächen angesiedelt werden kann. Insbesondere für kleinere, mit Maschinen schlecht zugängliche oder fragmentierte Standorte kann dies eine geeignete Alternative zur großflächigen maschinellen Umsetzung sein. Zudem ist die manuelle Entnahme von Torfmoosbiomasse schonender für eine Spenderfläche.



Abb. 19: Moortypische und gefährdete Pflanzenarten, die auf den TKF und NSF gefunden wurden: *Cladopodiella fluitans* (links), *Vaccinium oxycoccos* und *Andromeda polifolia* (rechts) (L. Zoch, 2018).

Es wurden jedoch nicht alle Arten, die auf den NSF gefunden wurden, auf die TKF übertragen (z.B. *Sphagnum molle*, *Narthecium ossifragum*). Dies war auch der Fall, wenn die „moss layer transfer technique“ (MLTT) in Renaturierungsprojekten eingesetzt wurde (KAROFELD et al. 2016, HUGRON et al. 2020). Die Arten, die nicht übertragen wurden, hatten auf den Spenderflächen eine geringe Abundanz. Sie wurden deshalb nur bei der flächendeckenden Gesamtartenerfassung gefunden, jedoch nicht in den Plots (GROBE 2023: Kap. 5.5). Arten, die eine geringe Abundanz auf den Spenderflächen haben, gelangen auch mit geringerer Wahrscheinlichkeit in gesammeltes Spendermaterial. Selbst wenn sie in geringen Mengen im Spendermaterial vorhanden sind und auf TKF übertragen werden, können sie sich dort möglicherweise nicht etablieren. Wird eine hohe Artenvielfalt auf einer TKF angestrebt und sollen sich auch seltene Arten etablieren, sollten diese Arten daher gezielt gesammelt und umgesetzt werden. Dies ist insbesondere sinnvoll, wenn TKF als Spenderflächen für Renaturierungsmaßnahmen dienen sollen und sich Zielarten sonst nicht in ausreichender Menge etablieren.

6.2.2 Vegetationsstruktur

Die Vegetationsstruktur gibt Aufschluss über die Habitatstruktur einer TKF und damit die Eignung der Flächen als Ersatzlebensraum. Die TKF hatten mit den NSF eine hohe Torfmoosdeckung gemein, was typisch für Hochmoorvegetation ist (RYDIN & JEGLUM 2006). Allerdings war die Höhe des Torfmoosrasens nach 36 bzw. 24 Monaten noch nicht mit den NSF vergleichbar (GROBE 2023: Kap. 5.5), da sich die Torfmoose zunächst in der Fläche etablieren müssen, bevor sie in die Höhe wachsen können. Der Bereich mit dem Spendermaterial aus dem Wilden Moor wurde zwölf Monate vor den anderen beiden untersuchten Bereichen der TKF mit Torfmoosbiomasse beimpft (GRAF et al. 2017: Kap. 5.1). So hatten die Pflanzen eine Vegetationsperiode mehr Zeit sich zu etablieren. Zusätzlich dazu können auch die Wintermonate, bei milden Temperaturen wie in Norddeutschland, geeignete Bedingungen für das Wachstum von Torfmoosen und anderen Pflanzen bieten (KÜTTIM et al. 2020). Die somit längere Entwicklungszeit, die der Bereich mit dem Spendermaterial aus dem Wilden Moor hatte, könnte erklären, warum nur in diesem älteren Bereich der TKF die Deckung von Ericaceen mit deren

Deckung auf den NSF vergleichbar war. Die höhere Deckung offener Torfflächen auf den TKF im Vergleich zu allen anderen Untersuchungsflächen lässt sich durch das frühe Entwicklungsstadium und in einigen Fällen durch einen geringen Etablierungserfolg der Torfmoose erklären. Da die TKF vor der Anlage vegetationsfrei waren, ist an den Stellen, an denen sich die Torfmoose nicht etablieren konnten, der offene Torf verblieben (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3). Das sich kein geschlossener Torfmoosrasen auf den TKF entwickeln konnte, ist vor allem auf eine unzureichende Wasserversorgung zurückzuführen (Kap. 6.1.3, S. 40). Mit der Zeit werden die offenen Torfflächen höchstwahrscheinlich dennoch von Pflanzen besiedelt, wie von GONZÁLEZ & ROCHEFORT (2014) auf wiedervernässten Moorflächen beobachtet wurde. Mit der höheren Deckung von Gräsern und der größeren Höhe von Gefäßpflanzen auf der TKF PRM zeigt sich eine Entwicklungstendenz in Richtung der Vegetationsstruktur der WVF. In den ersten Jahren nach der Wiedervernässung können Moorflächen von Gräsern dominiert werden, deren Deckung nimmt jedoch im Allgemeinen nach sechs bis acht Jahren ab (D'ASTOUS et al. 2013, ROCHEFORT et al. 2013).

6.2.3 Einflussfaktoren auf die Funktion von TKF als Ersatzlebensraum

Neben den Torfmoosen haben sich auch moortypische und gefährdete Begleitpflanzenarten auf den TKF angesiedelt (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4, S. 34; GROBE 2023: Kap. 5.5, S. 35). Welche Pflanzenarten und Vegetationsstruktur sich auf TKF etablieren, wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst, die im Folgenden diskutiert werden. Dies ermöglicht eine Einschätzung, welche Einflussfaktoren bei der Anlage einer TKF berücksichtigt werden müssen, wenn diese neben dem vorrangigen Ziel des Torfmoosanbaus auch als Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten geeignet sein soll. Aus der Analyse der Faktoren werden Empfehlungen für die Förderung der Etablierung von moortypischen und gefährdeten Pflanzenarten und damit der Eignung von TKF als Ersatzlebensraum abgeleitet. Diese sind in die Veröffentlichung zur Wiederansiedlung moortypischer Vegetation eingeflossen (ZOCH et al. 2022: Kap. 5.7, S. 37).

Faktor Torfmoosdeckung

Der Faktor mit dem größten positiven Einfluss auf die Pflanzenartenzahl pro Plot war auf den TKF die Deckung der Torfmoose (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4). Dies deutet darauf hin, dass, wenn die Bedingungen auf den TKF für Torfmoose geeignet waren, sie auch für andere, vor allem moortypische Pflanzenarten (Kap. 6.2.1, S. 50) geeignet sind. Da eine hohe Deckung von Torfmoosen typisch für Hochmoore ist, sind auch viele moortypische Gefäßpflanzen- und Bryophytenarten daran angepasst im Torfmoosrasen zu wachsen (MALMER et al. 1994, RYDIN & JEGLUM 2006). Dennoch zeigen die Ergebnisse, dass bei einer Torfmoosdeckung von mehr als 90 % die Zahl der Pflanzenarten pro Plot abnahm. Das liegt wahrscheinlich daran, dass Torfmoose andere Arten unterdrücken können, indem sie ihre Umgebung nass und sauer halten (RYDIN et al. 2006). Wahrscheinlich werden hierdurch aber vor allem moortolerante Arten verschwinden, da nur moortypische Arten an eine hohe Torfmoosdeckung und die damit verbundenen Standortbedingungen ausreichend angepasst sind. Auf TKF ist es das primäre Ziel, einen geschlossenen Torfmoosrasen zu etablieren (POULIOT et al. 2015, GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2). Wo dieses Ziel erreicht wird, ist mit einer geringeren Anzahl von

Begleitarten zu rechnen als auf TKF, auf denen die strukturelle Vielfalt aus einer ungleichmäßigen Etablierung der Torfmoose resultiert, wie es bei den in dieser Arbeit untersuchten TKF der Fall war.

Faktor Spendermaterial

Der Einfluss des Spendermaterials wurde über den Vergleich der Pflanzenartenzusammensetzung von drei Bereichen der TKF PRM mit den drei zugehörigen NSF, in denen die Torfmoosbiomasse für die Anlage der TKF entnommen wurde sowie drei WVF ohne Einbringung von Torfmoosbiomasse untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass die Pflanzenartenzusammensetzung in Bereichen der TKF PRM, in denen Spendermaterial aus dem Wilden Moor und dem Meerkolk ausgebracht wurde, den zugehörigen NSF am ähnlichsten war (GROBE 2023: Kap. 5.5). Im Gegensatz dazu wies der Bereich, in dem Spendermaterial aus dem Bargerveen ausgebracht wurde, eine hohe Ähnlichkeit mit der Artenzusammensetzung der WVF und nur eine geringe Anzahl an moortypischen Arten pro Plot auf. Dies lag vermutlich daran, dass auch die Spenderfläche Bargerveen in Bezug auf Artenzahl und Artenzusammensetzung ebenfalls eine Tendenz zu den WVF aufwies. Hieraus resultiert möglicherweise, dass sich die Vegetation, trotz früher Wiedervernässung in den 1970er Jahren nach dem Torfabbau (GROOTJANS et al. 2015), noch nicht vollständig regeneriert hatte. So war die Vegetation der NSF Bargerveen noch nicht mit der der anderen NSF vergleichbar, auf denen kein industrieller Torfabbau stattgefunden hat. Insgesamt zeigte sich eine Übereinstimmung zwischen der Artenzusammensetzung der NSF und den zugehörigen Bereichen auf den TKF, in denen das Spendermaterial der NSF ausgebracht wurde. Dieser Zusammenhang zwischen der Artenzusammensetzung von Empfänger- und Spenderflächen wurde auch bei der Einbringung von Torfmoosbiomasse für die Renaturierung von Torfabbauflächen beobachtet (KAROFELD et al. 2016, HUGRON et al. 2020).

Auch die Analyse der Einflussfaktoren auf die Artenzahl pro Plot auf beiden TKF (PRM und DRT) hat gezeigt, dass das verwendete Spendermaterial die Anzahl der Pflanzenarten pro Plot beeinflusst. In den Bereichen, in denen das Spendermaterial aus dem Wilden Moor ausgebracht wurde, wurde eine höhere Anzahl von Arten pro Plot gefunden als in den Bereichen, in denen Spendermaterial aus Nieuwkoopse Plassen ausgebracht wurde (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4). Dies lässt vermuten, dass auch auf der NSF Wildes Moor die Artenzahl höher war als auf der Spenderfläche Nieuwkoopse Plassen (in dieser Arbeit nicht untersucht). Die Ergebnisse zeigen, dass die Pflanzenartenzahl und -zusammensetzung einer TKF durch die Auswahl der Spenderfläche beeinflusst werden können. Insbesondere wenn die TKF zusätzlich Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten bieten sollen und für den Anbau von Spendermaterial für Renaturierungsmaßnahmen kann es sinnvoll sein, eine artenreiche Spenderfläche mit moortypischer Vegetation und einer hohen Anzahl an moortypischen Arten auszuwählen. Darüber hinaus sollten die Zielarten für die Renaturierung (z.B. torfbildende Torfmoosarten) häufig vorkommen und einen hohen Deckungsgrad auf der Spenderfläche aufweisen, um eine hohe Wahrscheinlichkeit für die erfolgreiche Übertragung zu gewährleisten. Dies ermöglicht, dass auch die angebaute Torfmoosbiomasse auf den Zielflächen die entsprechenden Eigenschaften aufweist (HUGRON & ROCHEFORT 2018).

Um eine höhere Pflanzenartenvielfalt auf einer TKF zu erreichen, kann es auch sinnvoll sein, Spendermaterial von mehreren Standorten mit jeweils unterschiedlicher Artenzusammensetzung zu mischen. Das Mischen von Spendermaterial aus verschiedenen Populationen kann zusätzlich den Ansiedlungserfolg von bestimmten Arten steigern (GODEFROID et al. 2011). Zudem werden dadurch die Spenderpopulationen geschont, weil je Spenderfläche weniger Biomasse entnommen wird. Grundsätzlich sollte immer nur regionales Spendermaterial verwendet werden, um die Einführung von gebietsfremdem Genmaterial oder nicht heimischen Arten zu vermeiden (ZOCH et al. 2022: Kap. 5.7).

Zusätzlich zur Herkunft des Spendermaterials könnte auch die Ausbringungsdichte, mit der die Torfmoosbiomasse auf einer TKF ausgebracht wird, einen Einfluss auf die Artenzusammensetzung haben. Im PRM hat sich gezeigt, dass der Bereich, in dem die Torfmoosbiomasse aus dem Bargerveen mit geringerer Dichte ausgebracht wurde (30 – 50 %) als das Spendermaterial in anderen Bereichen der TKF (Wildes Moor: 60 – 80 %, Meerolk: 70 – 80 %), die größere Ähnlichkeit mit den WVF hatte. In dem Bereich mit der geringeren Ausbringungsdichte des Spendermaterials wurden vor allem *Sphagnum cuspidatum* und *Eriophorum angustifolium* mit deutlich größerer Häufigkeit und Deckung gefunden als auf der zugehörigen Spenderfläche (Bargerveen). Die durch die geringe Ausbringungsdichte entstandenen Lücken könnten die Ansiedlung der in der Umgebung der TKF und auch auf den WVF häufigen Arten begünstigt haben und damit die Ähnlichkeit mit den WVF begründen. Im Gegensatz dazu wurde in den Bereichen mit Spendermaterial aus dem Meerolk, wo die Torfmoosbiomasse mit der höchsten Ausbringungsdichte ausgebracht wurde (70 – 80 %), die höchste Ähnlichkeit (basierend auf der Frequenz der Arten in den Plots) mit der zugehörigen NSF festgestellt (GROBE 2023: Kap. 5.5). Mehrere Studien haben gezeigt, dass eine Deckung von 100 % und eine lockere Schicht von 1 – 5 cm Dicke von Torfmoosbiomasse zu einer schnellen Etablierung eines geschlossenen Torfmoosrasens führen (CAMPEAU & ROCHEFORT 1996, QUINTY & ROCHEFORT 2003, GAUDIG et al. 2017). Die Ergebnisse zum Zusammenhang zwischen Arteninventar und der Ausbringungsdichte legen nahe, dass eine höhere Ausbringungsdichte auch zu einer besseren Replikation der Artenzusammensetzung der Spenderflächen führt und weniger Möglichkeiten für die Einwanderung von anderen Arten aus der Umgebung bietet, die die Zieltorfmoose oder erwünschte moortypische oder gefährdete Begleitpflanzenarten möglicherweise verdrängen könnten.

Faktor Flächeneigenschaften

Neben dem Spendermaterial wird die Pflanzenartenzusammensetzung einer TKF auch maßgeblich durch die Flora und Vegetation der Umgebung beeinflusst. So wurden fast alle Pflanzenarten (84 – 94 %), die auf den WVF in der Nähe von PRM vorkamen, auch auf der TKF PRM gefunden (GROBE 2023: Kap. 5.5). Einige dieser Arten waren auf den WVF deutlich abundanter als auf den NSF (z.B. *E. angustifolium*, *S. cuspidatum*). Somit sind diese Arten wahrscheinlich aus den WVF, die alle weniger als 1 km vom PRM entfernt waren, in die TKF eingewandert. Im Gegensatz dazu waren diese Arten auf der Fläche DRT, in deren umliegenden aktiven Torfabbauf Flächen kaum Vegetation vorhanden war, deutlich seltener (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4). In der Umgebung des PRM konnten sich die beiden Pionierarten *E. angustifolium* und *S. cuspidatum* in den vorangegangenen sieben Jahren der Wiedervernässung bereits mit hoher Anzahl etablieren. Diese Pflanzen konnten nach der Anlage der

TKF in die Anbauflächen einwandern. Insbesondere *E. angustifolium* besiedelt wiedervernässte Moore schnell, da sich die Diasporen mit dem Wind gut ausbreiten (SALONEN 1994, CAMPBELL et al. 2003, LAVOIE et al. 2005). Daher war *E. angustifolium* auch die häufigste Gefäßpflanzenart im PRM (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4). Die TKF unterschieden sich von den NSF aber vor allem durch eine höhere Häufigkeit der Schlenkentangmoosart *S. cuspidatum*. Diese Art war auch auf den WVF und in den umliegenden Poldern häufig. Daher gelangte sie wahrscheinlich als Pflanzenteile über die Bewässerungsrohre (Durchmesser: 20 cm), die alle Polder in dem Gebiet verbinden, auf die TKF. Bei der Wahl des Standorts für TKF sollte daher das Besiedlungspotenzial der Umgebung berücksichtigt werden, da es die Artenzusammensetzung der TKF beeinflusst.

