

Im Projekt Moor WaldBilanz wurde die Kohlenstoff-Speicherung in den Hunsrück-Hangbrüchern und in den darauf stockenden Moorwäldern in der Region des Nationalparks Hunsrück-Hochwald flächendeckend bilanziert. Diese schützenswerten Quell- und Hangbruchbiotope mit ihren Moorwäldern sind einzigartige Lebensraumtypen im Hunsrück. Jedoch wurden seit dem 19. Jahrhundert in den hochsensiblen Moorwaldflächen systematisch Netze von Entwässerungsgräben angelegt und unterhalten, um diese Standorte für die Holzproduktion, insbesondere für die Fichte, nutzen zu können. Um die typischen Eigenschaften der Hangmoore wiederzugewinnen, müssen sie möglichst schonend und an ökosystemare Prozesse und Kreisläufe angepasst, wiedervernässt und renaturiert werden. Daher wurde im Projekt Moor WaldBilanz der Wasserhaushalt und die Möglichkeit der Kohlenstoffbevorratung von ausgewählten Hangmooren untersucht – auch nach Renaturierungsmaßnahmen. Tritt Hangzugwasser in Quellen oder im sogenannten Return flow an die Oberfläche, entstehen Torfauflagen, wenn die Torfmoose dort dauerhaft vernässt bleiben. In den Hangbrüchern wurden oft nur Torfauflagen bis 10 cm Mächtigkeit festgestellt, seltener 40 cm, im Einzelfall aber auch bis zu 100 cm. Die Torfauflagen passen sich dann in das Mikro-Oberflächenrelief des Geländes ein. Zwischen 70 und 90 % der Kohlenstoffvorräte (0 – 200, maximal 800 t ha<sup>-1</sup>) befinden sich in der Torfauflage und in den Wurzelbiomassen der aufstockenden Bäume. Nur ein Viertel oder weniger ist im jeweils aufstockenden Moorwald oder im künstlich eingebrachten Fichtenwald gespeichert. Wenn die Torfauflagen bei künstlichen Störungen des Wasserhaushaltes durch z.B. Entwässerungsgräben, Wegebau oder auch bei Kahlschlag durchlüftet werden, mutieren die Hunsrückbrücher von einer Kohlenstoffsenke zur Kohlenstoffquelle. Zur Unterstützung der Kohlenstoffsenkenfunktion muss der Wasserhaushalt der Hangbrücher so gestaltet werden, dass die Torfauflage permanent vernässt ist und Zersetzeraktivitäten gehemmt werden. Torf-Altersdatierungen lassen darauf schließen, dass Torf nur in den Kältephasen des Holozäns aufgebaut, aber in Wärmephasen wieder abgebaut wurde. Unter Berücksichtigung einer Klimaerwärmung besteht damit die Gefahr, dass die Hangbrücher in Zukunft zurückgehen oder ganz verschwinden werden.

## Einleitung

Im Rahmen des vom Waldklimafonds geförderten Forschungsprojektes "MoorWaldBilanz" wurden in einer Kooperation zwischen der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, der Universität Trier, der Universität Würzburg, der Fa. UDATA und dem Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz

hydrologische, pedologische und geobotanische Untersuchungen an ausgewählten Hangbruchstandorten im und im Umfeld des Nationalparks Hunsrück-Hochwald durchgeführt (SCHÜLER et al. 2020). Die Hangbruchstandorte wurden kartiert und mit Messeinrichtungen für ein langfristiges Monitoring versehen. Bislang gab es nur wenige Untersuchungen zu den Hangbrüchern des Hunsrücks, z. B. von REICHERT (1975), LEHMANN (1986),

MoorWaldBilanz | 169

RUTHSATZ & HOLZ (1997) und RUTHSATZ (1999, 2000). Oft wurde auf die Kartierarbeiten von HOFFMANN (1957) verwiesen, der aber nur ein Konglomerat aus anstehender Staunässe, organischer Auflagenmächtigkeit und Länge der Durchnässungsphase im Hinblick auf die Anbauwürdigkeit der Baumart Fichte klassifiziert hat.

Verschiedene Untersuchungsansätze sollen nun die Genese der Hangbrücher im Hunsrück und ihre wichtige Rolle im Kohlenstoffhaushalt sowie die Bedeutung der Hangbrücher als einzigartigen Lebensraum (SCHÜLER 2012) beleuchten. Gleichzeitig sollen Hinweise für Maßnahmen erarbeitet werden, um den Lebensraum Hangbrücher zu erhalten oder zu fördern.

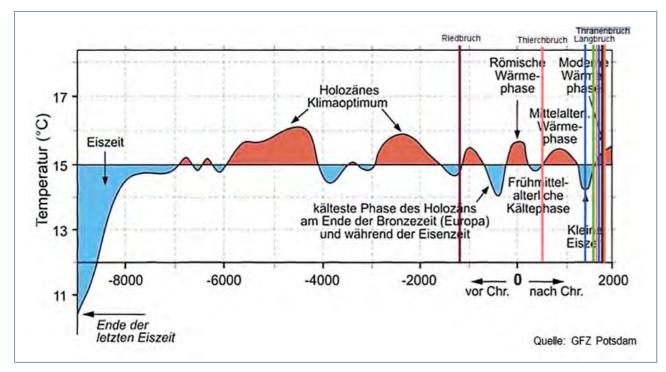
## Geobotanische Untersuchungen und Altersdatierungen

Bei den geobotanischen Untersuchungen wurden die Torfe auf ihre botanische Zusammensetzung analysiert und Altersdatierungen durchgeführt. <sup>14</sup>C- und OSL-Altersdatierungen lieferten die entscheidenden Hinweise auf die Ökologie und Genese der Hangbrücher des Hunsrücks. Die <sup>14</sup>C- oder Radiokohlenstoffdatierung ist ein Verfahren zur radiometrischen Datierung kohlenstoffhaltiger, insbesondere organischer Materialien. Die OSL (Optisch stimulierte Lumineszenz)-Analyse kann zur Datierung von Sedimenten genutzt werden, indem beim Erhitzen von natürlich

vorkommenden Mineralien, wie z. B. Quarz oder Feldspat, vorher in deren Kristallgitter gespeicherte Energie in Form von Licht abgegeben wird (BALTER 2011). Dabei wird das Ereignis der letzten Belichtung durch Sonnenlicht datiert. Diese Sedimentaltersdatierungen zeigten, dass der mineralische Untergrund zuletzt im frühen bis mittleren Holozän belichtet wurde. Die ältesten Torfreste in den Hangbrüchern wurden mittels der 14C-Altersdatierung auf ein Alter von etwa 3100 Jahren datiert. Überwiegend beläuft sich das Alter der Torfe jedoch nur auf wenige 100 Jahre. KOPF (2019) hat gezeigt, dass das Torfwachstum der Hunsrückbrücher im Zusammenhang mit klimatischen Kältephasen steht. Es darf also davon ausgegangen werden, dass in den Kältephasen des Holozäns Torf aufgebaut und in Wärmephasen wieder abgebaut wurde. Damit unterliegen die Hangbrücher einer Dynamik von Torfauf- und -abbauprozessen, die die Einwirkung von holozänen Klimaschwankungen wiedergeben.

## Wasserhaushalt der Hangbrücher

Der Weg des Hangzugwassers und die Einflüsse auf den Bodenwasserhaushalt und damit auf die Wasserversorgung der Hangbrücher wurden durch eine Kombination aus Geoelektrik und geoelektrischem Monitoring, Bodenradar, Rammkernsondierungen sowie GIS-basierter Reliefanalyse von TRAPPE & KNEISEL (2019b) untersucht.



**Abbildung 1:** Altersdatierung der untersuchten Hangbrücher und Einstufung in das Klimageschehen der letzten 3000 Jahre (Quelle: SCHÜLER et al. 2020)

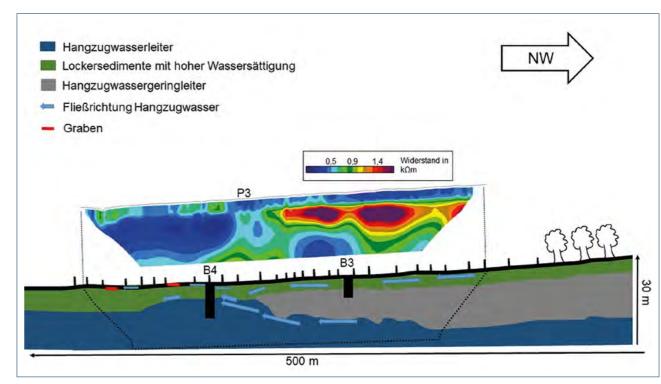
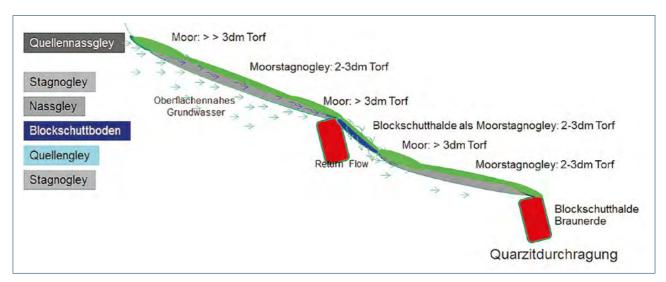


Abbildung 2: Beispiel für die hydrogeologischen Verhältnisse (Quelle: TRAPPE & KNEISEL 2019a)

Mit diesem Multimethoden-Ansatz konnten TRAPPE & KNEI-SEL (2019b) konzeptionelle Modelle der Hydrogeologie des oberflächennahen Untergrundes ableiten. Demnach fließt das Hangzugwasser im geklüfteten Quarzit, quarzitischen Schutt oder auch in den periglazialen Deckschichten hangabwärts oberhalb stauender Lagen von ungeklüftetem Quarzit oder von Tonschiefer. Initialpunkte, an denen Torfauflagen entstehen können, finden sich beim Austritt des vom Regenwasser gespeisten Hangzugwassers im Bereich von Quellen als auch bei einem Return flow, wenn die sich ansiedelnden Torfmoose aufgrund des Mikroreliefs

der Mineralbodenoberfläche dauerhaft vernässt bleiben.

Hydrologisch sind die Hangbrücher daher den Quell- und von ungespanntem Hangwasser versorgten Durch"fluss"mooren oder Durch"strömungs"mooren zuzuordnen, wobei nach SUCCOW (1988), SUCCOW & JOOSTEN (2001) sowie SUCCOW et al. (2012) letztere mehr durch einen mineralreicheren Grundwasserstrom geprägt sind. SUCCOW hatte dabei jedoch die mesotroph-eutrophen Hangmoore Ostdeutschlands im Blick. Denn auch in den Hangbrüchern des Hunsrücks besitzt das Hangzugwasser Mineralbodenwassercharakter, aber es ist oberflächennah



**Abbildung 3:** Interflow, Quellaustritte und Return flow sind die Voraussetzung zur Entstehung der Hangbrücher (Quelle: DEHNER & STEINRÜCKEN 2019)

MoorWaldBilanz | 171

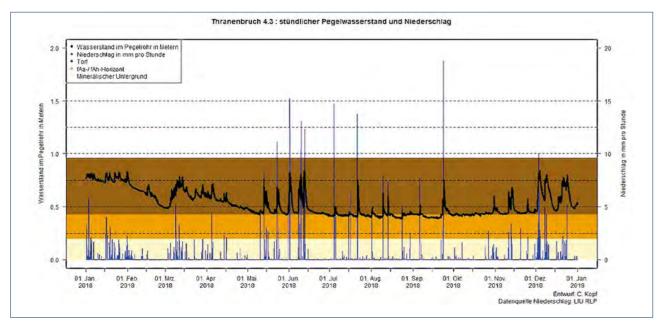
durch den dort anstehenden Hauptgrundwasserleiter, das arme Ausgangsgestein des Taunusquarzits und dessen arme Verwitterungsprodukte, geprägt. Die Hangbrücher entwickelten sich deswegen zu sauren und nährstoffarmen Ökosystemen. Botanisch wie auch bodenkundlich könnten Hangbrücher zwar den oligotrophen Niedermooren mit Übergangsmoortorfen zugeordnet werden, sie sollten jedoch als eigene Kategorie "Hangbruch" geführt werden.

170 |

Bei den hydrologischen Untersuchungen wurden die Wasserstände des ungespannten Grundwassers und die geoökologischen Begleitparameter gemessen, um Hinweise auf die Entstehungs- und Existenzbedingungen der Torfe in den Hangbrüchern zu erhalten (KOPF 2019).

Niederschläge haben einen indirekten Einfluss auf die Hangbrücher. Denn der Interflow, der die Hunsrückbrücher speist, reagiert fast ohne zeitliche Verzögerung auf Niederschlagsereignisse und kann auch innerhalb von wenigen Stunden nach Beendigung des Niederschlagsereignisses wieder deutlich abnehmen.

Bei zusätzlichen starken anthropogenen Störungen des Wasserhaushaltes, wie Entwässerungsgräben, Wegebau mit Wegebegleitgräben und Rohrdurchlässen sowie die flächige Entnahme des aufstockenden Waldbestandes (Entnahme des Verdunstungsschutzes, negative Veränderung des Mikroklimas und verstärkte Einstrahlung), sinkt der freie Wasserspiegel ab, die Torfauflage wird durchlüftet



**Abbildung 4:** Periodische Austrocknung im Thranenbruch (Quelle: KOPF 2019)

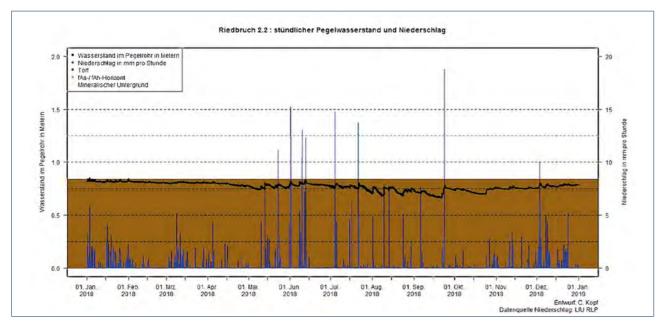


Abbildung 5: Permanente Durchfeuchtung der Torfauflage im Riedbruch (Quelle: KOPF 2019)

und kann periodisch austrocknen (Bsp.: Thranenbruch). Insbesondere, wenn gleichzeitig die Umgebungstemperaturen eine erhöhte biologische Aktivität der Zersetzerorganismen zulassen, wird Torf abgebaut. In diesem Fall entwickeln sich die Hunsrückbrücher von einer Kohlenstoffsenke zur Kohlenstoffquelle.

KOPF (2019) zeigte aber auch, dass ungespanntes Grundwasser permanent in den obersten Zentimetern der Torfauflage anstehen kann, wenn es das Mikrorelief und die oberflächennahe Wasserführung durch das Bodensubstrat zulassen und wenn die Hangbrücher keine "wesentlichen" anthropogenen Beeinträchtigungen aufweisen (Bsp.: Kernbereich des Riedbruchs).

## Kartierergebnisse

HÖLZER & SCHLOSS (2019) haben nachgewiesen, dass an zahlreichen Stellen im Nationalpark Torfmoose zu finden sind, ohne dass sich jedoch überall gleich ein darunterliegender Torfkörper gebildet hätte. Voraussetzung für die Erhaltung und das Wachstum der Torfauflage sind eine permanente Durchfeuchtung und niedrige Temperaturen, so dass biologische Abbauprozesse gehemmt werden und sich Torfakkumulieren kann.

Bei den pedologischen Untersuchungen wurden die Torfmächtigkeiten und die flächenhafte Ausdehnung der Hangbrücher untersucht. In Profilgruben wurden pedologische, geophysikalische und -chemische Bodenparameter erfasst. Die Kartierung von Böden und Torfauflagen ergab eine gute Übersicht über die potenziellen Standorte der Moorbildung in den Hangbrüchern.

Auf engstem Raum entstehen Hangbrücher in einem Mosaik von verschiedenen Bodentypen mit Übergängen von organischen Böden zu hydromorphen, mineralischen Böden.

Die Kartierergebnisse beschreiben die Torfmächtigkeiten und belegen die erhebliche Heterogenität der Hangbrücher des Hunsrücks. In Abhängigkeit des kleinststandörtlichen Wasserhaushaltes und der damit verbundenen Torfaufbau- und -abbauprozesse, die wiederum durch die vorherrschenden Klima- und Wetterbedingungen gesteuert wurden, variieren die Torfmächtigkeiten in den Hangbrüchern erheblich. Auf der überwiegenden Fläche in den Hangbrüchern wurden organische Auflagen von maximal nur 10 cm Mächtigkeit festgestellt. Mächtigkeiten der Torfauflagen von mehr als 40 cm sind schon verhältnismäßig selten anzutreffen, im Einzelfall sind die Torfauflagen aber auch bis zu 100 cm mächtig.

#### IM ÜBERBLICK

- Die ältesten Torfreste in den Hangbrüchern sind etwa 3100 Jahre alt, überwiegend jedoch nur wenige 100 Jahre
- > Torfauflagen entstehen beim Austritt von Hangzugwasser, wenn Torfmoose dauerhaft vernässt bleiben
- Die Torfmächtigkeiten variieren von meist nur 10 cm, seltener mehr als 40 cm und im Einzelfall bis zu 100 cm
- > Entsprechend sind auch die Kohlenstoffvorräte sehr heterogen verteilt (meist 0-200 t/ha, vereinzelt bis 800 t/ha)
- Durch großflächige Nutzung der Hangmoore trocknet die oberste Torfschicht aus und die Torfmoose und typischen Moorpflanzen werden geschädigt
- Zur Unterstützung der Kohlenstoffsenkenfunktion muss der Wasserhaushalt der Hangbrücher naturnah erhalten werden
- Die Wahrscheinlichkeit ist hoch, dass die Hangbrücher unter den Bedingungen des Klimawandels zurückgehen, wenn nicht gar verschwinden werden

Kleinstandörtlich befinden sich terrestrische und hydromorphe Flächen in unmittelbarer Nachbarschaft, je nach den Fließbahnen des Hangzugwassers. So ist es charakteristisch, dass sich die etwas mächtigeren Torfauflagen entlang der Fließbahnen des Hangzugwassers entwickelt haben. Sie folgen damit dem Mikro-Oberflächenrelief des Geländes, welches durch die Kraft des fließenden Wassers gestaltet wurde. Diese Kraft des fließenden Wassers im Interflow wird auch dadurch dokumentiert, dass unter der organischen Auflage die Hauptlage im mineralischen Boden oft flächig wegerodiert wurde.

Hinzu kommen jedoch auch anthropogene Einflüsse auf das Oberflächenrelief, z. B. durch die Anlage von Drainagegräben. In manchen dieser Gräben haben sich im Laufe der Zeit sogar Torfmoose angesiedelt, ohne weggeschwemmt zu werden.

Diese Erkenntnisse sind wichtig für Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung dieser wasserabhängigen Lebensräume, z. B. bei der Wiederherstellung eines naturnahen Wasserhaushaltes durch den Rückbau und den Verschluss von künstlichen Gräben. Sie lassen beurteilen, wann und ob Gräben in potenziellen, aber drainierten Hangmooren verschlossen werden sollen. Damit kann vermieden werden, dass natürliche Prozesse der Torfbildung nicht durch Maßnahmen zur Regulierung des standörtlichen Wasserhaushaltes gestört werden. Ein Grabenverschluss ist nur angezeigt, wenn Gräben zur Tiefenerosion neigen und nicht Teil des natürlichen, reliefbedingten Entwässerungssystemes sind.

## Kohlenstoffspeicherung in den Hangbrüchern

In den Hangbrüchern weisen die meisten Torfe eine starke Zersetzung mit Zersetzungsgraden von h6-h10 (nach VON POST 1922) auf, die aerobe Bedingungen während der Akkumulation von organischem Material aufgrund des aktuellen oberflächennahen Wasserhaushaltes anzeigen. So geht der zunehmende Zersetzungsgrad immer auch mit einem abnehmenden Gehalt an organischer Substanz einher. Die Kohlenstoffgehalte mit 40 bis 45 % in schwach zersetztem und mit 30 bis 40 % in stärker zersetztem Torfmaterial sind im Vergleich zu anderen Mooren gering (WÜST-GALLEY et al. 2016), aber vergleichbar z. B. zu den organischen Böden aus der Studie von ROSSKOPF et al. (2015) (KRÜGER et al. 2019).

Eine Störung des Wasserhaushaltes in den Hangbrüchern mit nachfolgender Mineralisierung führt zu einer erhöhten Lagerungsdichte der Torfe mit typischen Werten von mehr als 0,15 g/cm<sup>-3</sup> (LEIFELD et al. 2011; KRÜGER et al. 2015). Ungestörte Moore weisen dagegen Lagerungsdichten unter 0,10 g/cm<sup>-3</sup> auf (MINKKINEN & LAINE 1998; WÜST-GALLEY et al. 2016; LEIFELD et al. 2011; KRÜGER et al. 2016). Diese Beobachtung wird durch ein landesweites Monitoring in Finnland von entwässerten und nicht entwässerten Mooren bestätigt (MINKKINEN & LAINE 1998). Mit den Analyseergebnissen der Kohlenstoffgehalte und den Lagerungsdichten in den einzelnen Torflagen lassen sich in Kombination mit den Kartierergebnissen über die Ausdehnung und Mächtigkeiten der Torfauflagen Kohlenstoffvorräte in den Hangbrüchern berechnen.

Analog zu den kartierten Torfmächtigkeiten sind auch die Kohlenstoffvorräte in den Torfauflagen der Hangbrücher sehr heterogen verteilt. In den Hangbrüchern überwiegen

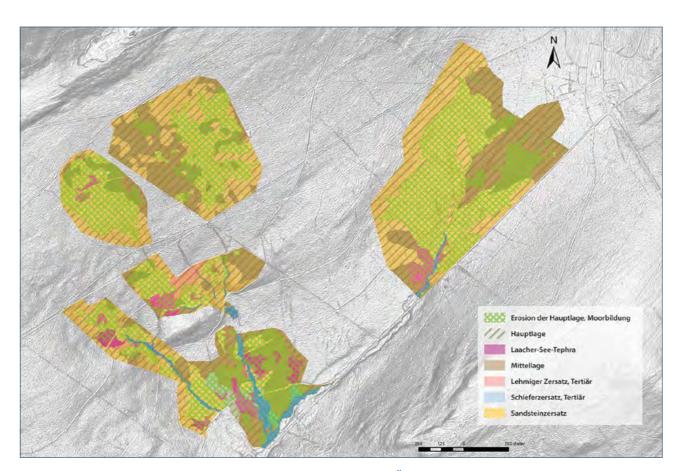
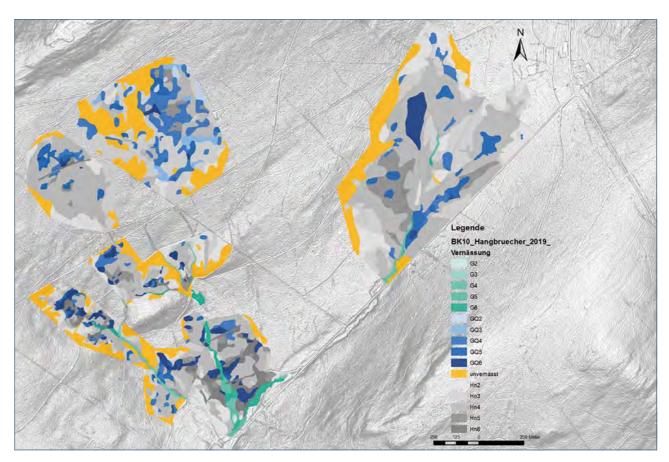
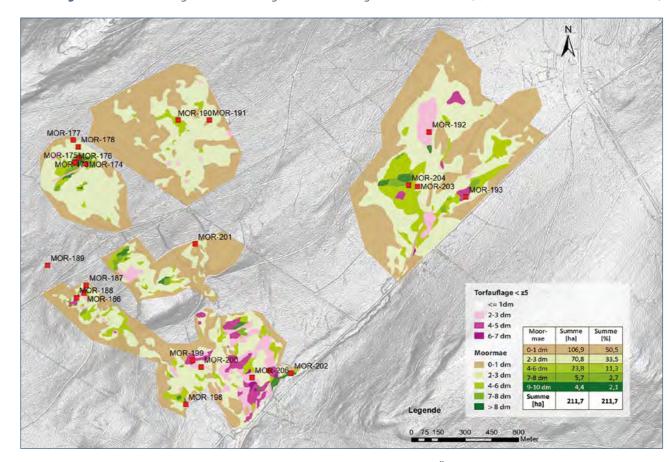


Abbildung 7: Ergebnisse der Bodenkartierung (Quelle: DEHNER & STEINRÜCKEN 2019)



**Abbildung 8:** Aktuelle Vernässung als Voraussetzung für die Torfbildung und -akkumulation (Quelle: DEHNER & STEINRÜCKEN 2019)



**Abbildung 9:** Kartierergebnisse der Torfmächtigkeiten (Quelle: DEHNER & STEINRÜCKEN 2019)

MoorWaldBilanz | 175

Flächen mit geringeren Kohlenstoffvorräten zwischen nahezu 0 und 200 t ha<sup>-1</sup>. Kleinere Teilflächen haben jedoch höhere Kohlenstoffvorräte, vergleichbar zu den von WÜST-GALLEY et al. (2016) untersuchten Mooren in der Schweiz mit durchschnittlich 500 t ha<sup>-1</sup>. Kleinststandörtlich wurden in den Hangbrüchern des Hunsrücks Kohlenstoffvorräte bis zu 800 t ha<sup>-1</sup> berechnet. Im Vergleich dazu steigen in Finnland mit mächtigeren Torfauflagen die Kohlenstoffvorräte sogar über 1000 t ha<sup>-1</sup> (MINKKINEN et al. 1999).