Faktor Wasser

Zusätzlich zu einem hohen Besiedlungspotenzial von *S. cuspidatum* von umgebenden Flächen der TKF PRM profitierte diese Schlenkentangmoosart wahrscheinlich von den zeitweilig sehr nassen Bedingungen im PRM im Winter (bis zu 13 cm über Flur), weil sie unter nassen Bedingungen die produktivste Tangmoosart ist (GUNNARSSON 2005, HÁJEK 2009). Trotz des niedrigen Grundwasserspiegels in den Sommermonaten, den diese Art normalerweise nicht verträgt (HÁJEK & VICHEROVÁ 2014), überlebte sie die trockenen Bedingungen wahrscheinlich aufgrund der Begleitvegetation. Gefäßpflanzen können im Sommer die Tangmoose beschatten und die Verdunstung reduzieren (MALMER et al. 1994, MCNEIL & WADDINGTON 2003). Aus naturschutzfachlicher Sicht kann die Ansiedlung von Schlenkentangmoosen neben den Bulttangmoosen wünschenswert sein, weil ein Komplex aus den von unterschiedlichen Tangmoosarten dominierten Bulten und Schlenken typisch für naturnahe Hochmoore ist (BELYEA & CLYMO 2001, RYDIN et al. 2006, POULIOT et al. 2011a). Schlenkenarten tragen somit zu einer höheren Artenvielfalt auf den TKF bei, können aber bei hohen Wasserständen die Zielarten überwachsen. Das übergeordnete Ziel der Tangmooskultivierung ist unabhängig vom Anbauziel (Substrat als Torfersatz oder Spendermaterial für Renaturierungsmaßnahmen) die Vermehrung von Bulttangmoosen (GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2). Daher ist es wichtig, sehr nasse Bedingungen bzw. großflächigen Überstau zu vermeiden und einen für optimales Wachstum der Zielarten erforderlichen, stabilen und oberflächennahen Wasserstand auf den TKF zu gewährleisten (HAYWARD & CLYMO 1983, POULIOT et al. 2015, GAUDIG et al. 2020). Das fördert zwar das Wachstum von Bultarten, kann jedoch die Funktion von TKF als Ersatzlebensraum für Schlenkenarten reduzieren.

Eine gleichmäßige Wasserversorgung reduziert die Anzahl von potenziell auf einer TKF vorkommenden Pflanzenarten. So hat sich bei der Analyse der Einflussfaktoren auf die Artenzahl pro Plot auf beiden TKF gezeigt, dass ein Abstand von mehr als 15 m vom Wuchsort zum nächstgelegenen Bewässerungsgraben einen positiven Einfluss auf die Anzahl der Pflanzenarten pro Plot hat (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4). Es kann also davon ausgegangen werden, dass sich mit zunehmender Entfernung und damit schlechterer Wasserversorgung zusätzliche Arten ansiedeln. Wahrscheinlich wird es sich dabei aber nicht um moortypische, sondern trockenheits- oder moortolerante Arten handeln. Auch auf einer TKF in Kanada wurde beobachtet, dass in trockeneren Bereichen Arten gefördert wurden, die diese Bedingungen besser tolerieren als moortypische Arten, welche die nasserer Bereiche

bevorzugten (GUÉNÉ-NANCHEN et al. 2017). Wenn also homogene Standorte mit gleichmäßiger Wasserversorgung eingerichtet werden, verringert sich die Zahl der potenziell am Standort vorhandenen Arten (z.B. trockenheitstolerante Arten). Eine hohe Anzahl moortypischer Arten auf einer TKF kann durchaus wünschenswert sein. Jedoch ist weder bei dem Anbau von Torfmoosbiomasse für Torfersatzstoffe, noch bei der Vermehrung von Spendermaterial für Renaturierungsmaßnahmen das Vorkommen von nicht moortypischen, trockenheitstoleranten Arten zielführend und sollte vermieden werden.

Faktor Bewirtschaftung

Ob eine TKF als Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzen geeignet ist, hängt sehr wahrscheinlich auch von der Bewirtschaftung der Flächen ab. Zur Bewirtschaftung von TKF gehören vor allem die Ernte von Torfmoosbiomasse, aber auch die Pflegemahd der Begleitvegetation (v.a. Gefäßpflanzen) (GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2). Der Einfluss der Pflegemahd wurde in dieser Arbeit nicht untersucht. Auch eine Ernte von Torfmoosbiomasse wurde auf den betrachteten TKF erst nach Abschluss der Untersuchungen zum ersten Mal durchgeführt (Abb. 20). Deshalb decken die Ergebnisse ausschließlich die Etablierungsphase in den ersten drei Jahren ab. Es ist aber zu erwarten, dass die Bewirtschaftung einen Einfluss auf die Pflanzenartenzusammensetzung und Vegetationsstruktur einer TKF hat. Deshalb wird im Folgenden durch Heranziehen von Erkenntnissen aus der Literatur diskutiert und abgeschätzt wie eine Bewirtschaftung auf die Funktion der TKF als Ersatzlebensraum wirken könnte. Darüber hinaus werden Empfehlungen abgeleitet, wie im Rahmen einer Bewirtschaftung die Funktion von TKF als Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten gewährleistet oder optimiert werden könnte.



Abb. 20: Erste Torfmoosernte auf der TKF PRM nach Abschluss der Untersuchungen (Klasmann-Deilmann GmbH, 2019-03-19).

Auf den untersuchten TKF wurde ein- bis zweimal im Jahr außerhalb der Vegetationsperiode eine prophylaktische Pflegemahd der Gefäßpflanzen durchgeführt. So sollte verhindert werden, dass Gefäßpflanzen die Flächen dominieren und das Wachstum der Torfmoose reduzieren. Im Zeitraum der Untersuchungen war bei der mäßigen Deckung und der Zusammensetzung der Begleitvegetation auf

beiden TKF nicht von einer Konkurrenz zu den Torfmoosen auszugehen (Kap. 6.1.2, S. 39). Allerdings sind Pflanzengemeinschaften in wiedervernässten Mooren dynamisch und können sich im Laufe der Zeit verändern (GONZÁLEZ & ROCHEFORT 2014). Deshalb kann eine häufigere Pflegemahd als auf den untersuchten TKF nötig sein, wenn beispielsweise die Begleitvegetation zu einer Konkurrenz für die kultivierten Torfmoose wird. So erfolgte auf den TKF von GAUDIG et al. (2014) auf ehemaligem Hochmoorgrünland und GAUDIG et al. (2017) auf einer ehemaligen Abtorfungsfläche während der Vegetationsperiode einmal im Monat eine Mahd, wodurch die Gefäßpflanzendeckung (v.a. *Juncus effusus*) reduziert wurde. Die vorliegende Arbeit zeigt jedoch, dass in der Begleitvegetation von TKF viele moortypische und gefährdete Pflanzenarten vorkommen und die Flächen somit für diese Arten Ersatzlebensraum bieten (GROBE 2023: Kap. 5.5). Durch regelmäßiges Mähen während der Vegetationsperiode werden einige dieser Pflanzenarten wahrscheinlich an der Samenproduktion und somit auch an der Ausbreitung bzw. langfristigen Etablierung auf der Fläche gehindert. Darüber hinaus ist in der Begleitvegetation außerdem eine Verschiebung der Artenzusammensetzung hin zu einer Dominanz von störungstoleranten Arten zu erwarten.

Ein wesentlicher Eingriff im Rahmen der Bewirtschaftung von TKF ist die regelmäßige Ernte der angebauten Torfmoosbiomasse, die normalerweise alle drei bis fünf Jahre möglich ist (GAUDIG et al. 2014, KREBS et al. 2018). Bei einer Ernte wird die gesamte Vegetationsschicht tiefer abgeschnitten als bei einer Pflegemahd (Abb. 20, S. 57). Daher ist davon auszugehen, dass sie einen entsprechend größeren Einfluss auf die Pflanzenartenzusammensetzung und Vegetationsstruktur sowie damit auch auf die Funktion von TKF als Ersatzlebensraum hat. Bei der Torfmoosernte auf TKF wird der obere lebende Teil (ca. 5 – 15 cm) vom Torfmoosrasen abgeschnitten (GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2, KREBS et al. 2018). Bei einer Ernte von Torfmoosbiomasse für die Substratproduktion in naturnahen Flächen werden sogar bis zu 30 cm vom Torfmoosrasen entnommen (SILVAN et al. 2017). Je höher der dabei verbleibende vitale Torfmoosrasen jeweils ist, desto schneller regeneriert er sich nach der Ernte (KREBS et al. 2018). Alle anderen Pflanzenarten, die im Torfmoosrasen wachsen, werden ebenfalls mit abgeschnitten. Einige dieser Pflanzenarten vertragen die Ernte möglicherweise gut, weil sie flach und in Etagen im Torfmoosrasen wachsen, wie z.B. *Vaccinium oxycoccos*. Häufig entwickeln hochmoortypische Zwergsträucher wie auch *Andromeda polifolia* nur kurzlebige oberirdische Triebe und bilden neue Triebe aus unterirdischen Ausläufern, die sich an ihren von Torfmoosen überwachsenen Stämmen entwickeln (MALMER et al. 1994). Wenn diese Teile im Torfmoosrasen nach einer Ernte verbleiben, können sich die Pflanzen daraus wieder regenerieren. Aufrecht wachsende Pflanzenarten wie *Erica tetralix* oder *Calluna vulgaris*, die keine unterirdischen Ausläufer bilden, tolerieren es hingegen möglicherweise nicht, wenn die gesamte Pflanze regelmäßig bis zu den Wurzeln abgeschnitten wird. Untersuchungen zur Heidepflege haben gezeigt, dass sich *C. vulgaris* nach dem Abtragen der Vegetationsschicht (Schopfern oder Plaggen) auf trockenen Heideflächen innerhalb von ein bis zwei Jahren aus dem Wurzelstock regenerieren kann (HÄRDITTE et al. 2009, SHELLSWELL et al. 2016). Die Regeneration in Feuchtheiden dauert jedoch meist länger. Je tiefer dabei die Vegetationsschicht abgetragen wurde, desto langsamer verlief die Regeneration der Ericaceen und umso mehr Gräser konnten sich entwickeln (ebd.). Ein ähnlicher Effekt wäre bei einer Ernte auf TKF möglich. Auch bei kleinflächigen Ernteversuchen im Rahmen der Treibhausgasmessungen auf den

NSF wurde bei geringen Erntetiefen von 5 cm eine schnelle Regeneration der Torfmoose und Begleitvegetation innerhalb eines Jahres festgestellt (OESTMANN et al. 2021: Kap. 5.6). Bereiche, die tiefer abgeerntet und danach überstaut wurden, haben sich nicht oder nur sehr langsam regeneriert (ebd.). Deshalb sollte der Torfmoosrasen nicht zu tief abgeerntet werden, wenn eine Regeneration der Begleitpflanzenarten inklusive der Ericaceen erwünscht ist und die Pflanzendiversität auf der TKF erhalten werden soll (z.B. für die Vermehrung von artenreichem Spendermaterial oder zur Förderung der Funktion als Ersatzlebensraum).

Da Torfmoose bei optimalen oberflächennahen Wasserständen einen Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Pflanzenarten haben (BACKÉUS 1985, MALMER et al. 1994, RYDIN et al. 2006), ist es jedoch möglich, dass in dem Zeitraum nach einer Pflegemahd oder Ernte die Torfmoose die Begleitpflanzenarten schneller überwachsen als diese sich regenerieren können. Dies könnte langfristig zu einer Verringerung der Abundanz oder einer kompletten Verdrängung von Begleitarten aus den TKF führen. Bei der Ernte von Torfmoosbiomasse in natürlichen Mooren wurde festgestellt, dass sich die Flächen nach dem Eingriff zwar gut regenerieren, aber eine Veränderung der Pflanzenartenzusammensetzung zu erwarten ist, weil die Regeneration unterschiedlicher Pflanzenarten von ihrer Lebensform und ihrer Lebensraumnische abhängt (ELLING & KNIGHTON 1984, SILVAN et al. 2017, GUËNÉ-NANCHEN et al. 2019).

Es ist wahrscheinlich, dass auch die Entwicklung von TKF zu einer moortypischen Vegetationsstruktur (dickerer Torfmoosrasen, höhere Deckung der Ericaceen, moortypische Mikrotopographie mit Bult-Schlenken-Komplex) durch das regelmäßige Herunterschneiden des Torfmoosrasens inklusive der Begleitvegetation bei der Ernte beeinträchtigt oder sogar verhindert wird. Besonders eine Entwicklung der für Hochmoore typischen Mikrotopographie aus Bulten (höher gelegene, trockenere Bereiche) und Schlenken (nasse Senken) unterbleibt. Dies wäre aus naturschutzfachlicher Sicht erstrebenswert, da in ihnen jeweils unterschiedliche Arten vorkommen und so die Biodiversität einer Moorfläche erhöhen (BELYEA & CLYMO 2001, RYDIN et al. 2006, POULIOT et al. 2011a). Auch TRIISBERG et al. (2011) haben bei der Entwicklung von wiedervernässten Moorflächen einen direkten positiven Einfluss der Mikrotopographie auf die Pflanzenartenzahl festgestellt. Auf TKF wird aber ein ebenmäßiger Rasen von Bulttorfmoosen angestrebt, der durch eine regelmäßige Ernte immer wieder eingeebnet und in seiner sukzessiven Entwicklung zurückgesetzt wird. Dadurch ist im Vergleich zu einer Renaturierungsfläche ohne erntebedingte Störungen die Eignung von TKF als Ersatzlebensraum eingeschränkt.

Um trotz der nötigen Bewirtschaftung die Funktion von TKF als Ersatzlebensraum zu optimieren, könnte eine abschnittsweise Torfmoosernte oder Pflegemahd sinnvoll sein. In anderen Ökosystemen hat sich gezeigt, dass das Stehenlassen von Abschnitten bei einer Ernte die Artenvielfalt erhöhen kann (vgl. SCHALL et al. 2018, WINTERGERST et al. 2021). So können Arten in den unbeernteten oder ungemähten Bereichen verbleiben und von dort die beernteten Flächen wieder neu besiedeln. Auf der Grundlage von Überlegungen zur biologischen Vielfalt in anderen Ökosystemen, könnte das Erntesystem sich an den Grundsätzen des Mosaik-Zyklus-Konzepts orientieren (REMMERT 1991). Ähnlich wie bei dessen Übertragung auf die Waldbewirtschaftung (BORMANN & LIKENS 1994) würde auf der Fläche eine schachbrettartige Anordnung verschiedener Sukzessionsstadien entstehen. Dadurch

könnte ein Nebeneinander von Arten ermöglicht werden, die an verschiedene Sukzessionsstadien angepasst sind. Das wiederum würde die rasche Wiederbesiedlung von benachbarten Bereichen nach der Ernte begünstigen. Zusätzlich könnte ein Teilbereich einer TKF vollständig aus der Bewirtschaftung ausgeschlossen werden. Dadurch würden im Bereich der TKF auch Ersatzlebensräume für störungssensiblere Arten geboten werden, die auf TKF sonst möglicherweise nicht vorkommen würden. Auch in diesen Bereichen wären stets Quellpopulationen für die Wiederbesiedlung einer Art nach der Ernte oder Mahd vorhanden. Dies resultiert jedoch in einer Herausforderung für die Einstellung der jeweils geeigneten Wasserstände für die verschiedenen Höhen im Torfmoosrasen. Besonders beerntete Bereiche der Torfmoosflächen, die entsprechend tiefer liegen, sollten nicht überstaut werden, damit der verbleibende Torfmoosrasen sich regenerieren kann und nicht abstirbt (ROCHEFORT et al. 2002, CAMPEAU et al. 2004, BRUST et al. 2018). Deshalb ist eine Teilernte wahrscheinlich nur in hydrologisch getrennten Abschnitten möglich, z.B. in verschiedenen Poldern. Die Torfwälle zwischen den Poldern können für einzelne Arten aber wiederum den Austausch und die Wanderung zwischen den Flächen erschweren.