Höchste mittlere Kohlenstoffvorräte wurden im naturnahen Riedbruch mit 234 t ha<sup>-1</sup> gefunden, während der naturferne mit Fichten bestockte Johannenbruch im Mittel nur 2 t ha<sup>-1</sup> Kohlenstoff in der organischen Auflage speichert. Der Johannenbruch wird zwar durch staunasse Standorte dominiert, aber wirklich hydromorphe Standortverhältnisse mit Torfauflagen kommen kaum vor.

Um die Auswirkungen möglicher Entfichtungsmaßnahmen auf die Kohlenstoffbilanz abschätzen zu können, wurden die Kohlenstoffvorräte des aufstockenden Fichtenwaldes den Kohlenstoffvorräten in den Torfauflagen einschließlich der in den Wurzeln vorhandenen Kohlenstoffvorräte gegenübergestellt. Die Kohlenstoffvorräte der aufstockenden Fichtenwälder in den Hangbrüchern sind mit durchschnittlich 47 t ha-1 deutlich höher als die von entwässerten Moorwäldern in der borealen Region (MINKKINEN et al. 1999). Naturgemäß variieren die Kohlenstoffvorräte der Waldbestände entsprechend der Baumart, dem Alter, der jeweiligen Bestockungsdichte – insbesondere Blößen mindern den Kohlenstoffvorrat je Hektar erheblich – und der Ertragsklasse. So werden in den Fichten, die in den Hangbrüchern wachsen, stellenweise bis zu 160 t ha-1 Kohlenstoff und mehr gespeichert.

Verschiedene Studien haben gezeigt (OJANEN et al. 2013; MEYER et al. 2013; HOMMELTENBERG et al., 2014), dass Moorwälder trotz Standortentwässerung als rezente Kohlenstoffsenken – im borealen Klimagürtel – fungieren können, wenn die laufende Kohlenstoffspeicherung in einer wachsenden, stabilen Moorwaldgesellschaft eine mögliche periodische Kohlenstofffreisetzung aus der Torfauflage kompensieren kann.

Im Thranenbruch, in dem im Zuge der "Renaturierungsmaßnahmen" die aufstockenden Fichten im Kahlschlag genutzt wurden, betrugen die durchschnittlichen Kohlenstoffbestände der Fichtenwälder ursprünglich 69 t ha<sup>-1</sup>. Die

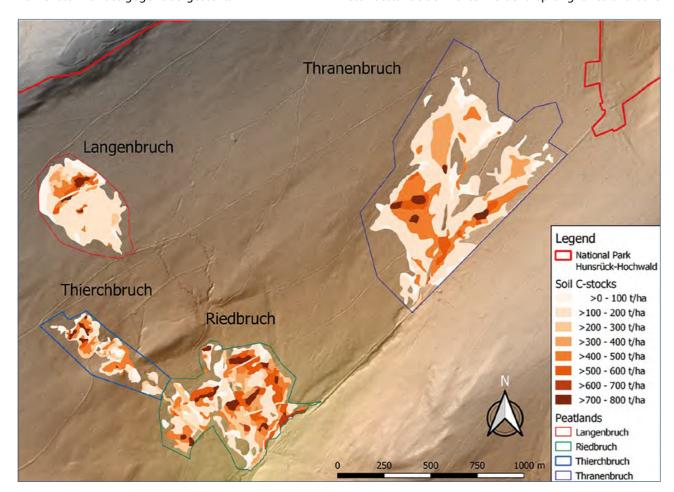


Abbildung 10: Kohlenstoffvorräte in den organischen Auflagen der Hangbrücher des Untersuchungsraumes (Quelle: KRÜGER et al. 2020)





**Abbildung 11:** Verteilung der Kohlenstoffvorräte der Fichtenflächen in den Hangmooren vor (Grafik links) und nach der Entfichtung (Grafik rechts) (Quelle: KRÜGER et al. 2020)

Fichtennutzung erfolgte hier durch eine Vollbaumernte, so dass auch der Kohlenstoffvorrat, welcher in den Nadeln, im Reisig und in der Rinde gespeichert ist, aus der Fläche exportiert wurde. Nur die Wurzeln der Fichten sind mit ihrem Kohlenstoff in der Fläche verblieben. Der Kohlenstoffvorrat, welcher in den Wurzeln gespeichert ist, kann in älteren Fichtenbeständen 50 t ha<sup>-1</sup> erreichen, doch auch dieser variiert ähnlich wie beim aufstockenden Fichtenbestand entsprechend dem Alter, der Bestockungsdichte und der Ertragsklasse. Wegen der nassen Standortverhältnisse und der gehemmten Zersetzung von organischer Substanz bleibt dieser Kohlenstoffvorrat der holzigen Wurzelbiomasse jedoch auch nach den Entfichtungsmaßnahmen langfristig im Torf gespeichert (MINKKINEN et al. 2018).

Wird das Stammholz der Fichten einer dauerhaften Nutzung zugeführt, z.B. im Hausbau, so kann zumindest der Kohlenstoff im Stammholz als nachhaltig gebunden angesehen werden, während der Kohlenstoffvorrat in Nadeln, Reisig und Rinde kurzfristig in die Atmosphäre geht (LAINE et al. 1992; MINKKINEN et al. 2002; MÄKIRANTA et al. 2012; OJANEN et al. 2013; SLOAN et al. 2018).

In den untersuchten Hangbrüchern befinden sich trotz aller Heterogenität zwischen 70 und 90 % der Kohlenstoffvorräte in der organischen Auflage (Torf) einschließlich der Wurzelbiomassen. Nur ein Viertel oder weniger des Kohlenstoffes ist im aufstockenden Fichtenbestand gespeichert. Ist ein Hangbruch durch die zurückliegende Fichtenbewirtschaftung und Störung des Wasserhaushaltes jedoch sehr stark degradiert – oder war es nie als Hangmoor ausgebildet –, so werden die Kohlenstoffvorräte diametral zugunsten der aufstockenden Fichtenbestände und zuungunsten des Bodenkohlenstoffvorrates verteilt, wie es das Beispiel des Johannenbruchs mit nur 20 % Kohlenstoffvorrat in der organischen Auflage und in den Wurzeln zeigt.

Ca. 13 % der Fläche des 10.230 ha großen Nationalparks Hunsrück-Hochwald sind potenzielle Hangbruchflächen. In deren Torflagen werden ca. 171.530 t Kohlenstoff gespeichert. Die Hangbrücher des Hunsrücks sind damit neben ihrer Funktion als Kohlenstoffspeicher typische Landschaftsmerkmale des Nationalparks Hunsrück-Hochwald, die einzigartige Lebensräume darstellen.

**Tabelle 1:** Kohlenstoffvorräte in den Kompartimenten der untersuchten Hangbrücher (verändert nach KRÜGER et al. 2020)

	Fläche	Kohlenstoffvorrat vor der Entfichtung						Kohlenstoffentzug	
	[ha]	Organische Auflage [t/ha]	Wurzel- masse [t/ha]	[%]	Stamm- holz [t/ha]	Zweige/ Nadeln [t/ha]	Gesamt [t/ha]	durch Fichten- einschlag [%]	
Thranenbruch	81	139	11	68	40	29	219	27	
Riedbruch	34	234	8	85	30	14	286	4	
Thierchbruch	14	125	10	71	37	18	190	4	
Langbruch	20	162	4	87	16	7	189	0	
Johannenbruch	51	2	7	20	24	11	44	0	
Total	200	121	9	73	32	15	177		

MoorWaldBilanz | 177

## Gefährdung der Hangbrücher des Hunsrücks durch Entfichtung

Bei einer großflächigen Nutzung der Fichten im Kahlschlag – wie im Thranenbruch – verändert sich das Mikroklima in den Hangbrüchern in extremer Weise, da die obere Verdunstungsebene oberhalb der Fichtenkronen nun auf die Ebene der Torfmoose reduziert wird. Die Hangbrücher sind häufig wassergesättigt, so dass nun von einer Verdunstung nahe der potenziellen Verdunstung ausgegangen werden muss, welche nur durch atmosphärische Bedingungen, insbesondere durch den Sättigungsdampfdruck in der umgebenden Luft gesteuert wird, während vorher die Spaltöffnungen in den Fichtennadeln entsprechend dem geringer werdenden Wasservorrat in den Böden die aktuelle Verdunstung eingeschränkt haben. Hinzu kommt, dass die Fichtenwurzeln das Verdunstungswasser zumindest teilweise aus mehreren Dezimetern Bodentiefe entnehmen, während im Hangbruch das Wasser unmittelbar aus der Verdunstungsebene stammt, da die Torfmoose keine Wurzeln besitzen und das ungespannte Grundwasser im Idealfall bis an die Oberfläche ansteht. Auch dies verursacht eine Austrocknung der obersten Torfschicht, wie sie KOPF (2019) im Thranenbruch gemessen hat. Selbst eine periodische Austrocknung der Torfauflagen kann bereits die für Hangbrücher typischen Moose und Bodenpflanzen schädigen. Der Grundwasserspiegel in den Hangbrüchern ist der wichtigste Einflussfaktor für die Treibhausgasemissionen. Bei einem Kahlschlag besteht damit die Gefahr, dass zusätzlich zu dem Kohlenstoffexport mit der oberirdischen Fichtenbiomasse - im Thranenbruch immerhin fast 30 % des Gesamtkohlenstoffvorrates – ein Kohlenstoffverlust aus einem gesteigerten Torfabbau hinzuzurechnen ist. Zusätzlich können stärker schwan-



**Abbildung 12:** Absterbende und abgestorbene Fichten im nassen Bereich des Riedbruchs (Foto: SCHÜLER)

kende Grundwasserstände insbesondere bei der Wiedervernässung der organischen Auflagen zu hohen Lachgas- und Methanemissionen führen. Damit können degradierende Hangbrücher zu Hotspots von Treibhausgasemissionen werden (BASILIKO et al. 2007; JUNG-KUNST et al. 2004; KOSKINEN et al. 2016; MOORE et al. 2011; STRACK et al. 2004; TIEMEYER et al. 2016).

Die aktuellen Stoffumsätze, welche von meteorologischen Bedingungen, aber auch von anthropogenen Einflüssen, wie der Entfichtung, gesteuert werden, sind damit ausschlaggebend dafür, ob sich die Hangbrücher zu einer Kohlenstoffsenke oder zu einer Kohlenstoffquelle entwickeln (vgl. MÄKIRANTA et al. 2010; RIGNEY et al. 2018). Das Zurücklassen von leicht zersetzlichem Schlagabraum kann die Rate der Kohlenstofffreisetzung durch eine stärkere Zersetzungsrate auch im darunterliegenden Torfboden erhöhen (MÄKIRANTA et al. 2012; OJANEN et al. 2017). Auch KORKIAKOSKI et al. (2019) haben beschleunigte Treibhausgasemissionen als Folge von Kahlschlägen und der Veränderung des Mikroklimas in Mooren identifiziert.

Daher empfehlen RIGNEY et al. (2018), sämtlichen Schlagabraum nach Holzeinschlägen zu entfernen, um die  $\mathrm{CO}_2$ -Emissionen aus der Zersetzung der Rest-Biomasse zu begrenzen.

## Erhaltung und Förderung des Hangbruch-Lebensraumes

Zur Unterstützung der Kohlenstoffsenkenfunktion muss der Wasserhaushalt der Hangbrücher naturnah erhalten werden, so dass die Torfauflage nahezu das ganze Jahr permanent vernässt ist und die Zersetzeraktivitäten gehemmt werden. Ist dies nicht der Fall, obwohl das Potenzial einen wertvollen Lebenraum als Hangbruch erwarten lässt, so sollten der Wasserdurchfluss gebremst und lineare Wasserflüsse in der Fläche so verteilt werden,



**Abbildung 13:** Moorwald mit Moorbirke (Betula pubescens) im Gebrannten Bruch (Foto: SCHÜLER)

dass diese Ökosysteme anhaltender mit Wasser versorgt werden. Kann der ungespannte Grundwasserspiegel sogar flächig und dauerhaft angehoben werden, bestehen große Chancen, dass sich eine typische torfbildende Vegetation ansiedeln und ausbreiten kann und dass die Zersetzung der organischen Substanz gebremst wird.

Bei Maßnahmen zur Erhaltung und Unterstützung des Hangbruch-Lebensraumes wird die günstigste Kohlenstoffbilanz dann erreicht, wenn die im Hangbruch wachsenden Bäume belassen werden (vgl. RIGNEY et al. 2018) – unabhängig ob sie der natürlichen Waldgesellschaft angehören oder ob sie Restbestände aus der zurückliegenden Fichtenbewirtschaftung sind. Wenn der Standort zu nass wird und ganzjährig nass bleibt, werden Fichten zunehmend geschwächt und absterben. Langfristig wird sich eine standortangepasste Sukzession, z. B. mit Moorbirke (Betula pubescens), einfinden. Diese Sukzession kann sich dann über Jahrzehnte hinweg zu einem Moorwald entwickeln, sofern der Wildbestand dies zulässt.

Der sich entwickelnde Moorwald und die - zwar nur langsam – wachsende Torfauflage speichern den Kohlenstoff, der durch die absterbenden Fichten freigesetzt wird, weil diese Freisetzung nur schleichend vonstattengeht. Die Fichtennadeln und das Feinreisig fallen nur nach und nach zu Boden, da sich der Absterbeprozess der Fichten über Jahrzehnte hinzieht. Die schließlich abgestorbenen Fichten bleiben als Totholzgerüst lange unzersetzt auf der Hangbruchfläche stehen. Die Fichtenwurzeln speichern den Kohlenstoff sogar äußerst langfristig, da sie in einer vernässten Torfauflage dauerhaft erhalten bleiben.

Die Holzproduktionsfunktion der vormaligen Fichtenwälder wird damit durch die Ökosystemdienstleistungen Kohlenstoffspeicherung und Erhaltung des typischen Lebensraumes von Moorwäldern abgelöst.

## Ausblick

Unsere ersten detaillierten Aufnahmen im Projekt Moor-WaldBilanz über die räumliche Verteilung der Boden-Kohlenstoffvorräte sollen die Grundlagen von Wiederholungsaufnahmen für weitere Kohlenstoffbilanzen in den Hangbrüchern sein (SCHÜLER et al. 2020). Permanente Messungen zum ungespannten Grundwasserstand gehören ebenfalls in ein solches Monitoring, um frühzeitig Veränderungen ökosystemrelevanter Parameter erkennen zu können.

Es wird empfohlen, die Erkenntnisse aus MoorWald-Bilanz in künftige wissenschaftlich begleitete lebensraumerhaltende und -fördernde Maßnahmen in den Hangbruchflächen einfließen zu lassen.

Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Torfauflagen der Hangbrücher immer in kalten klimatischen



#### **DIE AUTOR\*INNEN**

Prof. Dr. Gebhard Schüler Leiter der Stabsstelle "Internationale Projekte und Netzwerke" in der Forschungsanstalt für

Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz. Apl. Professor an der Universität Trier für "Forst Site Assessment" und "Nature Conservation". Gast-Professur für "Forest Soil Science" an der University of Agriculture and Forestry in Ho Chi Minh City/Vietnam. Studium der Forstwissenschaft an der Universität Freiburg. Promotion an der Universität Freiburg in Forstpathologie/Bodenkunde/Waldbau. Habilitation an der Universität Trier in Forstlicher Bodenkunde und Forsthydrologie;

**Dr. Christoph Kopf**, Waldnaturschutz, Zentralstelle der Forstverwaltung, Landesforsten Rheinland-Pfalz; **Dr. Jan Paul Krüger**, Geowissenschaftler, UDATA GmbH Umwelt & Bildung;

**Dr. Markus Dotterweich,** Ökologe, UDATA GmbH Umwelt & Bildung;

**Angelika Seifert-Schäfer,** Diplommathematikerin, UDATA GmbH Umwelt & Bildung;

**Prof. Dr. Christof Kneisel,** Lehrstuhl für Geographie, Institut für Geographie und Geologie der Universität Würzburg;

**Julian Trappe, M.Sc,** Institut für Geographie und Geologie der Universität Würzburg;

**Dr. Ulrich Dehner,** Geologiedirektor, Referatsleiter Boden, Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz;

**Dr. Ulrich Steinrücken:** Soilution Dr. U. Steinrücken und Dr. T. Behrens GbR;

**Dr. Johannes Stoffels,** Akademischer Rat, Umweltfernerkundung und Geoinformatik, Universität Trier; **Sandra Dotzler, M.Sc.,** Ehemalige wissenschaftliche Mitarbeiterin Universität Trier, Doktorandin aktuell Vista Geowissenschaftliche Fernerkundung GmbH, München;

Dr. Adam Hölzer;

**Dr. Siegfried Schloss** 

Perioden, wie der Kleinen Eiszeit, gewachsen sind und dass die Torfakkumulation in den Hangbrüchern einem dynamischen Prozess unterliegt, dass also in den Wärmephasen Torf auch wieder abgebaut werden kann. Nach IPCC (2014) wird sich das globale Klima in den nächsten Jahrzehnten erwärmen. Modellrechnungen zeigen für den Hunsrück eine Temperaturzunahme von bis zu 5°C gegenüber dem Bezugszeitraum von 1971 bis 2000. Wenn sich dann noch bei

nahezu unveränderter jährlicher Niederschlagssumme die Niederschlagsverteilung zugunsten weniger, aber stärkerer (Stark-)Niederschläge verändert, sind für die Hangbrücher zukünftig längere (sommerliche) Trockenstressphasen anzunehmen. Daher gibt es eine große Wahrscheinlichkeit, dass die Torfmächtigkeiten und die räumlichen Ausdehnungen der Hangbrücher unter den Bedingungen des Klimawandels zurückgehen, wenn nicht gar verschwinden werden.

## Quellen

**BALTER, M. (2011):** New light on ancient samples. In: Science. Band 332, S. 658, doi:10.1126/science.332.6030.658-b. **BASILIKO, N., BLODAU, C., ROEHM, C., BENGTSON, P. & MOORE, T. R. (2007):** Regulation of Decomposition and Methane Dynamics across Natural, Commercially Mined, and Restored Northern Peatlands. – Ecosystems 10, 1148-1165.

**DEHNER, U. & STEINRÜCKEN, U. (2019):** Moorkartierung im Hunsrück. Präsentation beim Abschlusskolloquium des WKF-Projektes MoorWaldbilanz

**HÖLZER, A. (2017):** Kartierung der Verbreitung der Torfmoose in und um den Nationalpark Hunsrück-Hochwald. In: KREH-BÜHL, J., Moore schützen, Denkanstöße 13, S. 24-31.

HÖLZER, A. & SCHLOSS, S. (2019): Torfprofile und die Verbreitung der Torfmoose als Erklärung der Geschichte und Funktion der Brücher im Nationalpark Hunsrück-Hochwald, einschließlich Schlussfolgerungen aus Pollenanalysen. Präsentation beim Abschlusskolloquium des WKF-Projektes MoorWaldBilanz.

**HOFFMANN, D. (1957):** Die Brücher des Hochwaldes. Eine Untersuchung über ihre Entstehung, Entwicklungstendenzen und die Möglichkeit der Ausschöpfung ihrer potentiellen Leistungsfähigkeit durch meliorative und waldbauliche Maßnahmen. Mitt. a.d. Forsteinrichtungsamt Koblenz, Nr. 6, 39 S.

**HOMMELTENBERG, J., SCHMID, H. P., DRÖSLER, M. & WERLE, P. (2014):** Can a bog drained for forestry be a stronger carbon sink than a natural bog forest? Biogeosciences, 11(13), 3477-3493.

**IPCC (2014):** Klimaänderung 2014. Synthesebericht. Beitrag der Arbeitsgruppen I, II und III zum Fünften Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (IPCC). Genf. Deutsche Übersetzung durch Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle, Bonn, 2016.

JUNGKUNST, H. F., FIEDLER, S. & STAHR, K. (2004): N2O emissions of a mature Norway spruce (Picea abies) stand in the Black Forest (southwest Germany) as differentiated by the soil pattern. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 109(D7). KOPF, CHR. (2019): Hypothese der Hangbruchgenese im südwestdeutschen Mittelgebirge anhand hydrologischer, pedologischer und geobotanischer Untersuchungen in der Region des Nationalparks Hunsrück-Hochwald. Diss. a.d. Univ. Trier, 81 S. plus Anhang; Mitt. a.d. Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Nr. 85/20, 75 S. plus Anhang. KORKIAKOSKI, M., TUOVINEN, J.-P., PENTTILÄ, T., SARKKOLA, S., OJANEN, P., MINKKINEN, K., RAINNE, J., LAURILA, T. & LOHILA, A. (2019): Greenhouse gas and energy fluxes in a boreal peatland forest after clearcutting. Biogeosciences, 16, 3703–3723, https://doi.org/10.5194/bq-16-3703-2019.

**KOSKINEN, M., MAANAVILJA, L., NIEMINEN, M., MINKKINEN, K. & TUITTILA, E.-S. (2016):** High methane emissions from restored Norway spruce swamps in southern Finland over one growing season. - Mires and Peat, 17, Article 02, 1-13.

KRÜGER, J. P., ALEWELL, C., MINKKINEN, K., SZIDAT, S. & LEIFELD, J. (2016): Calculating carbon changes in peat soils drained for forestry with four different profile-based methods. Forest ecology and management, 381, 29-36.

KRÜGER, J.P., DOTTERWEICH, M., SEIFERT-SCHÄFER, A., HOFFMANN, S. & SCHERZER J. (2019): MoorWaldBilanz - Kohlenstoffvorräte der Hangmoore -. Präsentation beim Abschlusskolloquium des WKF-Projektes MoorWaldbilanz.

KRÜGER, J. P., DOTTERWEICH, M., SEIFERT-SCHÄFER, A., HOFFMANN, S., KOPF, C., KNEISEL, C., DOTZLER, S., NINK, S., STOFFELS, J. & SCHÜLER, G. (2020): Carbon stocks and their spatial distribution of drained and rewetted peatland forests in a low mountain range area, Germany. Mires and Peat. Under review.

KRÜGER, J.P., LEIFELD, J., GLATZEL, S., SZIDAT, S., ALEWELL, C. (2015): Biogeochemical indicators of peatland degradation-a case study of a temperate bog in northern Germany. Biogeosciences, 12, 2861–2871.

**LAINE, J., VASANDER, H. & PUHALAINEN, A. (1992):** A method to estimate the effect of forest drainage on the carbon store of a mire. Suo 43(4-5): 227-230.

**LEHMANN, L. (1986):** Hangbrücher bei Morbach und Hochscheid. Erläuterungen zur Bodenkarte 1:5000, Landesamt für Umweltschutz Rheinland-Pfalz, 32 S.

**LEIFELD, J., GUBLER, L. & GRÜNIG, A. (2011):** Organic matter losses from temperate ombrotrophic peatlands: an evaluation of the ash residue method. Plant and soil, 341(1-2), 349-361.

MÄKIRANTA, P., RIUTTA, T., PENTTILÄ, T. & MINKKINEN, K. (2010): Dynamics of net ecosystem CO2 exchange and heterotro-

phic soil respiration following clearfelling in a drained peatland forest. Agricultural and Forest Meteorology, 150(12), 1585-1596. **MÄKIRANTA, P., LAIHO, R., PENTTILÄ, T. & MINKKINEN, K. (2012):** The impact of logging residue on soil GHG fluxes in a drained peatland forest. Soil Biology and Biochemistry, 48, 1-9.

MEYER, A., TARVAINEN, L., NOUSRATPOUR, A., BJÖRK, R. G., ERNFORS, M., GRELLE, A. & WALLIN, G. (2013): A fertile peatland forest does not constitute a major greenhouse gas sink. Biogeosciences, 10, 7739-7758.

**MINKKINEN, K. & LAINE, J. (1998):** Effect of forest drainage on the peat bulk density of pine mires in Finland. Canadian Journal of Forest Research, 28(2), 178-186.

MINKKINEN, K., VASANDER, H., JAUHIAINEN, S., KARSISTO, M. & LAINE, J. (1999): Post-drainage changes in vegetation composition and carbon balance in Lakkasuo mire, Central Finland. Plant and Soil, 207(1), 107-120.

**MINKKINEN, K., KORHONEN, R., SAVOLAINEN, I. & LAINE, J. (2002):** Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1900-2100 – the impact of forestry drainage. Global Change Biology, 8(8), 785-799.

MINKKINEN, K., OJANEN, P., PENTTILÄ, T., AURELA, M., LAURILA, T., TUOVINEN, J. P. & LOHILA, A. (2018): Persistent carbon sink at a boreal drained bog forest. Biogeosciences, 15, 3603-3624.

MOORE, T. R., YOUNG, A., BUBIER, J. L., HUMPHREYS, E. R., LAFLEUR, P. M. & ROULET, N. T. (2011): A Multi-Year Record of Methane Flux at the Mer Bleue Bog, Southern Canada. – Ecosystems 14, 646-657.

**OJANEN, P., MINKKINEN, K. & PENTTILÄ, T. (2013):** The current greenhouse gas impact of forestry-drained boreal peatlands. Forest ecology and management, 289, 201-208.

**OJANEN, P., MÄKIRANTA, P., PENTTILÄ, T. & MINKKINEN, K. (2017):** Do logging residue piles trigger extra decomposition of soil organic matter? Forest ecology and management, 405, 367-380.

**REICHERT, H. (1975):** Die Quellmoore (Brücher) des südwestlichen Hunsrücks. Beiträge zur Landespflege in Rheinland-Pfalz. Bd. 3. 101-164.