Insgesamt ist durch die Bewirtschaftung eine Einschränkung für die Funktion der TKF als Ersatzlebensraum zu erwarten. Wie umfangreich diese Einschränkungen sind, hängt dabei von der Intensität der Bewirtschaftung (Vorgehen und Häufigkeit von Torfmoosernte und Pflegemahd) sowie dem Anbauziel (reine Torfmoosbiomasse für Substratproduktion vs. Spendermaterial für Renaturierungsmaßnahmen mit weiteren Moorarten) und damit der Toleranz für Begleitvegetation ab (s. Kap. 7.1, S. 61).

7 Schlussfolgerungen

In diesem Kapitel werden die zentralen Erkenntnisse und Empfehlungen zur Torfmooskultivierung, der Anlage von Torfmooskultivierungsflächen (TKF) auf geringmächtigem Schwarztorf und der Eignung der Flächen als Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten zusammengeführt (Kap. 7.1, S. 61). Diese werden vor dem Hintergrund der unterschiedlichen Anbauziele bzw. unterschiedlicher Verwendungen der Torfmoosbiomasse gegenübergestellt (Substrat als Torfersatz vs. Spendermaterial für Renaturierungsmaßnahmen). Über die Fragestellung dieser Arbeit hinaus haben sich weiterführende Erkenntnisse zum Potenzial der Einbringung von Torfmoosbiomasse für die Renaturierung bzw. Wiederherstellung moortypischer Vegetation auf wiedervernässten Moorflächen ergeben. Diese werden in Kap. 7.2 (S. 64) zusammengestellt und der resultierende Forschungsbedarf aufgezeigt.

7.1 Erkenntnisse für die Torfmooskultivierung

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, dass die Etablierung von TKF auf geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf möglich ist (*Forschungsfrage 1*). Beide Zieltorfmoosarten (*Sphagnum papillosum*, *S. palustre*) können durch Übertragung von Torfmoosbiomasse von naturnahen Spenderflächen (NSF) auf wiedervernässten Torfabbauf Flächen mit diesen Bedingungen etabliert werden (s. Kap. 6.1.1, S. 38). Auf beiden TKF hat sich jedoch kein geschlossener Torfmoosrasen entwickelt und die Produktivität der Torfmoose war nur in einigen Bereichen vom Provinzialmoor (PRM) mit der natürlichen Produktivität von Torfmoosen vergleichbar. Auch die hohe Produktivität, die bei TKF auf schwach zersetztem Weißtorf gemessen wurde, konnte auf geringmächtigem Schwarztorf nicht erreicht werden (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3). Der primäre Grund hierfür war sehr wahrscheinlich eine unzureichende Wasserversorgung durch mangelnden Niederschlag und fehlendes Bewässerungswasser in den Sommermonaten (s. Faktor Wasser, Kap. 6.1.3, S. 40). Auf der Fläche mit dem geringeren Etablierungserfolg der Torfmoose (Drenth (DRT)) war darüber hinaus das Bewässerungssystem während der Initialphase noch nicht voll funktionsfähig (s. Faktor Initialphase, Kap. 6.1.3, S. 47). Es ist daher zu erwarten, dass bei einer optimierten Wasserversorgung auch auf geringmächtigem Schwarztorf deutlich bessere Ergebnisse für die Etablierung und Produktivität der Torfmoose erzielt werden könnten. Dies sollte in weiteren Versuchen geprüft werden. Dabei wäre eine Gegenüberstellung von verschiedenen Torfmoosarten in Verbindung mit detaillierten Messungen der Wasserstände lohnenswert, um herauszufinden, welche Art auf geringmächtigem Schwarztorf den besten Ertrag liefert. Zunächst aber gilt es herauszufinden, wie Wiedervernässung und Bewässerung bei der Torfmooskultivierung auf geringmächtigem Schwarztorf technisch optimiert werden können, da die geringe hydraulische Leitfähigkeit von Schwarztorf eine optimale Verteilung des Bewässerungswassers in der Fläche erschwert. Darüber hinaus stellt die geringe Mächtigkeit von Resttorfschichten durch geringe Wasserhaltekapazität und eventuelle Wasserverluste in den Mineralboden eine weitere Herausforderung für die Wiedervernässung des Torfkörpers und die Aufrechterhaltung von optimalen Wasserständen für das Torfmooswachstum dar (s. Faktor Torf, Kap. 6.1.3, S. 43). Die vorliegende Arbeit liefert in diesem Zusammenhang

Empfehlungen für die Optimierung der Torfmooskultivierung auf Moorflächen mit diesen Ausgangsbedingungen (s. Empfehlungen Kap. 6.1, S. 38).

Neben den Torfmoosen hat sich auch Begleitvegetation auf den TKF etabliert. Während die meisten Begleitpflanzenarten nur eine geringe Deckung aufwiesen, war *Eriophorum angustifolium* die dominierende Begleitpflanzenart. Auf Basis der Ergebnisse der vorliegenden Arbeit ist jedoch davon auszugehen, dass die Begleitvegetation im Untersuchungszeitraum keine Konkurrenz für die kultivierten Torfmoose darstellte (s. Kap. 6.1.2, S. 39). Insgesamt gab es sowohl bei der Etablierung der Torfmoose als auch bei der Begleitvegetation große Unterschiede zwischen den beiden untersuchten TKF (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3, GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4). Die Ergebnisse hierzu haben gezeigt, dass die Entwicklung und der Erfolg einer TKF durch ein komplexes Zusammenspiel verschiedener Faktoren beeinflusst werden (s. Kap. 6.1.3, S. 40). Auch die Artenzusammensetzung und die Vegetationsstruktur auf TKF sind von unterschiedlichen Faktoren abhängig (s. Kap. 6.2.3, S. 53). Viele dieser Arten wurden von den NSF mit der Torfmoosbiomasse bzw. dem Spendermaterial auf die TKF übertragen (s. Kap. 6.2.1, S. 50). Dadurch kamen auf beiden TKF viele moortypische und gefährdete Pflanzenarten vor (GROBE 2023: Kap. 5.5). Durch die Anlage der TKF wurden für diese Arten erfolgreich Ersatzlebensräume geschaffen (*Forschungsfrage 2*). Diese Bereitstellung von Ersatzlebensräumen für moortypische und gefährdete Pflanzenarten kann folglich eine naturschutzfachliche Aufwertung von TKF und eine Nebenleistung der Torfmooskultivierung sein. Dennoch ist dies weder bei der Produktion von Substrat als Torfersatzstoff noch bei dem Anbau von Spendermaterial für Renaturierungsmaßnahmen das vorrangige Ziel. Das übergeordnete Ziel ist in jedem Fall die Vermehrung von Bulttorfmoosen (GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2).

Ob das Ziel Bulttorfmoose zu kultivieren und die Bereitstellung von Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzenarten auf den TKF vereinbar sind, hängt von der Intensität der Bewirtschaftung ab (v.a. Ernte von Torfmoosbiomasse, Mahd der Begleitvegetation). Denn einige moortypische und gefährdete Pflanzenarten, die auf TKF Ersatzlebensraum finden können (s. Kap. 6.2.1, S. 50), könnten auf die Bewirtschaftung empfindlich reagieren. Deshalb hat diese sehr wahrscheinlich einen Einfluss auf die Pflanzenartenzusammensetzung und Vegetationsstruktur und damit die Eignung einer TKF als Ersatzlebensraum (s. Faktor Bewirtschaftung, Kap. 6.2.3, S. 57). Die Intensität und das Vorgehen bei der Bewirtschaftung ergeben sich aus dem Anbauziel bzw. der angestrebten Verwendung der Torfmoosbiomasse und der damit einhergehenden Toleranz für Begleitvegetation (GUËNÉ-NANCHEN et al. 2017, GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2). Wenn das Ziel darin besteht, artenreiches Spendermaterial für Renaturierungsmaßnahmen anzubauen, kann das Vorkommen von weiteren moortypischen Arten neben den Zieltorfmoosen tolerierbar oder sogar wünschenswert sein, sofern sie das Wachstum der Zieltorfmoose nicht reduzieren. Für die Produktion von Torfmoosbiomasse als Bestandteil von Kultursubstraten für den Gartenbau muss das angebaute Material jedoch möglichst frei von anderen Fasern sein (KUMAR 2017). Hier zielen Flächenanlage und Bewirtschaftung darauf ab, eine möglichst hohe Deckung geeigneter Torfmoosarten zu erreichen und das Vorhandensein von anderen Fasern (z.B. von Gefäßpflanzen) im angebauten Material zu minimieren (GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2).

Demnach können schon bei der Flächenanlage für die verschiedenen Anbauziele unterschiedliche Vorgehensweisen zielführend sein. Insbesondere die Auswahl der Spenderfläche, von der die Torfmoosbiomasse für die Anlage der TKF entnommen wird, beeinflusst die Pflanzenartenzusammensetzung einer TKF (s. Faktor Spendermaterial, Kap. 6.2.3, S. 54). Um die Etablierung von Begleitvegetation zu minimieren, kann es deshalb für den Anbau von Substrat sinnvoll sein artenarme Spenderflächen mit einer produktiven Torfmoosart auszuwählen. Für den Anbau von Spendermaterial für Renaturierungsmaßnahmen kann hingegen die Auswahl von Spenderflächen mit vielen moortypischen und gefährdeten Pflanzenarten zielführend sein. Hier könnten sogar ergänzende Maßnahmen zur Steigerung der Artenvielfalt auf den TKF die angebaute Biomasse verbessern. Dazu gehören beispielsweise die Mischung von Spendermaterial von mehreren Spenderflächen mit unterschiedlicher Artzusammensetzung oder eine zusätzliche, gezielte Übertragung von gewünschten Moorpflanzenarten (s. Empfehlungen Kap. 6.2, S. 50). Wenn es sich dabei um seltene oder gefährdete Arten handelt, können diese Maßnahmen zusätzlich als naturschutzfachliche Aufwertung einer TKF dienen. Wenn für die Anlage von TKF für den Anbau von Spendermaterial ein Standort mit Moorvegetation in der Nähe ausgewählt wird, kann dies die Artenvielfalt zusätzlich steigern. Denn die Moorpflanzenarten aus der Umgebung werden, in Abhängigkeit von ihrem Verbreitungspotenzial, sehr wahrscheinlich in die TKF einwandern und sich dort in der Begleitvegetation etablieren (s. Faktor Flächeneigenschaften, Kap. 6.1.3, S. 45 und Kap. 6.2.3, S. 55). Bei der Standortwahl für die Anlage einer TKF für die Substratproduktion könnte es hingegen zielführender sein auf Gebiete zurückzugreifen, in denen nur wenige Pflanzenarten in der Umgebung vorkommen, die sich auf den wiedervernässten TKF etablieren könnten. Die Etablierung von Begleitpflanzenarten, die für beide Anbauziele nicht zielführend sind (z.B. trockenheits- oder nährstofftolerante Arten, übermäßige Ausbreitung von Schlenkentangmoosen), kann durch eine gleichmäßige, oberflächennahe Wasserversorgung mit guter Qualität (Regenwasser) und Vermeidung von Überstau reduziert werden (s. Faktor Wasser, Kap. 6.1.3, S. 40 und Kap. 6.2.3, S. 56). Durch optimale Wasserversorgung wird zudem das Torfmooswachstum und damit auch das Vorkommen von weiteren moortypischen Pflanzenarten gefördert (s. Faktor Torfmoosdeckung, Kap. 6.2.3, S. 53).

Eine aktive Reduktion der Begleitvegetation durch regelmäßige Pflegemahd kann vor allem bei der Substratproduktion erforderlich sein, um den Faseranteil von anderen Pflanzen in der angebauten Torfmoosbiomasse zu minimieren (KUMAR 2017). Eine Mahd kann aber bei beiden Anbauzielen auch aus verschiedenen weiteren Gründen sinnvoll sein. Beispielsweise, wenn die Begleitvegetation eine Konkurrenz für die Ziel-Bultorfmoose darstellt. Dies hängt vorrangig von den dominanten Begleitpflanzenarten, deren Deckung und der Menge der von ihnen produzierten Streu ab (GAUDIG et al. 2017, GUËNÉ-NANCHEN et al. 2017, GAUDIG et al. 2018: Kap. 5.2). Zudem können bestimmte Pflanzenarten die Ernte von Torfmoosbiomasse erschweren, indem ihre Fasern die Erntemaschinen blockieren (ebd.). Die in OESTMANN et al. (2022: Kap. 5.6) veröffentlichten Ergebnisse zeigen, dass auch im Hinblick auf die Klimaschutzleistung von TKF eine Reduzierung der Deckung von bestimmten Gefäßpflanzenarten sinnvoll sein kann. Spezialisierte Feuchtgebietsarten mit aerenchymatischem Gewebe, wie z.B. *Eriophorum*-Arten, ermöglichen einen pflanzenvermittelten Transport von (Treibhaus-)Gasen zwischen Boden und Atmosphäre (GRAY et al. 2013). Auf den TKF

fürte die hohe Deckung von *E. angustifolium* somit trotz trockener Bedingungen, die normalerweise geringe Methanemissionen bedingen, zu höheren Methanemissionen (OESTMANN et al. 2021: Kap. 5.6). Dies wurde auch schon in vorherigen Studien beschrieben (GREENUP et al. 2000, TUUTTILA et al. 2000a, WADDINGTON & DAY 2007). Gefäßpflanzen können aber auch einen positiven Einfluss auf das Mikroklima haben und dadurch die Etablierung und das Wachstum der Torfmoose verbessern (s. Faktor Gefäßpflanzen, Kap. 6.1.3, S. 46). Aus diesem Grund und weil eine Pflegemahd die Funktion von TKF als Ersatzlebensraum negativ beeinflussen kann, sollte sie nur erfolgen, wenn sie aus den genannten Gründen für das Anbauziel wirklich notwendig ist. Wenn Maßnahmen zur Bewirtschaftung erforderlich sind (z.B. Torfmoosernte), könnte zum Erhalt der Artenvielfalt auf TKF, auf denen Spendermaterial für Renaturierungsmaßnahmen angebaut wird, ein schonendes Vorgehen (geringe Erntetiefe, abschnittsweise Ernte oder das Stehenlassen von Streifen) die Regeneration und Wiederbesiedlung von Begleitpflanzenarten erleichtern oder beschleunigen (s. Empfehlungen Kap. 6.2.3, S. 57). Bei dem Anbau von Substrat als Torfersatz hingegen könnte die Umsetzung dieser Empfehlungen zwar eine naturschutzfachliche Aufwertung der TKF als Ersatzlebensraum erreichen, ist aber wahrscheinlich nicht zielführend für den Anbau von reiner Torfmoosbiomasse. Hier könnte eine tiefere, gleichmäßige Ernte oder eine häufige Mahd der Gefäßpflanzen über die Zeit zu einer gewünschten Reduktion der Begleitvegetation führen. Das würde jedoch auch die Artenvielfalt und eine Eignung der TKF als Ersatzlebensraum verringern.

Insgesamt sind bewirtschaftete TKF kein Ersatz für natürliche Moorlebensräume oder Renaturierungsflächen, auch wenn die Anzahl der moortypischen und gefährdeten Pflanzenarten auf den untersuchten TKF vergleichbar mit den NSF war und deutlich höher als auf den Wiedervernässungsflächen ohne Einbringung von Torfmoosbiomasse (WVF) (GROBE 2023: Kap. 5.5). Denn im Vergleich zu störungsfreien Flächen wird die Funktion von TKF als Lebensraum immer eingeschränkt sein. Eine naturschutzfachliche Aufwertung durch Bereitstellung von Ersatzlebensraum auf TKF lässt sich aber wahrscheinlich besser mit dem Anbau von artenreichem Spendermaterial vereinbaren als mit der Produktion von reiner Torfmoosbiomasse für die Substratproduktion. Wenn eine intensive und gleichmäßige Bewirtschaftung erfolgen soll, um den Anteil von anderen Fasern in der angebauten Torfmoosbiomasse gering zu halten, sind die Flächen voraussichtlich nur für einzelne moortypische Pflanzenarten als Ersatzlebensraum geeignet. In der vorliegenden Arbeit wurden die Artenzusammensetzung und die Vegetationsstruktur in der Etablierungsphase der TKF ohne intensive Mahd der Begleitvegetation und ohne Torfmoosernte untersucht. Die gewonnenen Erkenntnisse liefern eine Grundlage für weitere Untersuchungen. Insbesondere die zeitliche Entwicklung nach der Etablierungsphase sowie der tatsächliche Einfluss der Bewirtschaftung sollte in zukünftigen Langzeitstudien untersucht werden.

7.2 Weiterführende Erkenntnisse für die Renaturierung

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit liefern über die Fragestellungen hinaus auch wertvolle Erkenntnisse für die Renaturierung von wiedervernässten Moorflächen. Nicht nur für die Torfmooskultivierung sind die Ergebnisse zur Etablierung der torfbildenden Bulttorfmoose (*S. papillosum*, *S. palustre*) (vgl. Kap. 6.1.1, S. 38) sowie der moortypischen und gefährdeten

Pflanzenarten auf geringmächtigem Schwarztorf vielversprechend (vgl. Kap. 6.2.1, S. 50). Sie zeigen auch, dass die für die Anlage der TKF verwendete manuelle Adaption der vielfach und großflächig erprobten „moss layer transfer technique“ (MLTT) (QUINTY & ROCHEFORT 2003) ebenfalls geeignet ist, um moortypische, torfmoosdominierte Vegetation auf wiedervernässten Moorflächen zu initiieren. Die langjährige, großflächige und maschinelle Umsetzung der MLTT hat bereits gezeigt, dass die Übertragung von Torfmoosbiomasse auf wiedervernässte Moorflächen moortypische Vegetation wiederherstellen kann, da neben den Torfmoosen auch andere moortypische Pflanzenarten übertragen werden (GONZÁLEZ & ROCHEFORT 2014, HUGRON et al. 2020). Allerdings haben die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bestätigt, dass im Vergleich zur üblichen maschinellen Umsetzung (z.B. mit Bulldozern, Miststreuern) auch die manuelle Entnahme und Einbringung von Torfmoosbiomasse möglich ist (GRAF et al. 2017: Kap. 5.1). Auch KAROFELD et al. (2016) haben diesen manuellen Ansatz bereits erprobt, jedoch bisher nur auf mächtigem Weißtorf und nicht auf geringmächtigem Schwarztorf. Diese Arbeit konnte also erstmals zeigen, dass die MLTT auch unter den schwierigen hydrologischen Bedingungen von geringmächtigem Schwarztorf erfolgreich umsetzbar ist. Jedoch ist bei diesen Bedingungen auch auf Renaturierungsflächen mit ähnlichen Herausforderungen wie bei der Anlage von TKF (z.B. Wasserverluste durch geringe Torfmächtigkeit, geringe hydraulische Leitfähigkeit vom stark zersetzten Schwarztorf) zu rechnen (vgl. Faktor Torf, Kap. 6.1.3, S. 43).

Die für die Anlage der TKF verwendete manuelle Adaption der MLTT (keine flächendeckende Entnahme, Abschneiden einzelner Torfmoosbulte, manuelles Ausstreuen der Torfmoosbiomasse) ist besonders für Ländern wie Deutschland interessant, in denen naturnahe Moore selten sind und Spenderflächen nicht in großem Umfang für eine maschinelle Entnahme von Torfmoosbiomasse zur Verfügung stehen. So kann auch in kleinen, schwer zugänglichen Spenderflächen manuell Spendermaterial gewonnen werden. Auf diese Weise konnte beispielsweise die Spenderfläche Meerkolk, deren Schwinggrasen mit Maschinen nicht befahrbar ist, mit Schneeschuhen begangen und manuell Torfmoosbiomasse entnommen werden (GRAF et al. 2017: Kap. 5.1). Zudem kann eine manuelle Entnahme kontrollierter und mit geringerem Schaden an der Spenderfläche erfolgen als bei einer maschinellen Entnahme. Wenn Renaturierungsflächen nicht mehr mit Maschinen zugänglich sind, weil sie bereits viele Jahre vor den Maßnahmen zur Wiederansiedlung der Vegetation wiedervernässt wurden (wie es bei der TKF PRM der Fall war), ist die manuelle Einbringung ebenfalls eine geeignete Alternative.

Um die Entwicklung moortypischer Vegetation auf Renaturierungsflächen zu initiieren, ist es nicht unbedingt erforderlich großflächig zu beimpfen (RAABE et al. 2018, HÖLZEL et al. 2022). Anders als bei der Torfmooskultivierung wird bei der Renaturierung keine schnelle Etablierung eines homogenen, erntefähigen Torfmoosrasens angestrebt. Es kann somit auch eine kleinflächige Beimpfung mit Torfmoosbiomasse ausreichen. Aus punktuellen Initialen könnten sich die Pflanzen auf den Zielflächen ausbreiten. Vor der Einbringung von Spendermaterial müssen aber Bereiche mit geeigneten hydrologischen Bedingungen ausgewählt werden, weil auf Renaturierungsflächen der Wasserstand, anders als auf TKF, meist nicht oberflächennah dauerhaft eingestellt werden kann und starken Schwankungen unterliegt (WHEELER & SHAW 1995). Weil häufig keine ausgelagerten Wasserspeicher zur Verfügung stehen, wird das Wasser im Winter auf den Flächen angestaut, um Reserven für die Sommermonate zu gewährleisten (BLANKENBURG 2004, LBEG 2022). Deshalb sollte bei der Auswahl

von geeigneten Bereichen für die Einbringung von Torfmoosbiomasse darauf geachtet werden, dass die Torfmoose bei Überstau im Winter vor Wellenschlag geschützt sind (z.B. flache Ufer, zwischen Gefäßpflanzen). Insbesondere Überstau könnte zu einer Dominanz von Schlenkentangmoosen führen, die die Etablierung der Bulttorfmoose verhindern könnten (vgl. Faktor Wasser, Kap. 6.1.3, S. 40 und Kap. 6.2.3, S. 56). Ein geeignetes Mikroklima (z.B. durch Gefäßpflanzen, vernässte Umgebung) kann, ähnlich wie auf TKF, die erfolgreiche Etablierung von Torfmoosen auf Renaturierungsflächen unterstützen (vgl. Faktor Flächeneigenschaften Kap. 6.1.3, S. 45 und Faktor Gefäßpflanzen, Kap. 6.1.3, S. 46). Wenn sich die Renaturierungsflächen gut entwickeln, können sich aus ihnen die angesiedelten Arten in weitere Flächen ausbreiten oder nach einigen Jahren sogar als Spenderflächen fungieren (ZOCH et al. 2022: Kap. 5.7).

Das Einbringen von Torfmoosbiomasse in Renaturierungsflächen zielt auf die Wiederherstellung charakteristischer, von Torfmoosen dominierter und damit torfbildender Vegetation für die Förderung von Biodiversität, Kohlenstoffbindung und Erosionsschutz ab (GONZÁLEZ & ROCHEFORT 2014, SHUTTLEWORTH et al. 2015, KAROFELD et al. 2016, KAROFELD et al. 2017, CLARKSON et al. 2017). Dieser Ansatz findet zunehmend Anwendung, denn selbst Jahrzehnte nach der Wiedervernässung degradierter Moorflächen und spontaner Sukzession werden viele dieser Standorte nicht eigenständig von charakteristischen Hochmoorarten einschließlich torfbildender Torfmoosarten wiederbesiedelt (CAMPEAU & ROCHEFORT 1996, POULIN et al. 2005, POSCHLOD et al. 2007, HAAPALEHTO et al. 2011, TRIISBERG et al. 2011). Der Grund dafür ist, dass potenzielle Spenderpopulationen häufig isoliert sind oder die Arten nur ein geringes Ausbreitungsvermögen haben (CAMPBELL et al. 2003, HÖLZEL et al. 2009). Die Ergebnisse der Erfassungen von Pflanzenarten auf den wiedervernässten Torfabbauf Flächen ohne Einbringung von Torfmoosbiomasse (WVF) bestätigen die Artenarmut und die unvollständige Besiedlung von wiedervernässten Moorflächen (GROBE 2023: Kap. 5.5). Obwohl die WVF von einzelnen moortypischen Arten dominiert wurden, waren sie ausgesprochen artenarm. Viele moortypische Gefäßpflanzenarten (z.B. *Rhynchospora alba*, *Vaccinium oxycoccos*) und Bryophyten (z.B. *Cladopodiella fluitans*, *Kurzia pauciflora*), die auf den NSF zu finden waren und bereits 36 bzw. 24 Monate nach der Einbringung der Torfmoosbiomasse auch auf den TKF vorkamen, fehlten auf den WVF selbst 10 (WVF: Dreieck, Provinzialmoor) bzw. 19 Jahre (WVF: Bridge) nach der Wiedervernässung noch vollständig. So war die Anzahl an gefährdeten und moortypischen Arten auf den TKF wenige Jahre nach der Beimpfung mehr als doppelt so hoch wie auf den WVF (ebd.). Die wesentlich höhere Anzahl moortypischer und gefährdeter Arten auf den TKF im Vergleich zu den WVF zeigt also, dass die manuelle Einbringung von Torfmoosbiomasse auch erfolgreich zur Überwindung von Ausbreitungsbarrieren moortypischer Pflanzen im Rahmen der Hochmoorrenaturierung genutzt werden kann (ZOCH et al. 2022: Kap. 5.7).

Im Vergleich zu den TKF und den NSF, auf denen torfbildende Bulttorfmoose vorkamen, hat nur eine Schlenkentangmoosart (*S. cuspidatum*) die WVF seit der Wiedervernässung besiedelt, während torfbildende Bulttorfmoosarten vollständig fehlten (GROBE 2023: Kap. 5.5). Dabei sind gerade diese Arten unabdingbar, um die Torfbildung auf wiedervernässten Moorflächen zu initiieren, weil sie die Haupttorfbildner sind (RYDIN & JEGLUM 2006). Bei der Torfbildung wird Kohlenstoff aus der Atmosphäre dauerhaft in Moorflächen gebunden (HAREDA et al. 2018, BEAULNE et al. 2021). Vor dem Hintergrund

des Klimawandels und der damit verbundenen Notwendigkeit Treibhausgasemissionen zu reduzieren und CO₂ zu binden (IPCC 2021), ist es unabdingbar, Moore nicht nur wiederzuvernässen, sondern auch die Etablierung der torfbildenden Vegetation mit Bulttorfmoosen zu fördern. Die Messungen in OESTMANN et al. (2021: Kap. 5.6) zeigen, dass die Etablierung von Bulttorfmoosen auf den TKF zu einer Reduktion von Treibhausgasemissionen führte. Zusätzlich kann durch die Förderung von Torfmoosen eine bessere Anpassung von wiedervernässten Moorflächen an den Klimawandel und dadurch häufiger werdende Trockenphasen erreicht werden. Denn Torfmoose verleihen dem Moorkörper eine bessere Wasserhaltefähigkeit und ermöglichen die Regeneration eines schwingenden Moorkörpers (Akrotelm), der für die Anpassung von Moorflächen an schwankende Wasserstände unabdingbar ist (BELYEA & CLYMO 2001, TIMMERMANN et al. 2009, LUCHESE et al. 2010). Dies ist insbesondere unter den schwierigen hydrologischen Bedingungen von geringmächtigem Schwarztorf wichtig, um starke Schwankungen des Wasserstandes ausgleichen zu können. Die in der vorliegenden Arbeit untersuchte manuelle Einbringung von Torfmoosbiomasse könnte also auf Renaturierungsflächen nicht nur die moortypische und torfbildende Vegetation wiederherstellen, sondern durch Ansiedlung von Bulttorfmoosen auch die Regeneration eines Akrotelms initiieren und die Kohlenstoffbindung erhöhen.

Um das benötigte Spendermaterial mit Bulttorfmoosen zu liefern, ist die Etablierung von TKF als Vermehrungsflächen unerlässlich. Insbesondere in Ländern in denen Bulttorfmoose und moortypische Pflanzenarten selten sind und wo aus naturnahen Flächen nicht genügend Spendermaterial entnommen werden kann, sollten artenreiche TKF etabliert werden. Die vorliegende Arbeit stellt Erkenntnisse und Empfehlungen für die Anlage solcher TKF bereit (s. Empfehlungen Kap. 6.1 S. 38 und Kap. 6.2, S. 50). Die Förderung der moortypischen Pflanzendiversität auf TKF, die als Spenderflächen für Renaturierungsmaßnahmen dienen sollen, hat dabei höchstwahrscheinlich einen direkten positiven Einfluss auf die Pflanzenartenzusammensetzung und Biodiversität der Zielflächen, in die das vermehrte Spendermaterial eingebracht wird (vgl. Faktor Spendermaterial, Kap. 6.2.3, S. 54). Die Erkenntnisse dieser Arbeit liefern erste Ansätze für das Potenzial der Torfmoosübertragung für die Renaturierung moortypischer Vegetation auf wiedervernässten Torfabbauf Flächen mit geringmächtigem Schwarztorf. Wie angebautes Spendermaterial von TKF in Renaturierungsflächen eingebracht werden kann und Bulttorfmoose sowie andere moortypische Pflanzenarten auf wiedervernässten Moorflächen erfolgreich etabliert werden können, sollte in nachfolgenden Projekten untersucht werden.

Aufbauend auf den Erkenntnissen der vorliegenden Arbeit wurde das Maßnahmen- und Forschungsprojekt „Insekten beleben Moore“ (InsMoor) am Institut für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover initiiert. Das Projekt wird zusammen mit der unteren Naturschutzbehörde der Region Hannover als Verbundprojekt im Zeitraum von 2020 bis 2026 durchgeführt und über das Bundesamt für Naturschutz (BfN) gefördert. Es werden Maßnahmen zur aktiven Wiederansiedlung von Torfmoosen und anderen moortypischen Pflanzenarten auf wiedervernässten Torfabbauf Flächen im Naturschutzgebiet „Totes Moor“ am Steinhuder Meer umgesetzt und wissenschaftlich untersucht. Auf den wiedervernässten Renaturierungsflächen mit unterschiedlichen Ausgangsbedingungen (Weißtorf, Schwarztorf, mit und ohne Pioniervegetation) sollen sich die Initialpflanzungen ohne intensives Flächen- und Wassermanagement (wie es bei der Torfmooskultivierung erforderlich ist) möglichst eigenständig entwickeln und langfristig etablieren können.