**RIGNEY, C., WILSON, D., RENOU-WILSON, F., MÜLLER, C., MOSER, G. & BYRNE, K. A. (2018):** Greenhouse gas emissions from two rewetted peatlands previously managed for forestry. Mires and Peat, 21, 1-23.

**ROSSKOPF, N., FELL, H. & ZEITZ, J. (2015):** Organic soils in Germany, their distribution and carbon stocks. Catena, 133, 157-170. **RUTHSATZ, B. & HOLZ, I. (1997):** Dauerbeobachtung von Vegetation und Quellmechanismus im "Palmbruch" und "Oberluderbruch" der NSG "Hangbrücher bei Morbach"/Hunsrück. Decheniana, 150, 109-168.

**RUTHSATZ, B. (1999):** Die Quellwässer von Hangmooren im Hunsrück (Rheinland-Pfalz). Chemismus und Einfluss auf Vegetation und Flora. Arch. für Nat.- Lands.-, Vol. 38, 1-48.

**RUTHSATZ, B. (2000):** Vergleich der Qualität von Quellwässern aus bewaldeten und agrarisch genutzten Einzugsgebieten im westlichen Hunsrück und ihr Einfluss auf die Vegetation der durchsickerten Feuchtflächen. Arch. für Nat.- Lands.-, Vol. 39, 167-189.

**SCHÜLER, G. (2012):** Waldmoore – im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft. http://moor.naturparkerzgebirge-vogtland.de/Moore\_und\_Forstwirtschaft\_- \_Gebhard\_Schuler.pdf.

SCHÜLER, G., KOPF, CHR., GORECKY, A., KRÜGER, J.-P., DOTTERWEICH, M., SEIFERT-SCHÄFER, A., HOFFMANN, S., SCHERZER, J., KNEISEL, C., TRAPPE, J., HILL, J., STOFFELS, J., DOTZLER, S., NINK, S., DEHNER, U., STEINRÜCKEN, U., HÖLZER, A. & SCHLOß, S. (2020): Die Hangbrücher des Hunsrücks. Erkenntnisse aus dem Projekt MoorWaldBilanz – Kohlenstoffbilanzen bei der Renaturierung von Moorwäldern am Beispiel Hunsrück-Hochwald. Mitt. a.d. Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Nr. 86/20, 110 S.

SLOAN, T.J., PAYNE, R.J., ANDERSON, A.R., BAIN, C., CHAPMAN, S., COWIE, N., GILBERT, P., LINDSAY, R., MAUQUOY, D., NEWTON, A.J. & ANDERSEN, R. (2018): Peatland afforestation in the UK and consequences for carbon storage. Mires and Peat, 23, 1-17.

**STRACK, M., WADDINGTON, J. M. & TUITTILA, E.-S. (2004):** Effect of table drawdown on northern peatland methane dynamics: Implications for climate change. - Global Biogeochemical Cycles 18: GB4003, doi:10.1029/2003GB002209, 2004. **SUCCOW, M. (1988):** Landschaftsökologische Moorkunde. Fischer Vlg., ISBN 3-334-00129-6.

**SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001):** Landschaftsökologische Moorkunde. Science Publishers, Stuttgart. ISBN 978-3-510-65198-6.

SUCCOW, M., JESCHKE, L. & KNAPP, H. D. (Hrsg.) (2012): Naturschutz in Deutschland. Verl. Ch. Links. 333 S.

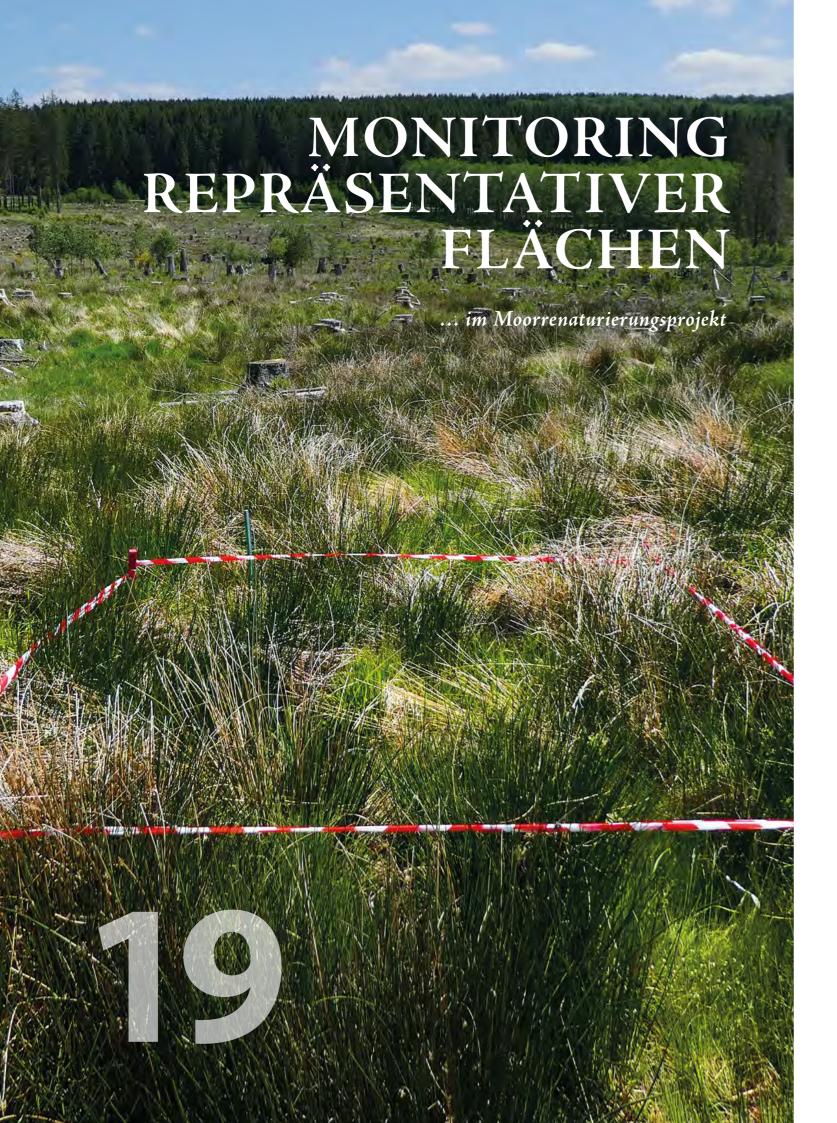
**TIEMEYER, B., ALBIAC BORRAZ, E., AUGUSTIN, J., BECHTOLD, M., BEETZ, S., BEYER, C. (2016):** High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. Global Change Biology, 22(12), 4134-4149.

**TRAPPE, J. & KNEISEL, CHR. (2019a):** Geophysikalische und Sedimentologische Untersuchungen an Hangmooren. Präsentation beim Abschlusskolloquium des WKF-Projektes MoorWaldbilanz.

**TRAPPE, J. & KNEISEL, CHR. (2019b):** Geophysical and Sedimentological Investigations of Peatlands for the Assessment of Lithology and Subsurface Water Pathways. Geosciences 2019, 9, 118; doi:10.3390/geosciences9030118.

**VON POST, L. (1922):** Sveriges Geologiska Undersöknings torvinventering och nagra av dess hittills vunna resultat. Sven. Mooskulturföreningens Tidskr. 37: 1-27.

WÜST-GALLEY, C., MÖSSINGER, E. & LEIFELD, J. (2016): Loss of the soil carbon storage function of drained forested peatlands. Mires and Peat, 18(07), 1-22.



Auf zwei Dauerbeobachtungsflächen von 2 x 2 m auf der Kahlschlagsfläche des Thranenbruchs wurde die Vegetation in den Jahren 2018, 2019 und 2020 jeweils im Frühjahr und im Herbst erfasst. Die zu Beginn der Untersuchungen noch vorhandenen typischen Arten Juncus bulbosus ssp. kochii und Montia fontana sind bereits 2018 bzw. 2019 verschwunden. Starke Bestandszuwächse sind vor allem bei Juncus effusus als Art von staunassen tonigen Standorten zu beobachten. Die übrigen Arten gehören zu den typischen Kahlschlagpflanzen oder sind Reste der ehemaligen Fichtenforste. Die drei in den Monitoringflächen nachgewiesenen Torfmoosarten Sphagnum fallax, S. inundatum und S. palustre sind keine moortypischen Taxa und aufgrund von Sommertrockenheit, Sonneneinstrahlung und Sukzession im Rückgang begriffen.

## Einleitung

Der Nationalpark Hunsrück-Hochwald zeichnet sich neben den Rosselhalden vor allem durch die typischen Hangbrücher aus. Eine Übersicht der Verbreitung sowie der vorkommenden Vegetation und bemerkenswerter Pflanzenarten findet sich bei Reichert (1975). In Bezug auf das Alter und die Torfmächtigkeit der Brücher gibt es sehr unterschiedliche Angaben. So schreibt die Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz (2017), dass die Hangbrücher im Schnitt 60 cm Torfmächtigkeit aufweisen, die an einigen Stellen 2 m erreichen, und 6000 Jahre alt sein können. Hölzer (2019) hingegen kommt aufgrund der Auswertung von Bohrkernen zu anderen Schlüssen. Er weist darauf hin, dass das Torfwachstum mit Polytrichum commune und Sphagnum palustre beginnt und relativ jung ist. Im Naturwaldreservat Langbruch liegt der Beginn der Vermoorung nur ca. 450 Jahre zurück. Die Untersuchung von Moorprofilen im Thierchbruch ergab ein Alter von ca. 1300 Jahren (Hölzer, pers. Mitt.). Nach Hölzer (2019) liegen zudem nur geringe Torfmächtigkeiten vor. Dies wird bereits von Reichert (1973) für das Ochsenbruch beschrieben: "In allen Gesellschaften zeigt das Pfeifengras (Molinia coerulea) Wechseltrockenheit an. Das ist aber kein Zeichen für ein baldiges Austrocknen des Moores. Die dünnen Torfschichten beweisen, daß die Verhältnisse nie wesentlich anders waren. Verwilderung von Bächen und Rinnsalen durch Verstopfung mit Torfmoospolstern führt immer wieder zu erneuter Überspülung und Durchnässung größerer Flächen. Solange menschliche Einflußnahme unterbleibt, ist die Wasserzufuhr zwar von Ort zu Ort sehr wechselhaft, insgesamt aber zur Erhaltung des Moores ausreichend" (Reichert 1973). Nach Gauer (2001) hatten die Brücher den Charakter von Waldmooren und waren damit keinesfalls offene Moorflächen mit mächtigen organischen Auflagen (Hölzer 2019).

Im Rahmen des Life-Projektes der Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz "Wiederherstellung und Erhalt von Hang- und Zwischenmooren im Hunsrück-Hochwald" wurden verschiedene Hangmoore im Nationalpark renaturiert, indem Entwässerungsgräben in Anlehnung an die Zuger Methode (Staubli 2004) verfüllt und die Fichten entnommen wurden (Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz 2017). Diese Renaturierungsarbeiten wurden im September 2017 durchgeführt. Um die Auswirkung dieser Maßnahmen wissenschaftlich beurteilen zu können, wurden im Frühjahr 2018 Dauermonitoringflächen angelegt, um die Entwicklung der Vegetation zu beobachten. Eine grundlegende Erfassung des ursprünglichen Zustandes der Vegetation vor der Entfichtung fand leider nicht statt. Die Vegetation des Naturschutzgebietes Thranenbruch zeichnete sich vor dem Beginn der Maßnahmen durch einen relativ lichten, mit zahlreichen alten Fichten bestandenen, torfmoosreichen Bruchwald aus (vgl. Abb. 1, Abb. 2, Abb. 3). Die kaum sichtbaren Entwässerungsgräben waren in der Regel dicht mit großen Beständen von verschiedenen Torfmoosen, v. a. Sphagnum palustre, S. fallax und S. girgensohnii (Hölzer 2019) bewachsen. Das moortypische Sphagnum magellanicum war hingegen nur aus einem Bohrkern aus der Zeit vor 158 Jahren nachgewiesen (Hölzer 2019). In den sehr staunassen Bereichen konnten noch im August 2017 seltene Zier- und Kieselalgen beobachtet werden (Killmann, Leh & Fischer 2017).