8 Ausblick

Torfmoosbiomasse kann auch auf Flächen mit geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf angebaut werden (GROBE et al. 2021: Kap. 5.3). Die angebaute Torfmoosbiomasse kann aufgrund der physikalischen und chemischen Eigenschaften als nachwachsender Substratausgangsstoff fossilen Torf ersetzen (EMMEL 2008, OBERPAUR et al. 2010, JOBIN et al. 2014, KUMAR 2017, MÜLLER & GLATZEL 2021). Der zeitnahe Ersatz von fossilem Torf ist zwingend erforderlich, da durch den Torfabbau Moorflächen zerstört werden, wodurch klimaschädliche Treibhausgase freigesetzt werden und die Flächen ihre Funktion als Kohlenstoffsенke und Lebensraum für seltene, gefährdete Arten verlieren (WHEELER & SHAW 1995). Vor allem bei der herkömmlichen landwirtschaftlichen Nutzung von entwässerten Moorböden werden große Treibhausgasmengen freigesetzt (MALJANEN et al. 2010, FROLKING et al. 2011, TIEMEYER et al. 2020). Bei einer nassen Bewirtschaftung wie der Torfmooskultivierung können diese gebunden bleiben und werden somit eingespart (BEYER & HÖPER 2015, GÜNTHER et al. 2017, OESTMANN et al. 2021: Kap. 5.6).

Mit der Torfmooskultivierung könnte die Synergie zwischen der Wiedervernässung landwirtschaftlich genutzter Moorflächen und der Produktion nachwachsender Torfersatzstoffe genutzt werden. Aktuell ist Torfmoosbiomasse jedoch im Anbau noch zu teuer, um mit fossilem Torf konkurrieren zu können (WICHMANN et al. 2017), vor allem, weil nicht-monetäre, positive Nebeneffekte wie Klima- oder Artenschutz unberücksichtigt bleiben. Der Anbau von Torfmoosbiomasse auf Moorböden in Paludikultur ist dadurch noch keine wirtschaftliche Alternative zu konventioneller, entwässerungsbasierter Landwirtschaft. Da der Markt für Torfmoosbiomasse jedoch wächst (ZEGERS et al. 2006, GLATZEL & ROCHEFORT 2017), wird deren nachhaltige Produktion immer wichtiger, um die weitere Zerstörung natürlicher Moore durch Ernte von Torfmoosbiomasse (z.B. für Orchideensubstrate in Chile) zu verhindern (DIAZ & SILVA 2012). Naturnahe Moorflächen sollten nicht durch Torfmoosentnahme in ihrer Funktion als Lebensraum und Kohlenstoffspeicher beeinträchtigt werden. Stattdessen könnten Torfmooskultivierungsflächen (TKF) den Bedarf an Torfmoosbiomasse decken und zusätzlich als Spenderflächen für weitere TKF und Renaturierungsflächen dienen. Ein Anbau von Torfmoosbiomasse auf 35.000 ha der insgesamt 90.000 ha Moorgrünland in Deutschland wäre erforderlich, um den Weißtorfbedarf der deutschen Substratindustrie decken zu können und durch nachwachsende Torfmoosbiomasse zu ersetzen (WICHMANN et al. 2017). Die vorliegende Arbeit zeigt, dass dabei nicht nur auf Moorflächen mit mächtigem, schwach zersetztem Weißtorf zurückgegriffen werden kann, sondern dass die Torfmooskultivierung auch unter den schwierigen Bedingungen von geringmächtigem, stark zersetztem Schwarztorf möglich ist. Für die Verwertung und Aufbereitung des angebauten Torfmoosmaterials ist es wichtig, dass die bisher kaum vorhandenen Produktions- und Wertschöpfungsketten weiter ausgebaut werden. Angesichts ihrer Bedeutung für den Klimaschutz sollte die Torfmooskultivierung und Paludikultur generell weiter im Fokus von Forschungsprojekten stehen.

Darüber hinaus sollten attraktive Anreize geschaffen werden, um die großflächige Umsetzung dieser Nutzungsform zu fördern. Die Förderung von Paludikulturen und somit auch von Torfmooskultivierung ist seit der Agrarreform von 2023 möglich (Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union (GAP) Förderperiode 2023 – 2027). Ende 2022 wurde zudem die nationale Moorschutzstrategie der

Bundesregierung beschlossen. Sie sieht vor, dass Paludikulturen bis zum Erreichen ihrer Konkurrenzfähigkeit besonders gefördert werden sollen (BMUV 2022b). Zusätzlich hat die Bundesregierung durch das Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK) bis 2026 vier Milliarden Euro bereitgestellt (BMUV 2022a). Umgesetzt werden soll das Programm zum Beispiel mit der Bund-Länder-Zielvereinbarung „Klimaschutz durch Moorbodenschutz“, wodurch eine Förderung von Wertschöpfungsketten für Produkte aus Paludikulturen (z.B. Torfersatzstoffe) erreicht werden soll. Diese soll helfen, die von der Bundesregierung im Klimaschutzgesetz 2021 festgesetzten Ziele zu erreichen: Der Ausstoß von Treibhausgasen soll bis 2030 um 65 Prozent gegenüber dem Jahr 1990 reduziert werden (KSG 2021). Um entsprechend der Ziele des Pariser Klimaabkommens den Nettoausstoß von Treibhausgasen bis 2050 auf null zu senken (UNFCCC 2015), wäre eine Wiedervernässung von mindestens 50.000 ha Moorfläche pro Jahr in Deutschland notwendig (BARTHELMES et al. 2023). Bisher werden in Deutschland jedoch nur etwa 2.000 ha pro Jahr wiedervernässt (ebd.). Auch Paludikulturprojekte gehen meist nicht über die Form von kleinflächigen Pilotprojekten hinaus. Das ist nicht ausreichend, um die dringliche Wiedervernässung von landwirtschaftlichen Moorflächen baldmöglichst und großflächig in der Landschaft zu realisieren. Eine zeitnahe Umsetzung von Moorschutz- und damit Klimaschutzmaßnahmen ist aus den angeführten Gründen unabdingbar, jedoch nur in Zusammenarbeit mit Flächeneigentümern und Landwirten möglich (CONVENTION ON WETLANDS 2021, KALINSKI et al. 2021). Für die Landwirtschaft ist es unumgänglich finanziell langfristig und verlässlich planen zu können (WICHMANN 2018). Deshalb müssen die politischen Rahmenbedingungen in Verbindung mit einer Förderung für nasse Bewirtschaftung von Moorböden entsprechend ausgerichtet sowie langfristig und verlässlich etabliert werden.

Solange Paludikulturen und der Anbau von Torfmoosen nicht konkurrenzfähig mit konventioneller Landwirtschaft sind, könnte zunächst die alleinige Wiedervernässung der Flächen honoriert werden. Das Ziel dabei sollte sein, Kohlenstoff in den zuvor landwirtschaftlich genutzten Moorflächen zu binden und durch Wiedervernässung bzw. Renaturierung Kohlenstoffsenken zu schaffen, ähnlich wie beim „Carbon farming“ (TANNEBERGER et al. 2020). Jedoch werden bei Nutzungsaufgabe von landwirtschaftlichen Flächen auch Ausweichflächen für die Erzeugung von Lebensmitteln benötigt, die nachhaltig bewirtschaftet werden können.

Das für eine Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten Flächen benötigte Wasser wird – bedingt durch den Klimawandel – voraussichtlich durch häufigere und längere Trockenphasen knapper werden (IPCC 2021). Deshalb bedarf es eines ganzheitlichen Wassermanagements in der Landschaft. Eine komplette Umstellung von Be- und Entwässerungssystemen ist notwendig, damit in den regenreichen Monaten so viel Wasser wie möglich in den Flächen zurückgehalten werden kann (IGLESIAS & GARROTE 2015, TRNKA et al. 2022). Um zusätzlich Wasserverluste zu reduzieren und die landwirtschaftlichen Moorflächen anpassungsfähiger an Trockenphasen zu machen, sollten deshalb möglichst große, zusammenhängend arrondierte Moorflächen wiedervernässt werden (JOOSTEN et al. 2017).

Wenn auf diesen Flächen Torfmoose angebaut werden, können die entstehenden Flächen zusätzlich Ersatzlebensraum für moortypische und gefährdete Pflanzen- (GROBE & RODE 2023: Kap. 5.4, GROBE

2023: Kap. 5.5), Pilz- (BORG DAHL et al. 2020) und Tierarten (MUSTER et al. 2015, MUSTER et al. 2020, ZOCH & REICH 2022) bieten und damit neben dem Klimaschutz auch zum Artenschutz beitragen. Sie können aber naturnahe Moore nicht ersetzen. Aufgrund der durch die Bewirtschaftung (z.B. Torfmoosernte, Pflegemahd) verursachten Störungen sollte die Anlage von TKF nicht auf Flächen erfolgen, die für den Naturschutz ausgewiesen sind. Viel wichtiger ist die Wiedervernässung von landwirtschaftlich genutzten oder für die landwirtschaftliche Nutzung vorgesehenen Moorflächen nach dem Torfabbau. Diese Flächen könnten nicht nur für den Anbau von Torfersatzstoffen genutzt werden, sondern auch für Vermehrung und Gewinnung von artenreicher Torfmoosbiomasse als Spendermaterial für Renaturierungsmaßnahmen, wie die vorliegende Arbeit zeigt. Mit dem vermehrten Spendermaterial kann zukünftig die Regeneration und Biodiversität von wiedervernässten Moorflächen verbessert und beschleunigt werden (CAMPEAU & ROCHEFORT 1996, ROBROEK et al. 2009, GONZÁLEZ & ROCHEFORT 2014, KAROFELD et al. 2016, KAROFELD et al. 2017, HUGRON et al. 2020).

Moore sind in vielen Ländern in einem schlechten Zustand (VASANDER et al. 2003), weshalb viele Moorarten selten geworden sind. Somit sind die Verbesserung und Schaffung von Lebensräumen für diese Arten unabdingbar, um moortypische Biodiversität zu erhalten. TKF können Ersatzlebensraum bieten und zusätzlich als Initiale oder Hotspots bzw. Sicherungs- und Ausbreitungszentren für moortypische und gefährdete Arten in der Landschaft dienen. Insbesondere wenn sie in der Nähe von Wiedervernässungsflächen angelegt werden, über die sich die moortypischen Arten weiter ausbreiten können. Bewirtschaftung und Biodiversität auf TKF in Einklang zu bringen und die Anlage und Bewirtschaftung von TKF zu optimieren, sollte weiterhin ein prioritäres Ziel von Forschungsprojekten sein.

Aufgrund der herausragenden Bedeutung von Torfmoosen als „Ingenieure“ von Moorlebensräumen und der damit verbundenen Biodiversität ist ihre Vermehrung unbedingt zu fördern. Unabhängig davon, ob Torfmoose für die Ernte von Biomasse kultiviert oder für die Renaturierung von Moorflächen eingesetzt werden, ist ihre Förderung und Vermehrung angesichts ihrer beträchtlichen Fähigkeit zur Torfbildung, der Schaffung von langfristigen Kohlenstoffsinken und folglich ihrem Einfluss auf die Treibhausgasbilanz und das Klima der Erde von globaler Bedeutung.

9 Quellen

- ALAGELE, S., JOSE, S., ANDERSON, S., UDAWATTA, R. (2021): Hydraulic lift: processes, methods, and practical implications for society. *Agroforestry Systems* 95 (4): 641–657. <https://doi.org/10.1007/s10457-021-00614-w>.
- BACKÉUS, I. (1985): Aboveground production and growth dynamics of vascular bog plants in central Sweden. Uppsala, Stockholm, Uppsala University: Svenska växtgeografiska sällskapet; Almqvist & Wiksell International [distributor].
- BADEN, W., EGGELSMANN, R. (1963): Zur Durchlässigkeit der Moorböden. *Zeitschrift für Kulturtechnik* 4: 226–254.
- BANNISTER, P. (1966): *Erica tetralix* L. *The Journal of Ecology* 54 (3): 795. <https://doi.org/10.2307/2257818>.
- BARTHELMES, A., BERGHÖFER, U., BRUISCH, K., BÜTTNER, M., DEWITZ, I., GAUDIG, G., HIRSCHMANN, S., HIRSCHLER, O., HOHLBEIN, M., HOLDINGHAUSEN, H., HÜPPERLING, S., JOOSTEN, H., LAGGNER, A., MARGRAF, C., NORDT, A., OSTERBURG, B., PETERS, J., PRESCHER, A., REHMER, C., SOMMER, P., TANNEBERGER, F., TANNERT, E., TIEMEYER, B., VASANDER, H., WALTER, J., WEGMANN, J., WICHMANN, S. (2023): Mooratlas 2023. Daten und Fakten zu nassen Klimaschützern: ein Kooperationsprojekt von Heinrich-Böll-Stiftung, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland und der Michael Succow Stiftung, Partner im Greifswald Moor Centrum. <https://www.boell.de/de/mooratlas>.
- BEAULNE, J., GARNEAU, M., MAGNAN, G., BOUCHER, É. (2021): Peat deposits store more carbon than trees in forested peatlands of the boreal biome. *Scientific reports* 11 (2657): 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-82004-x>.
- BECHTOLD, M., TIEMEYER, B., LAGGNER, A., LEPELT, T., FRAHM, E., BELTING, S. (2014): Large-scale regionalization of water table depth in peatlands optimized for greenhouse gas emission upscaling. *Hydrology and Earth System Sciences* 18: 3319–3339. <https://doi.org/10.5194/hess-18-3319-2014>.
- BELYEA, L., CLYMO, R. (2001): Feedback control of the rate of peat formation. *Proceedings. Biological sciences* 268 (1473): 1315–1321. <https://doi.org/10.1098/rspb.2001.1665>.
- BEYER, C., HÖPER, H. (2015): Greenhouse gas exchange of rewetted bog peat extraction sites and a *Sphagnum* cultivation site in northwest Germany. *Biogeosciences* (12): 2101–2117. <https://doi.org/10.5194/bg-12-2101-2015>.
- BLANKENBURG, J. (2004): Praktische Hinweise zur optimalen Wiedervernässung von Torfabbauf Flächen. *Geofakten* 14: 1–11. https://doi.org/10.48476/geofakt_14_1_2004.
- BLANKENBURG, J., TONNIS, W., Hrsg. (2004): Guidelines for wetland restoration of peat cutting areas. Results of the BRIDGE-PROJECT. Bremen.
- BORG DAHL, M., KREBS, M., UNTERSEHER, M., URICH, T., GAUDIG, G. (2020): Temporal dynamics in the taxonomic and functional profile of the *Sphagnum*-associated fungi (mycobiomes) in a *Sphagnum* farming field site in Northwestern Germany. *FEMS microbiology ecology* 96 (11). <https://doi.org/10.1093/femsec/fiaa204>.
- BORMANN, F., LIKENS, G. (1994): Pattern and process in a forested ecosystem. Disturbance, development and the steady state based on the Hubbard Brook Ecosystem Study. 2. Aufl. New York: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4612-6232-9>.
- BRUST, K., KREBS, M., WAHREN, A., GAUDIG, G., JOOSTEN, H. (2018): The water balance of a *Sphagnum* farming site in north-west Germany. *Mires and Peat* 20 (10): 1–12. <https://doi.org/10.19189/MaP.2017.OMB.301>.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, NUKLEARE SICHERHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMUV) (2022a): Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz. Eckpunktepapier.

- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, NUKLEARE SICHERHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (BMUV) (2022b): Nationale Moorschutzstrategie: 1–57. <https://www.bmu.de/download/nationale-moorschutzstrategie>.
- CAMPBELL, D., LAVOIE, C., ROCHEFORT, L. (2002): Wind erosion and surface stability in abandoned milled peatlands. *Canadian Journal of Soil Science* 82 (1): 85–95. <https://doi.org/10.4141/S00-089>.
- CAMPBELL, D., ROCHEFORT, L., LAVOIE, C. (2003): Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments: the case of milled peatlands in Quebec. *Journal of Applied Ecology* 40: 78–91. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00782.x>.
- CAMPEAU, S., ROCHEFORT, L. (1996): *Sphagnum* Regeneration on Bare Peat Surfaces. Field and Greenhouse Experiments. *Journal of Applied Ecology* 33: 599–608. <https://doi.org/10.2307/2404988>.
- CAMPEAU, S., ROCHEFORT, L., PRICE, J. (2004): On the Use of Shallow Basins to Restore Cutover Peatlands: Plant Establishment. *Restoration Ecology* 12 (4): 471–482. <https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00302.x>.
- CASPERS, G. (2010): Die Unterscheidung von Torfarten in der bodenkundlichen und geologischen Kartierung. *Telma* 40: 33–66. <https://doi.org/10.23689/fidgeo-3003>.
- CLARKSON, B., WHINAM, J., GOOD, R., WATTS, C. (2017): Restoration of *Sphagnum* and restiad peatlands in Australia and New Zealand reveals similar approaches. *Restoration Ecology* 25 (2): 301–311. <https://doi.org/10.1111/rec.12466>.
- CLYMO, R., HAYWARD, P. (1982): The Ecology of *Sphagnum*. In: SMITH, A. J., Hrsg., Bryophyte Ecology: 229–289, Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-009-5891-3_8.
- CLYMO, R., TURUNEN, J., TOLONEN, K. (1998): Carbon Accumulation in Peatland. *Oikos* 81 (2): 368–388. <https://doi.org/10.2307/3547057>.
- CONVENTION ON WETLANDS (2021): Global guidelines for peatland rewetting and restoration. Ramsar Technical Report No. 11. Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands. https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/rtr11_peatland_rewetting_restoration_e.pdf.
- D'ASTOUS, A., POULIN, M., AUBIN, I., ROCHEFORT, L. (2013): Using functional diversity as an indicator of restoration success of a cut-over bog. *Ecological Engineering* 61: 519–526. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.09.002>.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2022): Mittelwerte für Temperatur und Niederschlag 1971 – 2000. https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/vielj_mittelwerte.html.
- DIAZ, M., SILVA, W. (2012): Improving Harvesting Techniques to Ensure *Sphagnum* Regeneration in Chilean Peatlands. *Chilean journal of agricultural research* 72 (2): 296–300. <https://doi.org/10.4067/S0718-58392012000200021>.
- DIXON, S., KETTRIDGE, N., MOORE, P., DEVITO, K., TILAK, A., PETRONE, R., MENDOZA, C., WADDINGTON, J. (2017): Peat depth as a control on moss water availability under evaporative stress. *Hydrological Processes* 31 (23): 4107–4121. <https://doi.org/10.1002/hyp.11307>.
- DRACHENFELS, O. v. (2010): Überarbeitung der Naturräumlichen Regionen Niedersachsens. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 30 (4): 249–252.
- ELLENBERG, H., LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl. Stuttgart: Eugen Ulmer.
- ELLING, A., KNIGHTON, M. (1984): *Sphagnum* moss recovery after harvest in a Minnesota bog. *Journal of Soil and Water Conservation* 39 (3): 209–211. <https://www.jswconline.org/content/39/3/209>.
- EMMEL, M. (2008): Growing ornamental plants in *Sphagnum* biomass. *ISHS Acta Horticulture - Proceedings of the International Symposium on Growing Media* 779: 173–178. <https://doi.org/10.17660/ACTAHORTIC.2008.779.20>.

- ERVIN, G., WETZEL, R. (2002): Influence of a dominant macrophyte, *Juncus effusus*, on wetland plant species richness, diversity, and community composition. *Oecologia* 130 (4): 626–636. <https://doi.org/10.1007/s00442-001-0844-x>.
- FFH-Richtlinie – Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. <http://data.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj>.
- FRAHM, J.-P., FREY, W., unter Mitarbeit von DÖRING, J. (2004): Moosflora. 4. Aufl. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- FRANK, S., CASPERS, G., HÖPER, H., SCHÄFER, W. (2021): Karte der Flächen mit industriellem Torfabbau in Niedersachsen: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie. https://doi.org/10.48476/GEOBER_38_2021.
- FROLKING, S., TALBOT, J., JONES, M., TREAT, C., KAUFFMAN, J., TUUTTILA, E.-S., ROULET, N. (2011): Peatlands in the Earth's 21st century climate system. *Environmental Reviews* 19: 371–396. <https://doi.org/10.1139/a11-014>.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* (24): 1–76.
- GAUDIG, G., FENGLER, F., KREBS, M., PRAGER, A., SCHULZ, J., WICHMANN, S., JOOSTEN, H. (2014): *Sphagnum* farming in Germany - a review of progress. *Mires and Peat* 13 (8): 1–11. <http://www.mires-and-peat.net/pages/volumes/map13/map1308.php>.
- GAUDIG, G., KREBS, M., JOOSTEN, H. (2017): *Sphagnum* farming on cut-over bog in NW Germany: Long-term studies on *Sphagnum* growth. *Mires and Peat* 20 (4): 1–19. <https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.238>.
- GAUDIG, G., KREBS, M., JOOSTEN, H. (2020): *Sphagnum* growth under N saturation: interactive effects of water level and P or K fertilization. *Plant Biology* 22 (3): 394–403. <https://doi.org/10.1111/plb.13092>.
- GAUDIG, G., KREBS, M., PRAGER, A., WICHMANN, S., BARNEY, M., CAPORN, S., EMMEL, M., FRITZ, C., GRAF, M., GROBE, A., GUTIERREZ PACHECO, S., HOGUE-HUGRON, S., HOLZTRÄGER, S., IRRGANG, S., KÄMÄRÄINEN, A., KAROFELD, E., KOCH, G., KÖBBING, J., KUMAR, S., MATCHUTADZE, I., OBERPAUR, C., OESTMANN, J., RAABE, P., RAMMES, D., ROCHEFORT, L., SCHMILEWSKI, G., SENDŽIKAITĖ, J., SMOLDERS, A., ST-HILAIRE, B., VAN DE RIET, B., WRIGHT, B., WRIGHT, N., ZOCH, L., JOOSTEN, H. (2018): *Sphagnum* farming from species selection to the production of growing media: a review. *Mires and Peat* 20 (13): 1–30. <https://doi.org/10.19189/MaP.2018.OMB.340>.
- GIRARD, M., LAVOIE, C., THÉRIAULT, M. (2002): The Regeneration of a Highly Disturbed Ecosystem: A Mined Peatland in Southern Québec. *Ecosystems* 5 (3): 274–288. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0071-7>.
- GLATZEL, S., ROCHEFORT, L. (2017): Growing *Sphagnum*: Foreword. *Mires and Peat* 20. <https://doi.org/10.19189/MaP.2017.OMB.276>.
- GODEFROID, S., PIAZZA, C., ROSSI, G., BUORD, S., STEVENS, A.-D., AGURAIUJA, R., COWELL, C., WEEKLEY, C., VOGG, G., IRIONDO, J., JOHNSON, I., DIXON, B., GORDON, D., MAGNANON, S., VALENTIN, B., BJUREKE, K., KOOPMAN, R., VICENS, M., VIREVAIRE, M., VANDERBORGHT, T. (2011): How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144 (2): 672–682. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.003>.
- GONZÁLEZ, E., ROCHEFORT, L. (2014): Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layer transfer technique. *Ecological Engineering* 68: 279–290. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.051>.
- GONZÁLEZ, E., ROCHEFORT, L., POULIN, M. (2013): Trajectories of plant recovery in block-cut peatlands 35 years after peat extraction. *Applied Ecology and Environmental Research* 11 (3): 385–406. https://doi.org/10.15666/aeer/1103_385406.

- GORHAM, E. (1991): Northern Peatlands: Role in the Carbon Cycle and Probable Responses to Climatic Warming. *Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America* 1 (2): 182–195. <https://doi.org/10.2307/1941811>.
- GRAF, M., BREDEMEIER, B., GROBE, A., KÖBBING, J., LEMMER, M., OESTMANN, J., RAMMES, D., REICH, M., SCHMILEWSKI, G., TIEMEYER, B., ZOCH, L. (2017): Torfmooskultivierung auf Schwarztorf: ein neues Forschungsprojekt in Niedersachsen. *Telma* 47: 109–128. <https://doi.org/10.23689/fidgeo-2936>.
- GRAY, A., LEVY, P., COOPER, M., JONES, T., GAIAWYN, J., LEESON, S., WARD, S., DINSMORE, K., DREWER, J., SHEPPARD, L., OSTLE, N., EVANS, C., BURDEN, A., ZIELIŃSKI, P. (2013): Methane indicator values for peatlands: a comparison of species and functional groups. *Global Change Biology* 19 (4): 1141–1150. <https://doi.org/10.1111/gcb.12120>.
- GREENUP, A., BRADFORD, M., MCNAMARA, N., INESON, P., LEE, J. (2000): The role of *Eriophorum vaginatum* in CH₄ flux from an ombrotrophic peatland. *Plant and Soil* 227 (1/2): 265–272. <https://doi.org/10.1023/A:1026573727311>.
- GROBE, A. (2023): Plant species composition and vegetation structure of *Sphagnum* cultivation sites. *Applied Vegetation Science* 26 (e12744): 1–12. <https://doi.org/10.1111/avsc.12744>.
- GROBE, A., RODE, M. (2023): Factors influencing the establishment of vascular plants at *Sphagnum* cultivation sites. *Wetlands Ecology and Management*. <https://doi.org/10.1007/s11273-023-09927-2>.
- GROBE, A., TIEMEYER, B., GRAF, M. (2021): Recommendations for successful establishment of *Sphagnum* farming on shallow highly decomposed peat. *Mires and Peat* 27 (27): 1–18. <https://doi.org/10.19189/MaP.2020.APG.StA.2022>.
- GROOTJANS, A., JANSEN, A., JOOSTEN, H. (2015): Restoration of a large bog remnant in the Netherlands (Bargerveen) - an eco-hydrological approach. *Staatsbosbeheer*. 1–58.
- GUÉNÉ-NANCHEN, M., HUGRON, S., ROCHEFORT, L. (2019): Harvesting surface vegetation does not impede self-recovery of *Sphagnum* peatlands. *Restoration Ecology* 27 (1): 178–188. <https://doi.org/10.1111/rec.12834>.
- GUÉNÉ-NANCHEN, M., POULIOT, R., HUGRON, S., ROCHEFORT, L. (2017): Effect of repeated mowing to reduce graminoid plant cover on the moss carpet at a *Sphagnum* farm in North America. *Mires and Peat* 20: 1–12. <https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.250>.
- GUNNARSSON, U. (2005): Global patterns of *Sphagnum* productivity. *Journal of Bryology* 27 (3): 269–279. <https://doi.org/10.1179/174328205X70029>.
- GÜNTHER, A., JURASINSKI, G., ALBRECHT, K., GAUDIG, G., KREBS, M., GLATZEL, S. (2017): Greenhouse gas balance of an establishing *Sphagnum* culture on a former bog grassland in Germany. *Mires and Peat* 20 (2): 1–16. <https://doi.org/10.19189/MaP.2015.OMB.210>.
- HAAPALEHTO, T., VASANDER, H., JAUHAINEN, S., TAHVANAINEN, T., KOTIAHO, J. (2011): The Effects of Peatland Restoration on Water-Table Depth, Elemental Concentrations, and Vegetation: 10 Years of Changes. *Restoration Ecology* 19 (5): 587–598. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00704.x>.
- HÁJEK, T. (2009): Habitat and species controls on *Sphagnum* production and decomposition in a mountain raised bog. *Boreal Environment Research* (14): 947–958. <https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/233590/ber14-6-947.pdf>.
- HÁJEK, T., VICHEROVÁ, E. (2014): Desiccation tolerance of *Sphagnum* revisited: a puzzle resolved. *Plant Biology* 16 (4): 765–773. <https://doi.org/10.1111/plb.12126>.
- HÄRDITTE, W., ASSMANN, T., VAN DIGGELEN, R., OHEIMB, G. von (2009): Renaturierung und Management von Heiden. In: ZERBE, S. et al., Hrsg., Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa: 317–347, Heidelberg: Spektrum, Akademischer Verlag. https://doi.org/10.1007/978-3-8274-2161-6_12.

- HARENDA, K., LAMENTOWICZ, M., SAMSON, M., CHOJNICKI, B. (2018): The Role of Peatlands and Their Carbon Storage Function in the Context of Climate Change. *GeoPlanet; Earth and Planetary Sciences*: 169–187. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71788-3_12.
- HAYWARD, P., CLYMO, R. (1983): The Growth of *Sphagnum*: Experiments on, and Simulation of, Some Effects of Light Flux and Water-Table Depth. *The Journal of Ecology* 71 (3): 845–863. <https://doi.org/10.2307/2259597>.
- HEIJMANS, M., KLEES, H., BERENDSE, F. (2002): Competition between *Sphagnum magellanicum* and *Eriophorum angustifolium* as Affected by Raised CO₂ and Increased N Deposition. *Oikos* 97 (3): 415–425. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.970311.x>.
- HOLTHUIS, J.-U., HOFER, B. (2021): *Sphagnum*farm Barver: Planung und Einrichtung einer Torfmooskultur auf Hochmoorgrünland – erste Erfahrungen. *Telma* 51: 61–90. <https://doi.org/10.23689/fidgeo-5339>.
- HÖLZEL, N., KNORR, K., KLEINEBECKER, T., RAABE, P. (2022): Leitfaden zur Torfmoosvermehrung und -etablierung für Renaturierungszwecke. Münster: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU). <https://doi.org/10.24359/yv7k-ay19>.
- HÖLZEL, N., REBELE, F., ROSENTHAL, G., EICHBERG, C. (2009): Ökologische Grundlagen und limitierende Faktoren der Renaturierung. In: ZERBE, S. et al., Hrsg., Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa: 23–53, Heidelberg: Spektrum, Akademischer Verlag. https://doi.org/10.1007/978-3-8274-2161-6_2.
- HÖLZER, A. (2010): Die Torfmoose Südwestdeutschlands und der Nachbargebiete. Jena: Weissdorn-Verlag.
- HUGRON, S., GUËNÉ-NANCHEN, M., ROUX, N., LEBLANC, M.-C., ROCHEFORT, L. (2020): Plant reintroduction in restored peatlands: 80% successfully transferred – Does the remaining 20% matter? *Global Ecology and Conservation* 22e01000. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01000>.
- HUGRON, S., ROCHEFORT, L. (2018): *Sphagnum* mosses cultivated in outdoor nurseries yield efficient plant material for peatland restoration. *Mires and Peat* 20 (11): 1–6. <https://doi.org/10.19189/MaP.2018.OMB.358>.
- IGLESIAS, A., GARROTE, L. (2015): Adaptation strategies for agricultural water management under climate change in Europe. *Agricultural Water Management* 155: 113–124. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.03.014>.
- IPCC (2021): Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [MASSON-DELMOTTE, V., ZHAI, P., PIRANI, A., CONNORS, S.L., PÉAN, C., BERGER, S., CAUD, N., CHEN, Y., GOLDFARB, L., GOMIS, M.I., HUANG, M., LEITZELL, K., LONNOY, E., MATTHEWS, J.B.R., MAYCOCK, T.K., WATERFIELD, T., YELEKÇI, O., YU, R., ZHOU, B. (Editors)]. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, Cambridge University Press. 1–2391. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>.
- JOBIN, P., CARON, J., ROCHEFORT, L. (2014): Developing new potting mixes with *Sphagnum* fibers. *Canadian Journal of Soil Science* 94 (5): 585–593. <https://doi.org/10.4141/cjss2013-103>.
- JOHNSON, L., DAMMAN, A. (1991): Species-Controlled *Sphagnum* Decay on a South Swedish Raised Bog. *Oikos* 61 (2): 234–242. <https://doi.org/10.2307/3545341>.
- JOOSTEN, H. (2012): Zustand und Perspektiven der Moore weltweit. *Natur und Landschaft* 87 (2): 50–55. <https://doi.org/10.17433/2.2012.50153141.50-55>.
- JOOSTEN, H., TANNEBERGER, F., MOEN, A., Hrsg. (2017): Mires and peatlands of Europe. Status, distribution and conservation. Stuttgart: Schweizerbart Science Publishers.