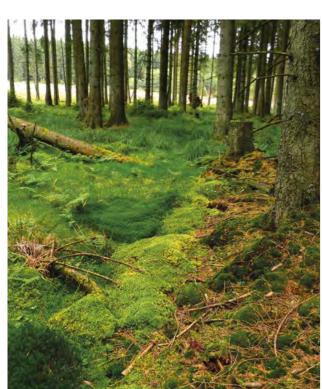
Monitoring im Renaturierungsprojekt | 183

### Material und Methoden

Per Zufallsauswahl wurden im Thranenbruch im abgeholzten Bereich zwei Flächen à 2 x 2 m als Dauerbeobachtungsflächen ausgewählt und mittels Eisenstangen sowie einem im Gelände leicht sichtbaren weiß-roten Flatterband markiert. Fläche 1 befindet sich am Rand eines versiegelten Grabens. Die Koordinaten lauten: N 49° 43′ 20,7" E 007° 06' 52,6". Die Höhe der Fläche beträgt 639 m ü. NN. Fläche 2 liegt auf einer relativ homogenen, ehemaligen Waldfläche im sehr staunassen oberen Hangbereich des Thranenbruchs. Die Koordinaten lauten N 49° 43' 21,7" E 007° 06' 49,2". Die Höhe liegt bei 642 m ü. NN. Die Vegetation der Probeflächen wurde am 13.04.2018, am 12.10.2018, am 11.04.2019, am 08.10.2019 und am 28.05.2020 erfasst, wobei ieweils die Deckung der einzelnen Arten in % erfasst wurde. Die Nomenklatur der Farne und Blütenpflanzen folgt Parolly & Rohwer (2016), die der Moose Hodgetts & Lockhart (2020).

## Ergebnisse Allgemeine Entwicklung

Nach der Entfichtung entwickelten sich Schlagfluren mit den typischen Arten *Digitalis purpurea, Epilobium angustifolium, Senecio fuchsii* und *Senecio sylvaticus*. Die *Sphag-*



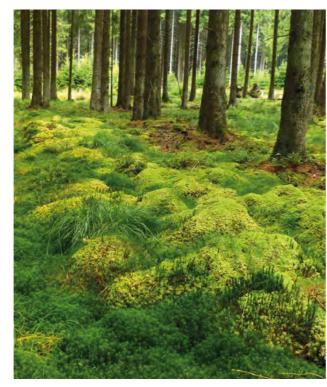
**Abbildung 1:** NSG Thranenbruch vor Beginn der Rodungsarbeiten im August 2017

num-Arten sind nach der Abholzung überwiegend vertrocknet. Die vor Beginn der Maßnahmen in den Gräben vorhandenen Zier- und Kieselalgen (Closterium spec., Micrasterias spec., Diatoma spec., Killmann et al. 2017) sind verschwunden. Von den von Reichert (1975) genannten moortypischen Arten sind heute im Gebiet nur noch Juncus bulbosus ssp. kochii und Trientalis europaea zu finden. Als Art von vernässten Borstgrasrasen findet sich in Resten noch Juncus squarrosus.

## Auswertung der Monitoringflächen

Betrachtet man die Arten auf den beiden Probeflächen (Abb. 4, Abb. 5, Tab. 1, Tab. 2), so kann man diese bestimmten ökologischen Gruppen zuordnen (vgl. Oberdorfer 2001): *Juncus bulbosus* ssp. *kochii* kommt auf Sand- und Torfböden, die staunass und zeitweise überschwemmt sind, vor. In den beiden Flächen ist die Art bereits 2018 verschwunden. *Montia fontana* ist eine typische Art von Quellfluren und wurde nur in Fläche 1 nachgewiesen. Sie ist im Frühjahr 2019 zum letzten Mal dokumentiert worden.

Agrostis canina ist eine Art saurer Flachmoore, nasser Weg- und Grabenränder auf staunassen Tonböden, die eine breitere ökologische Amplitude hat. In beiden Flächen erfolgte eine mehr oder weniger kontinuierliche



**Abbildung 2:** Moosbewachsene Gräben im NSG Thranenbruch vor Beginn der Rodungsarbeiten im August 2017



Abbildung 3: NSG Thranenbruch nach den Rodungsarbeiten im September 2017

Abnahme auf 5 % bzw. 0,1 %. Cirsium palustre als Art von Nasswiesen und Flachmooren tauchte nur kurzfristig in Fläche 1 im Herbst 2018 und Frühjahr 2019 auf und war dann wieder verschwunden. Sehr erfolgreich ist Juncus effusus, die typischerweise auf Nasswiesen auf Lehmund Torfböden wächst. In Fläche 1 war sie im April 2018 nur mit 5 % Deckung vertreten und gehört im Mai 2020 mit 85 % zu den dominanten Arten. In Fläche 2 hat die Art erst zugenommen und blieb dann mit 15 % Deckung relativ konstant. Molinia caerulea ist ein Zeiger von Austrocknung und Entwässerung in Flachmooren. In Fläche 1 war sie im April 2018 mit 1 % vertreten und hat sich dann auf Werte zwischen 20 % und 30 % vermehrt. Dryopteris carthusiana als Art der Erlen- und Birkenbruchwälder ist dagegen in Fläche 2 von 5 % auf 0,5 % zurückgegangen.

Agrostis capillaris ist ein typischer Verhagerungs- und Verdichtungszeiger. In Fläche 1 schwankt der Bestand zwischen 5 % und 20 %. Erwartungsgemäß finden sich Arten wie Betula pendula juv., ein Pioniergehölz, auf Kahlschlägen, Carex pairae, eine Segge der Schlagflächen, auf Waldwegen und Waldrändern sowie Salix caprea als Art der Pioniergesellschaften und Schlagfluren. Senecio sylvaticus ist eine typische kurzlebige Art von Kahlschlägen und Waldlichtungen, die nur kurz auftrat und bereits 2019 wieder verschwunden war. Epilobium montanum als Sippe von Schlagfluren, Laubwäldern und Mischwäldern konnte sich in kleinsten Populationen halten.



#### **DIE AUTOR\*INNEN**

Prof. Dr. Eberhard Fischer ist Lehrstuhlinhaber für Botanik der Universität Koblenz-Landau am Campus Koblenz. Moose, Flechten, Rotalgen, Farne und Blütenpflanzen in Mitteleuropa, aber auch in Ruanda, Madagaskar, Äthiopien, Kenia und Uganda stehen im Mittelpunkt seines Forschungsinteresses.

**Burkhard Leh** ist freier Mitarbeiter der AG Botanik und Biodiversitätsforschung am Campus in Koblenz. Er ist insbesondere für die technische Unterstützung der Vegetationsaufnahmen und Monitoringflächen verantwortlich.

**Dr. Dorothee Killmann** ist wissenschaftliche Mitarbeiterin der Universität Koblenz-Landau am Campus Koblenz. Sie beschäftigt sich seit über 25 Jahren mit der Kartierung von Flechten und Moosen in Nordrhein-Westfalen und in Rheinland-Pfalz.

Monitoring im Renaturierungsprojekt | 185

Arten von Ruderalgesellschaften wie *Cardamine hirsuta*, *Carduus acanthoides* als Pionierpflanze sowie *Taraxacum officinale agg.* von nährstoffreichen Wiesen traten nur kurzfristig auf und verschwanden dann wieder.

Eine weitere Artengruppe umfasst die Taxa der ehemaligen sauren Buchenwälder, die sich auch in Fichtenforsten halten konnten: Deschampsia flexuosa und Vaccinium myrtillus sind Säurezeiger im Luzulo-Fagetum, Galium hercynicum kommt in sauren Buchenwäldern und Borstgrasrasen vor. Dryopteris filix-mas bevorzugt krautreiche Laubwälder, wächst aber auch in Schlagfluren, und Mycelis muralis und Oxalis acetosella sind typische Pflanzen saurer Buchenwälder.



**Abbildung 4:** Sukzession auf der Monitoringfläche 1 in den Jahren 2018, 2019, 2020

Interessant ist das Verhalten der *Picea abies*-Jungpflanzen. In Fläche 1 bedeckten sie im April 2018 etwa 10%. Danach sind sie, vermutlich durch Trockenheit, verschwunden. In Fläche 2 bedeckten die Jungpflanzen im Frühjahr 2018 5%, und im Oktober 2018 und April 2019 konnten 48 bzw. 53 Jungpflanzen gezählt werden. Durch die Sommertrockenheit 2019 waren es im Oktober 2019 und Mai 2020 nur noch 13 Jungpflanzen (0,1%).

Die in den Flächen nachgewiesenen Moose gehören zu den typischen Arten feuchter, teilweise auch trockener Waldböden (Amblystegium serpens, Dicranum scoparium, Plagiomnium affine, Plagiomnium undulatum, Rhizomnium punctatum, Mnium hornum, Polytrichum for-



**Abbildung 5:** Sukzession auf der Monitoringfläche 2 in den Jahren 2018, 2019, 2020

**Tabelle 1:** Dauerbeobachtungsfläche 1 Thranenbruch

	Gattung	Art	4/13/18	10/12/18	4/11/19	10/8/19	5/28/20
1	Agrostis	canina	15	20	20	15	5
2	Agrostis	capillaris		15	15	20	5
3	Betula	pendula juv.					0,01
4	Cardamine	hirsuta	1		nur am Rand d. Fläche		
5	Carex	paireae	1	5	5	5	2
6	Carduus	acanthoides				0,1	
7	Cirsium	palustre		2	0,5		
8	Deschampsia	flexuosa		10	5	5	2
9	Dryopteris	filix-mas	1				
10	Epilobium	montanum		5	0,5	0,5	0,01
11	Galium	hercynicum		5	1	5	2
12	Juncus	effusus	5	25	35	70	85
13	Juncus	bulbosus ssp. kochii	1		1		
14	Lotus	corniculatus		1		0,5	0,1
15	Molinia	caerulea	1	40	30	30	20
16	Montia	fontana	5	5	2		
17	Mycelis	muralis		1	0,01		0,01
18	Picea	abies	10				
19	Salix	caprea juv.		3		1	1
20	Senecio	sylvaticus		5	abgestorben		
21	Taraxacum	officinale agg.	1				
22	Vaccinium	myrtillus	1	1	1		
1	Amblystegium	serpens			0,01		
2	Dicranaceae	sp.		0,1			
3	Dicranum	scoparium	5	1	2		
4	Plagiomnium	affine		1	0,1	0,1	0,01
5	Mnium	hornum	1	1	0,1	0,1	0,01
6	Rhizomnium	punctatum	1				
7	Plagiomnium	undulatum	10		1	0,1	0,01
8	Polytrichum	formosum	20	10	10	2	1
9	Rhytidiadelphus	loreus	1	0,5			
10	Rhytidiadelphus	squarrosus			0,01		0,01
11	Sphagnum	fallax		2	1	2	0,1
12	Sphagnum	inundatum	5		2	1	1
13	Sphagnum	palustre		5	2	1	2
1	Mougeotia	spec.	20		1		

mosum, Rhytidiadelphus loreus, Rhytidiadelphus squarrosus, und Thuidium tamariscinum). Daher ist ihr Rückgang auf den sonnenexponierten Flächen und auch bedingt durch die Konkurrenz der Gefäßpflanzen zu erwarten. In Fläche 2 befindet sich ein geringer Totholz-Anteil. Allerdings sind alle dort nachgewiesenen Moose (Dicranum tauricum, Lepidozia reptans) bereits 2019 durch Sonneneinstrahlung und Austrocknung verschwunden. Die in beiden Flächen gefundenen Torfmoose Sphagnum fallax, Sphagnum inundatum und Sphagnum palustre ge-

hören nicht zu den moortypischen Arten, sondern sind beinahe überall an Wegrändern, in Gräben und in Fichtenforsten vorhanden (siehe Karte von *S. palustre* bei Hölzer 2019). Die Bestandsentwicklung aller drei Arten ist durch Austrocknung, Sonneneinstrahlung und Sukzession rückläufig. Die in den temporär wassergefüllten Senken gefundenen fädigen Grünalgen (*Mougeotia* spec.) sind ebenfalls durch Austrocknung zurückgegangen bzw. verschwunden. Eine Übersicht der fortschreitenden Sukzession geben die Bildreihen Abb. 4 und 5.

Tabelle 2: Dauerbeobachtungsfläche 2 Thranenbruch

	Gattung	Art	4/13/18	10/12/18	4/11/19	10/8/19	5/28/20
1	Agrostis	canina		2	0,1	0,1	0,1
2	Betula	pendula juv.		1	0,01	0,01	0,01
3	Carex	pairae	15	75	75	75	75
4	Dryopteris	carthusiana	5		0,01	0,01	0,5
5	Galium	hercynicum		2	2	2	2
6	Juncus	effusus	1	15	15	15	15
7	Juncus	bulbosus ssp. kochii		1			
8	Oxalis	acetosella			0,1	0,1	
9	Picea	abies juv.	5	8 (48 Jung- pflanzen)	5 (53 Jungpflanzen)	0,1 (13 Jungpfl.)	0,1
10	Salix	caprea		2	0,5		1
1	Dicranella	heteromalla	1				
2	Dicranum	tauricum	•	1 (Totholz)			
3	Hypnum	cupressiforme	1	1 (10111012)			
4	Lepidozia	reptans	1				
5	Mnium	hornum	5	2	2	1	0,5
6	Rhizomnium	punctatum	5		0,01		0,01
7	Polytrichum	formosum	30	10	10	2	1
8	Sphagnum	fallax		1	1	1	1
9	Sphagnum	inundatum	1	4 (teilw. abgest.)	3	0,5	1
10	Sphagnum	palustre		2		1	1
11	Thuidium	tamariscinum	20	3 (teilw. abgest.)	2 (vital)	0,5	0,5
1	Vezdea/Micarea	spec.	1				
1	Mougeotia	spec.	20	2	2		2



#### Diskussion

Die ehemals torfmoosreichen, alten Fichtenwälder des NSG Thranenbruch haben ihren ursprünglichen Charakter aufgrund der Abholzung nahezu vollständig verloren. Drei Jahre nach Durchführung der Maßnahmen dominieren im Gebiet Pionierarten wie z. B. Digitalis purpurea, Epilobium angustifolium und Senecio fuchsii. Die Sphagnum-Arten sind nach der Abholzung überwiegend vertrocknet. Insgesamt fehlen auf den Kahlschlagflächen im Thranenbruch, insbesondere in den Monitoringflächen, die moortypischen Arten, die zu der Regenerierung eines Hangmoores notwendig sind. Die wenigen typischen Arten von Flachmooren und Quellfluren (Juncus bulbosus ssp. kochii, Montia fontana) sind in den Beobachtungsflächen wieder verschwunden. Zumindest Juncus bulbosus ssp. kochii findet sich noch vereinzelt an Vernässungen im Thranenbruch. Trientalis europaea und Juncus squarrosus konnten sich auch an trockeneren Stellen halten.