- KALINSKI, K., HÖPER, H., KRUSE-DÖRGELOH, H., LANGE, G., SCHRÖDER, U., TEGGE, A., VOGEL, I., Hrsg. (2021): Abschlussbericht: Modellprojekt „Gnarrenburger Moor“: LBEG; Landwirtschaftskammer Niedersachsen. https://www.lbeg.niedersachsen.de/download/180067/Abschlussbericht_Modellprojekt_Gnarrenburger_Moor.pdf.
- KAROFELD, E., JARAŠIUS, L., PRIEDE, A., SENDŽIKAITĖ, J. (2017): On the after-use and restoration of abandoned extracted peatlands in the Baltic countries. *Restoration Ecology* 25 (2): 293–300. <https://doi.org/10.1111/rec.12436>.
- KAROFELD, E., MÜÜR, M., VELLAK, K. (2016): Factors affecting re-vegetation dynamics of experimentally restored extracted peatland in Estonia. *Environmental science and pollution research international* 23 (14): 13706–13717. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5396-4>.
- KITSON, E., BELL, N. (2020): The Response of Microbial Communities to Peatland Drainage and Rewetting. A Review. *Frontiers in microbiology* 11: 1–10. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.582812>.
- KÖBBING, J. (2018): Großflächige Torfmooskultivierung als Folgenutzung nach Schwarztorf-Abbau und ihr Potential zur nachhaltigen Produktion eines Substratausgangstoffes als Torfersatz (SubstratMoos). ML-Abschlussbericht.
- KOKS, A., VAN DIJK, G., SMOLDERS, A., LAMERS, L., FRITZ, C. (2019): The effects of alkalinity and cations on the vitality of *Sphagnum palustre*. *Mires and Peat* 24 (25): 1–14. <https://doi.org/10.19189/MaP.2018.OMB.392>.
- KONVALINKOVÁ, P., PRACH, K. (2014): Environmental factors determining spontaneous recovery of industrially mined peat bogs: A multi-site analysis. *Ecological Engineering* 69: 38–45. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.090>.
- KOPERSKI, M. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose in Niedersachsen und Bremen. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 31 (3): 1–207. <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/veroeffentlichungen-naturschutz/rote-liste-und-gesamtartenliste-der-moose-in-niedersachsen-und-bremen-103415.html>.
- KREBS, M., GAUDIG, G., JOOSTEN, H. (2016): Record growth of *Sphagnum papillosum* in Georgia (Transcaucasus): rain frequency, temperature and microhabitat as key drivers in natural bogs. *Mires and Peat* (18): 1–16. <https://doi.org/10.19189/MaP.2015.OMB.190>.
- KREBS, M., GAUDIG, G., MATCHUTADZE, I., JOOSTEN, H. (2018): *Sphagnum* regrowth after cutting. *Mires and Peat* (12): 1–20. <https://doi.org/10.19189/MaP.2017.OMB.298>.
- KSG (Bundes-Klimaschutzgesetz) (2021) – Gesetz der Bundesrepublik Deutschland vom 12. Dezember 2019 (BGBl. I S. 2513) zu den nationalen Klimaschutzzielen sowie der Einhaltung der europäischen Zielvorgaben, das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 18. August 2021 (BGBl. I S. 3905) geändert worden ist. <https://www.gesetze-im-internet.de/ksg/KSG.pdf>.
- KUMAR, S. (2017): *Sphagnum* moss as a growing media constituent. some effects of harvesting, processing and storage. *Mires and Peat* 20: 1–11. <https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.232>.
- KÜTTIM, M., KÜTTIM, L., ILOMETS, M., LAINE, A. (2020): Controls of *Sphagnum* growth and the role of winter. *Ecological Research* 35 (1): 219–234. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12074>.
- LACHANCE, D., LAVOIE, C. (2004): Vegetation of *Sphagnum* bogs in highly disturbed landscapes: relative influence of abiotic and anthropogenic factors. *Applied Vegetation Science* 7 (2): 183–192. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00609.x>.
- LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG), Hrsg.: (2022): Handlungsempfehlungen zur Renaturierung von Hochmooren in Niedersachsen. *GeoBerichte* 45: 1–117. https://doi.org/10.48476/GEOBER_45_2022.
- LANTA, V., DOLEŽAL, J., ŠAMATA, J. (2004): Vegetation patterns in a cut-away peatland in relation to abiotic and biotic factors: A case study from the Šumava Mts., Czech Republic. *Suo* 55 (2): 33–43.

- LAVOIE, C., GROSVERNIER, P., GIRARD, M., MARCOUX, K. (2003): Spontaneous revegetation of mined peatlands. An useful restoration tool? *Wetlands Ecology and Management* 11: 97–107. <https://doi.org/10.1023/A:1022069808489>.
- LAVOIE, C., ROCHEFORT, L. (1996): The natural revegetation of a harvested peatland in southern Québec: A spatial and dendroecological analysis. *Écoscience* 3 (1): 101–111. <https://doi.org/10.1080/11956860.1996.11682321>.
- LAVOIE, C., SAINT-LOUIS, A., LACHANCE, D. (2005): Vegetation dynamics on an abandoned vacuum-mined peatland: 5 years of monitoring. *Wetlands Ecology and Management* (13): 621–633. <https://doi.org/10.1007/s11273-005-0126-1>.
- LIU, H., LENNARTZ, B. (2019): Hydraulic properties of peat soils along a bulk density gradient-A meta study. *Hydrological Processes* 33 (1): 101–114. <https://doi.org/10.1002/hyp.13314>.
- LOISEL, J., GALLEGOS-SALA, A., AMESBURY, M., MAGNAN, G., ANSHARI, G., BEILMAN, D., BENAVIDES, J., BLEWETT, J., CAMILL, P., CHARMAN, D., CHAWCHAI, S., HEDGPETH, A., KLEINEN, T., KORHOLA, A., LARGE, D., MANSILLA, C., MÜLLER, J., VAN BELLEN, S., WEST, J., YU, Z., BUBIER, J., GARNEAU, M., MOORE, T., SANNEL, A., PAGE, S., VÄLIRANTA, M., BECHTOLD, M., BROVKIN, V., COLE, L., CHANTON, J., CHRISTENSEN, T., DAVIES, M., VLEESCHOUWER, F. de, FINKELSTEIN, S., FROLKING, S., GAŁKA, M., GANDOIS, L., GIRKIN, N., HARRIS, L., HEINEMEYER, A., HOYT, A., JONES, M., JOOS, F., JUUTINEN, S., KAISER, K., LACOURSE, T., LAMENTOWICZ, M., LARMOLA, T., LEIFELD, J., LOHILA, A., MILNER, A., MINKKINEN, K., MOSS, P., NAAFS, B., NICHOLS, J., O'DONNELL, J., PAYNE, R., PHILBEN, M., PILO, S., QUILLET, A., RATNAYAKE, A., ROLAND, T., SJÖGERSTEN, S., SONNENTAG, O., SWINDLES, G., SWINNEN, W., TALBOT, J., TREAT, C., VALACH, A., WU, J. (2021): Expert assessment of future vulnerability of the global peatland carbon sink. *Nature Climate Change* 11 (1): 70–77. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00944-0>.
- LUCCHESI, M., WADDINGTON, J., POULIN, M., POULIOT, R., ROCHEFORT, L., STRACK, M. (2010): Organic matter accumulation in a restored peatland: Evaluating restoration success. *Ecological Engineering* (36): 482–488. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.11.017>.
- LUNDIN, L., NILSSON, T., JORDAN, S., LODE, E., STRÖMGREN, M. (2017): Impacts of rewetting on peat, hydrology and water chemical composition over 15 years in two finished peat extraction areas in Sweden. *Wetlands Ecology and Management* 25 (4): 405–419. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9524-9>.
- LÜTT, S. (1992): Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* (43): 1–250.
- MALJANEN, M., SIGURDSSON, B., GUÐMUNDSSON, J., ÓSKARSSON, H., HUTTUNEN, J., MARTIKAINEN, P. (2010): Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. *Biogeosciences* 7 (9): 2711–2738. <https://doi.org/10.5194/bg-7-2711-2010>.
- MALMER, N., SVENSSON, B., WALLÉN, B. (1994): Interactions between *Sphagnum* mosses and field layer vascular plants in the development of peat-forming systems. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 29 (4): 483–496. <https://doi.org/10.1007/BF02883146>.
- MCNEIL, P., WADDINGTON, J. (2003): Moisture controls on *Sphagnum* growth and CO₂ exchange on a cutover bog. *Journal of Applied Ecology* 40 (2): 354–367. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00790.x>.
- MÜLLER, R., GLATZEL, S. (2021): *Sphagnum* farming substrate is a competitive alternative to traditional horticultural substrates for achieving desired hydro-physical properties. *Mires and Peat* 27: 1–12. <https://doi.org/10.19189/MaP.2021.OMB.StA.2157>.
- MUSTER, C., GAUDIG, G., KREBS, M., JOOSTEN, H. (2015): *Sphagnum* farming: the promised land for peat bog species? *Biodiversity and Conservation* 24: 1989–2009. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0922-8>.

- MUSTER, C., KREBS, M., JOOSTEN, H. (2020): Seven years of spider community succession in a *Sphagnum* farm. *The Journal of Arachnology* 48 (2): 119-131. <https://doi.org/10.1636/0161-8202-48.2.119>.
- NIEDERSÄCHSISCHER MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFTEN UND FORSTEN (NMELF) (1981): Niedersächsisches Moorschutzprogramm – Teil 1. https://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/biotopschutz/moorschutzprogramm_1981_86/das-niedersaechsische-moorschutzprogramm-116062.html.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND KLIMASCHUTZ (MU) (2016): Programm Niedersächsische Moorlandschaften. Grundlagen, Ziele, Umsetzung. Hannover.
- OBERPAUR, C., PUEBLA, V., VACCAREZZA, F., ARÉVALO, M. (2010): Preliminary substrate mixtures including peat moss (*Sphagnum magellanicum*) for vegetable crop nurseries. *Ciencia e investigación agraria* 37 (1): 123–132. <https://doi.org/10.4067/S0718-16202010000100012>.
- OESTMANN, J., TIEMEYER, B., DÜVEL, D., GROBE, A., DETTMANN, U. (2021): Greenhouse gas balance of *Sphagnum* farming on highly decomposed peat at former peat extraction sites. *Ecosystems* (25): 350–371. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00659-z>.
- PEDERSEN, A. (1975): Growth measurements of five *Sphagnum* species in South Norway. *Norwegian Journal of Botany* (22): 277–284.
- PHILLIPS, M. (1954): Studies in the quantitative morphology and ecology of *Eriophorum angustifolium* Roth: II. Competition and dispersion. *The Journal of Ecology* (42): 187–210.
- POSCHLOD, P., MEINDL, C., SLIVA, J., HERKOMMER, U., JÄGER, M., SCHUCKERT, U., SEEMANN, A., ULLMANN, A., WALLNER, T. (2007): Natural revegetation and restoration of drained and cut-over raised bogs in southern Germany—a comparative analysis of four long-term monitoring studies. *Global Environmental Research* 11 (2): 205–216. http://www.airies.or.jp/attach.php/6a6f75726e616c5f31312d32656e67/save/0/0/11_2-14.pdf.
- POULIN, M., ROCHEFORT, L., QUINTY, F., LAVOIE, C. (2005): Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany* 83: 539–557. <https://doi.org/10.1139/b05-025>.
- POULIOT, R., HUGRON, S., ROCHEFORT, L. (2015): *Sphagnum* farming: A long-term study on producing peat moss biomass sustainably. *Ecological Engineering* 74: 135–147. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.007>.
- POULIOT, R., ROCHEFORT, L., KAROFELD, E. (2011a): Initiation of microtopography in revegetated cutover peatlands. *Applied Vegetation Science* 14: 158–171. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2010.01118.x>.
- POULIOT, R., ROCHEFORT, L., KAROFELD, E., MERCIER, C. (2011b): Initiation of *Sphagnum* moss hummocks in bogs and the presence of vascular plants: Is there a link? *Acta Oecologica* 37 (4): 346–354. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.04.001>.
- PRICE, J. (1996): Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, Québec. *Hydrological Processes* 10: 1263–1272. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199610\)10:10%3C1263::AID-HYP458%3E3.0.CO;2-1](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199610)10:10%3C1263::AID-HYP458%3E3.0.CO;2-1).
- PRICE, J., HEATHWAITE, A., BAIRD, A. (2003): Hydrological processes in abandoned and restored peatlands. An overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management* 11: 65–83. <https://doi.org/10.1023/A:1022046409485>.
- PUUSTJARVI, V., ROBERTSON, R.A. (1975): Physical and Chemical Properties. In: ROBINSON, D.W., LAMB, J.G.D., Peat in Horticulture, Academic Press, London, 23–38.
- QUINTY, F., ROCHEFORT, L. (2003): Peatland restoration guide. 2. Aufl. Québec: Canadian *Sphagnum* Peat Moss Association and New Brunswick Department of Natural Resources and Energy.