In den Monitoringflächen sind die Torfmoose stark zurückgegangen, wobei es sich bei den nachgewiesenen Arten um weitverbreitete und nicht moortypische Sphagnen handelt. Beim Rückgang spielt neben der Sukzession

#### IM ÜBERBLICK

- > Auf den renaturierten Flächen verschwinden moortypische Arten.
- > Die Torfmoosbestände im Thranenbruch gehen drastisch zurück.
- > Pionierarten der Kahlschläge nehmen stark zu.

auch die Sommertrockenheit der Jahre 2018 und 2019 eine Rolle. Die übrigen Moose in den Monitoringflächen sind typisch für mehr oder weniger trockene bis feuchte Wälder und werden der Konkurrenz der Gefäßpflanzen nicht standhalten. Die Moosarten von Totholz sind durch die starke Sonneneinstrahlung und die trockenen Sommer geschädigt und alle verschwunden.

Die Entwicklung von moortypischen Gesellschaften der Hangbrücher im Thranenbruch ist extrem unwahrscheinlich, da das charakteristische Arteninventar nahezu vollständig fehlt und die Standortbedingungen für eine Ansiedlung ungeeignet erscheinen.

Monitoring im Renaturierungsprojekt | 189

### Ausblick

Die Monitoring-Untersuchungen auf den beiden Dauerbeobachtungsflächen sollen im Herbst 2020 sowie in den nächsten Jahren weitergeführt werden. Zusätzlich wurden im Frühjahr 2020 im Rahmen eines Projektes der Universität Koblenz-Landau zum Einfluss von Klimaänderungen und Nährstoffeintrag je zwei Probeflächen von 4 x 4 m mit Anteilen von permanenten Gewässern in den folgenden Hangmooren etabliert: Langbruch, Ochsenbruch, Riedbruch, Thranenbruch und Thierchbruch. Ziel ist hier neben der Erfassung der Vegetation und der höheren Pflanzen und Moose ein Monitoring des sehr sensitiv reagierenden Phytoplanktons und Phytobenthos. Auch hier konnten bereits in den stärker gestörten Brüchern (Thranenbruch, unterer Bereich des Thierchbruchs) fädige Grünalgen der Gattung Mougeotia festgestellt werden. Auf diesen Monitoringflächen ist eine zweimalige Beprobung pro Jahr (Frühjahr, Herbst) vorgesehen.

## Danksagung

Wir danken dem Nationalparkamt Hunsrück-Hochwald (Birkenfeld) für die Erlaubnis und die Unterstützung bei den Untersuchungen. Besonderer Dank gilt Dr. Harald Egidi, Dr. Andrea Kaus-Thiel und Jan Rommelfanger für ihr stetes Interesse an unseren Forschungen sowie für logistische Unterstützung. Dr. Adam Hölzer danken wir für die Begleitung ins Gelände und für kritische Diskussionen zum Thema Moorrenaturierung. Jan Hoffmann (Stiftung Natur und Umwelt) sind wir für konstruktive Diskussionen zu Dank verpflichtet. Die SGD Nord (Koblenz) erteilte uns freundlicherweise die Ausnahmegenehmigung zur Betretung der Flächen und zur Entnahme kleinerer Pflanzenproben.

## Quellen

**Gauer, J. (2001):** Die Hunsrückbrücher nach der forstlichen Standortkartierung des Hunsrück-Hauptkammes. Telma 31, 221 – 229. **Hodgetts, N. & Lockhart, N. (2020):** Checklist and country-status of European bryophytes – Update 2020. Irish Wildlife Manuals 123, 1–214.

**Hölzer, A. (2019):** Moose in Bohrkernen als Zeiger für die Entstehungsgeschichte der Brücher im Nationalpark Hunsrück-Hochwald (Rh. Pfalz, Deutschland.). Telma 49, 53–70.

**Killmann, D., Leh, B. & Fischer, E. (2017):** Vegetationskartierung Thranenbruch. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Nationalparkamtes Hunsrück-Hochwald. Universität Koblenz-Landau.

**Oberdorfer, E. (2001):** Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Auflage. Eugen Ulmer. 1056 S.

**Parolly, G. & Rohwer, J.G. (2016):** Schmeil-Fitschen Die Flora Deutschlands und angrenzender Länder. 96., völlig neu bearbeitete und erweiterte Auflage. Quelle & Meyer. 874 S., 32 Tafeln.

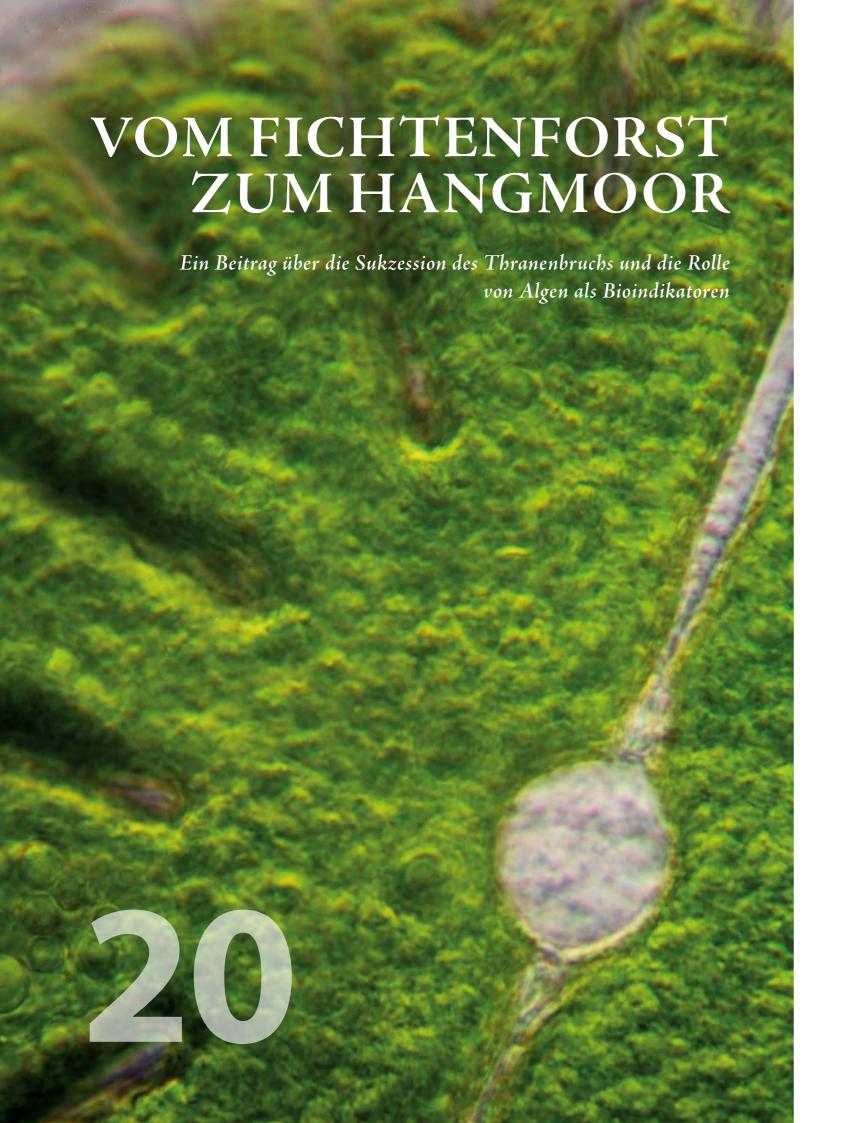
**Reichert, H. (1973):** Der Ochsenbruch bei Börfink. Ein schutzwürdiges Quellmoor im südwestlichen Hunsrück. Mitteilungen der Pollichia 20, 33–63.

**Reichert, H. (1975):** Die Quellmoore (Brücher) des südwestlichen Hunsrücks. Beiträge zur Landespflege in Rheinland-Pfalz 3, 101–164.

**Staubli, P. (2004):** Regeneration von Hochmooren im Kanton Zug. Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 149/2-3 75–81

Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz (2017): Leben im Moor Hangmoore im Hochwald, 1–17.





Der Thranenbruch ist ein stark anthropogen beeinflusstes Hangmoor im Nationalpark Hunsrück-Hochwald, welches seit 2016 renaturiert wird. Die Ausgangssituation der Renaturierung war eine Fichtenmonokultur mit einem dichten Netzwerk aus Entwässerungsgräben. Die Renaturierungsmaßnahmen umfassen eine vollständige Entnahme der Fichten sowie die Verschließung aller Entwässerungsgräben. Im Zuge dieser Renaturierungsarbeiten entstand eine Algenblüte in den Oberflächengewässern des Thranenbruchs. Seit Januar 2019 wird die Algenflora des Hangmoores makroskopisch beobachtet und mikroskopisch untersucht. Die Analyse der gefundenen Arten zeugt von einer schnellen Veränderung der Artengemeinschaft. War der Standort 2019 noch dominiert von einer Massenentwicklung fädiger Grünalgen, so wurden diese 2020 weitestgehend von der sich ausbreitenden Vegetation bestehend aus Binsen und Torfmoosen verdrängt. Gleichzeitig nahm die Anzahl an moortypischen Algenarten – den Zieralgen – rapide zu. Mithilfe eines ökologischen Bewertungsverfahrens auf der Grundlage dieser speziellen Gruppe von Algen lässt sich der sogenannte Erhaltungswert eines Ökosystems beurteilen. Für den Thranenbruch ergibt sich hieraus aktuell eine mittlere Bewertung in Höhe von 6 von maximal möglichen 10 Punkten. Diese Momentaufnahme zeugt von einer fortschreitenden Sukzession und belegt die positive Standortentwicklung im Vergleich zum Vorjahr. Gleichzeitig wird das noch vorhandene Entwicklungspotential deutlich.

### Ein Plädoyer vorab

Algen – geht es um das Thema Moore, denkt man selten in erster Instanz an sie. Doch schaut man genauer hin, wagt einen Blick unter die Oberfläche des sauren Moorgewässers und betrachtet das mikroskopisch kleine Leben, so stellt man fest, dass sie da sind: zahlreich in Farben und Formen, zusammenhängend als Kolonie, einzeln oder aneinandergereiht zu langen Fäden. Einige von ihnen gehören zur typischen Flora von Mooren, andere verweilen nur kurz in diesen Lebensräumen, wenn die Bedingungen gerade recht sind. Beginnt man sie genau kennenzulernen, eröffnen sie uns einen wahren Schatz an Informationen.

## Standortbeschreibung

Der Thranenbruch ist ein Hangmoor mit einer Fläche von ca. 30 ha und befindet sich am Südhang des Hunsrücks auf 650 m ü. NN in unmittelbarer Nähe des Erbeskop-

fes. Er gehört zum Gebiet des Nationalparks Hunsrück-Hochwald, welcher im März 2015 gegründet wurde. Der Standort weist eine Hangneigung von etwa 3,3° in Richtung Süd-Süd-Ost auf. Dies entspricht einer maximalen Höhendifferenz von 35 m über eine Strecke von 600 m (LANIS, 2019). Die jährliche Niederschlagsmenge beträgt 1157 mm im 30-jährigen Mittel von 1981 bis 2010 (CDC, 2019). Bodenkundliche Kartierungen der Torfauflage im Thranenbruch ergaben hangmoortypische Mächtigkeiten von maximal 10 dm (LGB, 2018), welche in Abbildung 1 dargestellt sind (SNU, 2018).