- RAABE, P., KLEINEBECKER, T., KNORR, K.-H., HÖLZEL, N., GRAMANN, G. (2018): Vermehrung und Ansiedlung von Bulttorfmoosen in der Hochmoorrenaturierung – erste Ergebnisse eines Pilotprojekts im Landkreis Vechta (Niedersachsen). *Telma* 48: 71–80. <https://doi.org/10.23689/fidgeo-3291>.
- REICH, M., ZOCH, L., GROBE, A., TIEMEYER, B., OESTMANN, J. (2019): Auswirkungen großflächiger Torfmooskultivierung nach Schwarztorf-Abbau auf Biodiversität und Treibhausgasfreisetzung (MoosKult, KlimDivMoos). DBU-ML-Abschlussbericht. https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-33305_01-Hauptbericht.pdf.
- REMMERT, H. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. *ANL Seminarbericht* (5): 5–15.
- ROBROEK, B., VAN RUIJVEN, J., SCHOUTEN, M., BREEUWER, A., CRUSHELL, P., BERENDSE, F., LIMPENS, J. (2009): *Sphagnum* re-introduction in degraded peatlands. The effects of aggregation, species identity and water table. *Basic and Applied Ecology* 10: 697–706. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.04.005>.
- ROCHEFORT, L., CAMPEAU, S., BUGNON, J.-L. (2002): Does prolonged flooding prevent or enhance regeneration and growth of *Sphagnum*? *Aquatic Botany* 74: 327–341. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(02\)00147-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(02)00147-X).
- ROCHEFORT, L., ISSELIN-NONDEDEU, F., BOUDREAU, S., POULIN, M. (2013): Comparing survey methods for monitoring vegetation change through time in a restored peatland. *Wetlands Ecology and Management* (21): 71–85. <https://doi.org/10.1007/s11273-012-9280-4>.
- ROCHEFORT, L., QUINTY, F., CAMPEAU, S., JOHNSON, K., MALTERER, T. (2003): North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management* 11: 3–20. <https://doi.org/10.1023/A:1022011027946>.
- RYBNÍČEK, K. (1970): *Rhynchospora alba* (L.) Vahl, its distribution, communities and habitat conditions in Czechoslovakia, Part 2. *Folia geobotanica et phytotaxonomica* 5 (2): 221–263. <https://doi.org/10.1007/BF02851924>.
- RYDIN, H., GUNNARSSON, U., SUNDBERG, S. (2006): The Role of *Sphagnum* in Peatland Development and Persistence. *Ecological Studies* 188: 47–65. https://doi.org/10.1007/978-3-540-31913-9_4.
- RYDIN, H., JEGLUM, J. (2006): The biology of peatlands. New York: Oxford University Press.
- SALONEN, V. (1994): Revegetation of harvested peat surfaces in relation to substrate quality. *Journal of Vegetation Science* 5: 403–408. <https://doi.org/10.2307/3235863>.
- SCHALL, P., GOSSNER, M., HEINRICHS, S., FISCHER, M., BOCH, S., PRATI, D., JUNG, K., BAUMGARTNER, V., BLASER, S., BÖHM, S., BUSCOT, F., DANIEL, R., GOLDMANN, K., KAISER, K., KAHL, T., LANGE, M., MÜLLER, J., OVERMANN, J., RENNEN, S., SCHULZE, E.-D., SIKORSKI, J., TSCHAPKA, M., TÜRKE, M., WEISSER, W., WEMHEUER, B., WUBET, T., AMMER, C. (2018): The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of Applied Ecology* 55 (1): 267–278. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12950>.
- SHELLSWELL, C., CHANT J.J., ALONSO, I., LE BAS, B., EDWARDS, J., PARTON, C. (2016): Restoration of existing lowland heathland - timescales to achieve favourable condition. Salisbury: Plantlife.
- SHUTTLEWORTH, E., EVANS, M., HUTCHINSON, S., ROTHWELL, J. (2015): Peatland restoration: controls on sediment production and reductions in carbon and pollutant export. *Earth Surface Processes and Landforms* 40 (4): 459–472. <https://doi.org/10.1002/esp.3645>.
- SILVAN, N., JOKINEN, K., NÄKKILÄ, J., TAHVONEN, R. (2017): Swift recovery of *Sphagnum* carpet and carbon sequestration after shallow biomass harvesting. *Mires and Peat* 20: 1–11. <https://doi.org/10.19189/MaP.2015.OMB.198>.
- SLIVA, J., PFADENHAUER, J. (1999): Restoration of cut-over raised bogs in southern Germany. A comparison of methods. *Applied Vegetation Science* 2: 137–148. <https://doi.org/10.2307/1478891>.

- SMOLDERS, A., TOMASSEN, H., VAN MULLEKOM, M., LAMERS, L., ROELOFS, J. (2003): Mechanisms involved in the re-establishment of *Sphagnum*-dominated vegetation in rewetted bog remnants. *Wetlands Ecology and Management* 11: 403–418. <https://doi.org/10.1023/B:WETL.0000007195.25180.94>.
- SUCCOW, M., JOOSTEN, H., Hrsg. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- TANNEBERGER, F., ABEL, S., COUWENBERG, J., DAHMS, T., GAUDIG, G., GÜNTHER, A., KREYLING, J., PETERS, J., PONGRATZ, J., JOOSTEN, H. (2021): Towards net zero CO₂ in 2050: An emission reduction pathway for organic soils in Germany. *Mires and Peat* 27 (5): 1–17. <https://doi.org/10.19189/MaP.2020.SNPG.StA.1951>.
- TANNEBERGER, F., APPULO, L., EWERT, S., LAKNER, S., Ó BROLCHÁIN, N., PETERS, J., WICHTMANN, W. (2020): The Power of Nature-Based Solutions: How Peatlands Can Help Us to Achieve Key EU Sustainability Objectives. *Advanced Sustainable Systems* 5 (1): 2000146. <https://doi.org/10.1002/adsu.202000146>.
- TEMMINK, R., FRITZ, C., VAN DIJK, G., HENSGENS, G., LAMERS, L., KREBS, M., GAUDIG, G., JOOSTEN, H. (2017): *Sphagnum* farming in a eutrophic world: The importance of optimal nutrient stoichiometry. *Ecological Engineering* 98: 196–205. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.069>.
- THUM, M. (1986): Segregation of habitat and prey in two sympatric carnivorous plant species, *Drosera rotundifolia* and *Drosera intermedia*. *Oecologia* 70 (4): 601–605. <https://doi.org/10.1007/BF00379912>.
- TIEMEYER, B., FREIBAUER, A., BORRAZ, E., AUGUSTIN, J., BECHTOLD, M., BEETZ, S., BEYER, C., EBELI, M., EICKENSCHIEDT, T., FIEDLER, S., FÖRSTER, C., GENSIOR, A., GIEBELS, M., GLATZEL, S., HEINICHEN, J., HOFFMANN, M., HÖPER, H., JURASINSKI, G., LAGGNER, A., LEIBER-SAUHEITL, K., PEICHL-BRAK, M., DRÖSLER, M. (2020): A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators* 109: 105838. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105838>.
- TIMMERMANN, T., JOOSTEN, H., SUCCOW, M. (2009): Restaurierung von Mooren. In: ZERBE, S. et al., Hrsg., Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa: 55–94, Heidelberg: Spektrum, Akademischer Verlag.
- TRISBERG, T., KAROFELD, E., PAAL, J. (2011): Re-vegetation of block-cut and milled peatlands: an Estonian example. *Mires and Peat* 8 (5): 1–14. <http://www.mires-and-peat.net/pages/volumes/map08/map0805.php>.
- TRISBERG, T., KAROFELD, E., PAAL, J. (2013): Factors affecting the re-vegetation of abandoned extracted peatlands in Estonia: a synthesis from field and greenhouse studies. *Estonian Journal of Ecology* 62 (3): 1–20. <https://doi.org/10.3176/eco.2013.3.02>.
- TRNKA, M., VIZINA, A., HANEL, M., BALEK, J., FISCHER, M., HLAVINKA, P., SEMERÁDOVÁ, D., ŠTĚPÁNEK, P., ZAHRADNÍČEK, P., SKALÁK, P., EITZINGER, J., DUBROVSKÝ, M., MÁČA, P., BĚLÍNOVÁ, M., ZEMAN, E., BRÁZDIL, R. (2022): Increasing available water capacity as a factor for increasing drought resilience or potential conflict over water resources under present and future climate conditions. *Agricultural Water Management* 264: 107460. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.107460>.
- TUITTILA, E.-S., KOMULAINEN, V.-M., VASANDER, H., NYKÄNEN, H., MARTIKAINEN, P., LAINE, J. (2000a): Methane dynamics of a restored cut-away peatland. *Global Change Biology* 6 (5): 569–581. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00341.x>.
- TUITTILA, E.-S., VASANDER, H., LAINE, J. (2000b): Impact of rewetting on the vegetation of a cut-away peatland. *Applied Vegetation Science* 3: 205–212. <https://doi.org/10.2307/1478999>.
- UNFCCC (2015): Adoption of the Paris Agreement: Proposal by the President, Draft decision -/CP.21. FCCC/CP/2015/L.9/Rev.1., United Nations Framework Convention on Climate Change.

- VASANDER, H., TUUTTILA, E.-S., LODE, E., LUNDIN, L., ILOMETS, M., SALLANTAU, T., HEIKKILÄ, R., PITKÄNEN, M.-L., LAINE, J. (2003): Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetlands Ecology and Management* (11): 51–63. <https://doi.org/10.1023/A:1022061622602>.
- VICHEROVÁ, E., HÁJEK, M., ŠMILAUER, P., HÁJEK, T. (2017): *Sphagnum* establishment in alkaline fens: Importance of weather and water chemistry. *The Science of the total environment* 580: 1429–1438. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.109>.
- VON POST, L. (1924): The genetic system of the organogenic formations of Sweden (German). In: Comité International de Pédologie, IVème commission (commission pour la nomenclature et la classification des sols, commission pour l'Europe, président: B. Frosterus) (Editor) Mémoires sur la Nomenclature et la Classification des Sols, Helsingfors/Helsinki: 287–304.
- WADDINGTON, J., DAY, S. (2007): Methane emissions from a peatland following restoration. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 112 (3): 1-11. <https://doi.org/10.1029/2007JG000400>.
- WADDINGTON, J., PRICE, J. (2000): Effect of peatland drainage, harvesting and restoration on atmospheric water and carbon exchange. *Physical Geography* 21 (5): 433–451. <https://doi.org/10.1080/02723646.2000.10642719>.
- WAGNER, D., TITUS, J. (1984): Comparative desiccation tolerance of two *Sphagnum* mosses. *Oecologia* 62: 182–187. <https://doi.org/10.1007/BF00379011>.
- WHEELER, B., SHAW, S. (1995): Restoration of Damaged Peatlands. With particular reference to lowland raised bogs affected by peat extraction. London: HMSO.
- WICHMANN, S. (2018): Economic incentives for climate smart agriculture on peatlands in the EU. *Report Greifswald Mire Centre*: 1–37. ISSN 2627-910X.
- WICHMANN, S., PRAGER, A., GAUDIG, G. (2017): Establishing *Sphagnum* cultures on bog grassland, cut-over bogs, and floating mats. procedures, costs and area potential in Germany. *Mires and Peat* 20: 1–19. <https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.235>.
- WICHTMANN, W., SCHRÖDER, C., JOOSTEN, H., Hrsg. (2016): Paludikultur - Bewirtschaftung nasser Moore: Klimaschutz - Biodiversität -regionale Wertschöpfung. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. ISBN 978-3-510-65282-2.
- WILSON, D., BLAIN, D., COUWENBERG, J., EVANS, C., MURDIYARSO, D., PAGE, S., RENOU-WILSON, F., RIELEY, J., STRACK, M., TUUTTILA, E. (2016): Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat* 17 (4): 1–28. <https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.222>.
- WINTERGERST, J., KÄSTNER, T., BARTEL, M., SCHMIDT, C., NUSS, M. (2021): Partial mowing of urban lawns supports higher abundances and diversities of insects. *Journal of Insect Conservation* 25 (5-6): 797–808. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00331-w>.
- ZARZYCKI, J., ZAJĄC, E., VONČINA, G. (2022): Bryophytes and vascular plants on peat extraction sites - which factors influence their growth? *Journal for Nature Conservation* 70: 126287. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126287>.
- ZEGERS, G., LARRAÍN, J., DÍAZ, F., ARMESTO, J. (2006): Impacto ecológico y social de la explotación de pomponales y turberas de *Sphagnum* en la Isla Grande de Chiloé (Ecological and social impact of the exploitation of pomponales and *Sphagnum* peatlands on Chiloé Island). *Revista Ambiente y Desarrollo* 22 (1): 28–34.
- ZOCH, L., GROBE, A., RAABE, P., HÖLZEL, N., KLEINEBECKER, T., KNORR, K.-H., KÖBBING, J., SCHNEIDER, J. (2022): Ausblick: Aktive Wiederansiedlung der hochmoortypischen Vegetation. 97–99. In: LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG), Hrsg.: Handlungsempfehlungen zur Renaturierung von Hochmooren in Niedersachsen. *GeoBerichte* 45: 1–117. https://doi.org/10.48476/geober_45_2022.
- ZOCH, L., REICH, M. (2022): Torfmooskultivierungsflächen als Lebensraum für Vögel, Amphibien, Libellen und Tagfalter. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 54 (11): 22–31. <https://doi.org/10.1399/NuL.2022.11.02>.

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich, die vorliegende Dissertation selbständig angefertigt und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt zu haben. Die Arbeit wurde noch nicht als Dissertation oder als Prüfungsarbeit vorgelegt.

Teile der Dissertation wurden mit Zustimmung des Betreuers Prof. Dr. Michael Rode in folgenden Veröffentlichungen vorab publiziert:

GRAF, M., BREDEMEIER, B., GROBE, A., KÖBBING, J., LEMMER, M., OESTMANN, J., RAMMES, D., REICH, M., SCHMILEWSKI, G., TIEMEYER, B., ZOCH, L. (2017): Torfmooskultivierung auf Schwarztorf: ein neues Forschungsprojekt in Niedersachsen. *Telma* 47: 109–128. <https://doi.org/10.23689/fidgeo-2936>.

GAUDIG, G., KREBS, M., PRAGER, A., WICHMANN, S., BARNEY, M., CAPORN, S., EMMEL, M., FRITZ, C., GRAF, M., GROBE, A., GUTIERREZ PACHECO, S., HOGUE-HUGRON, S., HOLZTRÄGER, S., IRRGANG, S., KÄMÄRÄINEN, A., KAROFELD, E., KOCH, G., KÖBBING, J., KUMAR, S., MATCHUTADZE, I., OBERPAUR, C., OESTMANN, J., RAABE, P., RAMMES, D., ROCHEFORT, L., SCHMILEWSKI, G., SENDŽIKAITĖ, J., SMOLDERS, A., ST-HILAIRE, B., VAN DE RIET, B., WRIGHT, B., WRIGHT, N., ZOCH, L., JOOSTEN, H. (2018): *Sphagnum* farming from species selection to the production of growing media: a review. *Mires and Peat* 20 (13): 1–30. <https://doi.org/10.19189/MaP.2018.OMB.340>.

GROBE, A., TIEMEYER, B., GRAF, M. (2021): Recommendations for successful establishment of *Sphagnum* farming on shallow highly decomposed peat. *Mires and Peat* 27 (27): 1–18. <https://doi.org/10.19189/MaP.2020.APG.StA.2022>.

GROBE, A., RODE, M. (2023): Factors influencing the establishment of vascular plants at *Sphagnum* cultivation sites. *Wetlands Ecology and Management*. <https://doi.org/10.1007/s11273-023-09927-2>.

GROBE, A. (2023): Plant species composition and vegetation structure of *Sphagnum* cultivation sites. *Applied Vegetation Science* 26 (e12744): 1–12. <https://doi.org/10.1111/avsc.12744>.

OESTMANN, J., TIEMEYER, B., DÜVEL, D., GROBE, A., DETTMANN, U. (2021): Greenhouse gas balance of *Sphagnum* farming on highly decomposed peat at former peat extraction sites. *Ecosystems* (25): 350–371. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00659-z>.

ZOCH, L., GROBE, A., RAABE, P., HÖLZEL, N., KLEINEBECKER, T., KNORR, K.-H., KÖBBING, J., SCHNEIDER, J. (2022): Ausblick: Aktive Wiederansiedlung der hochmoortypischen Vegetation. 97–99. In: LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG), Hrsg., Handlungsempfehlungen zur Renaturierung von Hochmooren in Niedersachsen: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie. https://doi.org/10.48476/geober_45_2022.

Hannover, den 16.05.2023

Amanda Grobe