#### Kurze Historie des Thranenbruchs

Der Nationalpark Hunsrück-Hochwald ist geprägt durch eine Vielzahl von Hangmooren, welche im lokalen Sprachgebrauch als "Brücher" bezeichnet werden. Die anthropogene Nutzung und Beeinflussung dieser Brücher ist bis in die Römerzeit zurückzuverfolgen (Schultheiß & Tempel, 2018). Die ursprüngliche Bestockung der Bruchgebiete setzte sich aus Birken, Erlen und Weiden

zusammen. Diese Weichholzbestände wurden als Brennholz und später ab dem 18. Jahrhundert zunehmend zur Holzkohleproduktion genutzt. Da die feuchten Standorte des Hochwaldes für die Forstwirtschaft vergleichsweise ungeeignet waren, rückten sie ab Ende des 18. Jahrhunderts in den Fokus der kurpfälzischen Administration. Die "Verbannung der Sümpfe" (Kling, 1790) wurde zum Gegenstand der Forstverbesserung erklärt und trotz zahlreich wechselnder Verwaltungshoheit von Franzosen über Preußen bis zu ihrem Höhepunkt in der Bundesrepublik der 1950er Jahre fortgeführt. Das daraus entstandene Grabensystem zur Entwässerung des Thranenbruchs ist in Abbildung 1 ersichtlich. Ab der Mitte des 19. Jahrhunderts wurden die Weichholzbestände des Thranenbruchs in einen dichten Fichtenbestand umgewandelt. Mit Eröffnung des Nationalparks und den damit verbundenen Renaturierungsmaßnahmen dürfte sich die Historie der anthropogenen Nutzung nun bis auf Weiteres dem Ende zuneigen.

192 |

## Durchgeführte Renaturierungsmaßnahmen

Renaturierungsmaßnahmen in Mooren haben zum Ziel, das geschädigte Ökosystem wieder in einen möglichst naturnahen Zustand zurückzuführen. Das Ergebnis einer erfolgreichen Renaturierung ist die Regeneration. Diese



#### **DER AUTOR**

Andreas Weber-Theen ist Doktorand im kooperativen Promotionsprogramm Biologie der Hochschule RheinMain und der Uni Göttingen. Als begeister-

ter Nachwuchs-Algologe forscht er über den Einfluss von Kläranlagen auf die Biodiversität der Fließgewässeralgen. Er studierte Bio- und Umwelttechnik an der Hochschule RheinMain in Rüsselsheim und Frankfurt. Seine Masterarbeit schrieb er 2019 bei der Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz über die Grünalgenblüte in Folge von Renaturierungsarbeiten im Thranenbruch.

erfolgt graduell und lässt sich durch eine Reihe von Anzeichen ablesen. Hierzu zählen bspw. ein konstanter Grundwasserspiegel in Höhe der Geländeoberfläche, die Torfmoose und Zieralgen sowie die erneute Torfakkumulation (Staubli, 2004; Zerbe & Wiegleb, 2009).

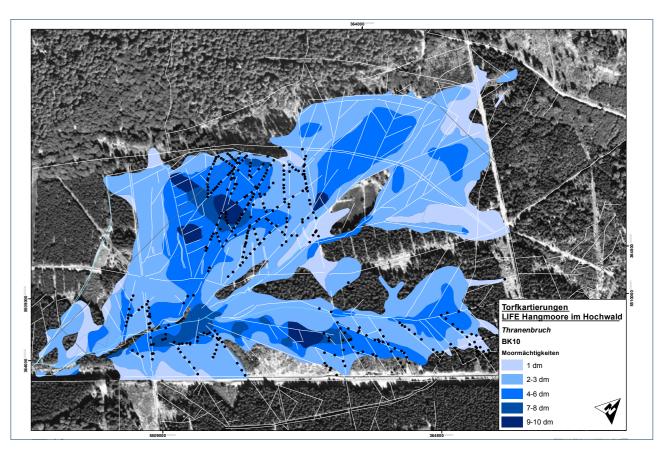
Seit dem Jahr 2016 werden im Thranenbruch Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt (SNU, 2018). Diese gliedern sich in 2 Schwerpunkte: In den beiden Winterhalbiahren 2016/17 und 2017/18 wurde ein Kahlschlag auf der Fläche durchgeführt und alle Fichten entnommen. Diese Entscheidung wurde getroffen, da Fichten kein Bestandteil der ursprünglichen und natürlich vorkommenden Vegetation des Thranenbruchs sind. Zudem werden seit 2017 Wiedervernässungsmaßnahmen durchgeführt, welche noch bis Mitte 2021 andauern werden. Hierbei werden alle Entwässerungsgräben verschlossen, um ihre Entwässerungswirkung zu unterbinden. Dadurch soll langfristig der Grundwasserspiegel wieder bis möglichst nahe an die Geländeoberkante ansteigen. Der Kahlschlag verstärkt diesen Effekt, da die Bestockung mit Fichte einen erheblichen Anteil zum Wasserverlust beigetragen hat. Dies hing sowohl mit der hohen Bestockungsdichte als auch mit dem hohen Eigenverbrauch der Fichte im Vergleich zu standorttypischen Laubbäumen zusammen (Zimmermann et al., 2008; Hoffmann, 1957; Scholtes & Nindel, 2017).

Ziel dieser beiden Maßnahmen ist zum einen, das natürliche Wasserregime des Standorts wiederherzustellen und zum anderen, die eigendynamische Entwicklung der Vegetation hin zu einer niedermoortypischen Flora zu initiieren.

### Sekundäre Sukzession

Im Laufe der Transformation des Thranenbruchs von einer dicht bestockten Fichtenmonokultur mit einem Netzwerk aus funktionstüchtigen Entwässerungsgräben hin zu einem naturnahen Hangmoor durchläuft das Ökosystem mehrere Entwicklungsstufen. Die durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen veränderten die Lebensbedingungen des Standortes auf vielfältige Weise:

Die Entnahme der Fichten führte zu einer vollflächigen Belichtung des Bodens, welcher vormals durch das Kronendach beschattet wurde. In reinen Fichtenbeständen kann eine Reduktion der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR, photosynthetic active radiation) um etwa 90 bis 95 % durch Reflexion und Absorption des Kronendachs angenommen werden (Lieffers & Stadt, 1994). Das bedeutet, nach der Rodung erhöhte sich die Lichtintensität am Boden um den Faktor 10 bis 20.



**Abbildung 1:** Karte des Thranenbruchs. Farblich markiert ist die Torfauflage. Weiße Linien stellen Entwässerungsgräben und Wege dar. Punkte markieren bereits erstellte Staue (SNU, 2018).

Daraus resultierte zudem eine Erwärmung der Bodenoberfläche. Untersuchungen auf einer Fichtenkahlschlagfläche haben Temperaturerhöhungen in 10 cm Bodentiefe von bis zu 5 °C im Sommer und 2 °C im Jahresdurchschnitt nachweisen können. Da die Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen temperaturabhängig ist, führt diese Temperaturerhöhung zu einer gesteigerten Mineralisationsrate und somit zu einem erhöhten Nährstoffangebot (Klinck et al., 2013, Reece et al.; 2016).

Die nach dem Kahlschlag auf der Fläche verbliebene tote Biomasse bestehend aus Astmaterial, Wurzeln und Fichtennadeln unterliegt mikrobiologischen Zersetzungsprozessen. Die dabei freiwerdenden anorganischen Verbindungen wie Nitrat und Phosphat wurden aufgrund der zunächst fehlenden Vegetation nach einem Kahlschlag nicht in neue Biomasse eingebaut, sondern zum Großteil mit dem Sickerwasser ausgewaschen. Nährstofffreisetzung und Nährstoffaufnahme durch Primärproduktion wurden somit voneinander entkoppelt.

Des Weiteren wurden Transpiration und Interzeption der Gehölze durch den Kahlschlag unterbunden, sodass die Gesamtverdunstung des Standortes stark reduziert und dadurch die Sickerwassermenge stark erhöht wurde. Durch die Grabenverfüllungen konnte die mechanische Standortentwässerung beendet werden. Diese Kombination der hydrologischen Veränderungen ermöglichte einen Wiederanstieg des Grundwasserspiegels und die Neubildung von Oberflächengewässern wie Schlenken und Tümpel im Thranenbruch.

Darüber hinaus ist die Konkurrenzsituation durch das nahezu vollständige Entfernen der bestehenden Vegetation zurückgesetzt worden. Nach dem Kahlschlag verblieben nur noch vereinzelte Reste der Krautschicht bestehen. Diese geringe Vegetationsdichte führte zu einem Überangebot an Nährstoffen sowie zur vollständigen Lichtsättigung der Bodenoberfläche. Hierdurch wurde der Konkurrenzdruck des Standorts, also der Wettbewerb von Organismen um limitierende Faktoren, entscheidend reduziert, sodass sich ökologische Nischen völlig neu mischen konnten.

Das somit grundlegend veränderte Habitat erfüllte die Voraussetzung für eine sekundäre Sukzession. Dieser Begriff beschreibt den allmählichen Wandel einer Lebensgemeinschaft an einem Ort im Verlauf der Zeit. Hierbei werden Habitate betrachtet, die in Folge von starken Störungen wie z. B. durch Waldbrände, Überflutungen oder auch Kahlschläge verändert wurden, an denen jedoch noch Reste der ursprünglichen Vegetation und des Bodens vorhanden sind (Dalling, 2008).

#### **IM ÜBERBLICK**

- > Die Renaturierung des Thranenbruchs markierte den Beginn einer sekundären Sukzession.
- > Fädige Grünalgen eroberten den veränderten Standort in ihrer Rolle als Pionierarten.
- > Entstehende Moorvegetation verdrängte die Fadenalgen wieder.
- > Eine reichhaltige Flora moortypischer Zieralgen ist im Begriff zu entstehen.

## Vom Kahlschlag zur Algenblüte

Auf die genannten Veränderungen reagieren Algen besonders empfindlich. Nach der Störung eines Habitats zählen sie zu den ersten Pionierarten, die sowohl aquatische als auch terrestrische Bereiche jeglicher Ausprägung besiedeln. Zu ihren wichtigsten Funktionen zählen Primärproduktion und im Falle von Bodenalgen Stabilisierung erodierter Bodenbereiche. Verbreitung und Stoffwechsel von Algen werden vor allem durch die Faktoren Sonnenstrahlung, Wasservorkommen, Nährstoffangebot, Temperatur sowie Konkurrenz reguliert (Law, 2011; Metting, 1981). Alle dieser Parameter wurden durch die Renaturierungsmaßnahmen verändert und im Sinne der Verbreitung von Algen begünstigt.

Dies ließ sich eindrucksvoll seit der ersten Vegetations-

periode nach den Rodungsarbeiten im Winterhalbjahr 2016/17 beobachten. Sowohl in den aufgrund der Wiedervernässungsmaßnahmen neu gebildeten Tümpeln und Schlenken als auch in den wasserführenden Seitengräben der noch vorhandenen Forstwege entstand ein flächendeckendes Vorkommen von leuchtend grünen, wattigen Algen. Diese besonders im Frühjahr auftretende Massenentwicklung von fädigen Grünalgen lässt sich durch die genannten Faktoren gut nachvollziehen. Die neu gebildeten Oberflächengewässer in Kombination mit vollständiger Lichtsättigung, gestiegenen Temperaturen, einem erhöhten Nährstoffangebot und fehlender Konkurrenz um limitierende Faktoren begünstigten die Verbreitung der Fadenalgen in besonderem Maße.

## Bioindikation mit Algen

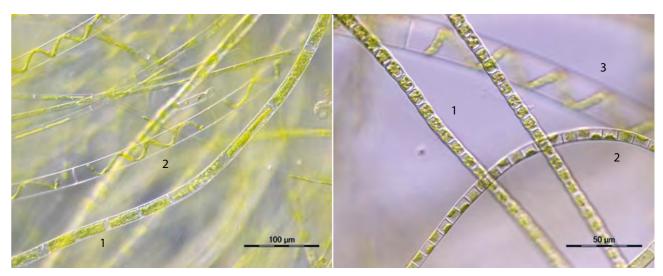
Anhand von Bioindikatoren (Zeigerorganismen) lassen sich Rückschlüsse auf Gewässergüte und Trophie eines Gewässers ziehen. Dabei gibt die Gewässergüte Auskunft über den Zustand eines Gewässers u. a. in Bezug auf die organische Belastung. Die Trophiestufe kennzeichnet die Nährstoffversorgung. Darüber hinaus eignen sich einige Bioindikatoren zur Beurteilung des pH-Werte-Bereichs eines Gewässers. Algen stellen hervorragende Bioindikatoren dar, anhand derer Rückschlüsse auf ökologische Gegebenheiten eines Standortes gezogen werden können (Gutowski & Foerster, 2009). Die Algenflora des Thranenbruchs wird seit Januar 2019 makroskopisch beobachtet und mikroskopisch untersucht.

Mit Beginn des Frühjahrs 2019 entwickelten fädige Grünalgen eine starke Dominanz auf der gesamten Fläche. An allen Stellen, an denen sich Oberflächenwasser gebildet hatte, waren sie anzutreffen. Es erforderte kein akribi-





**Abbildung 2:** Algenblüte in den Oberflächengewässern des Thranenbruchs. Aufgenommen am 09.11.2018 (links) und am 03.04.2019 (rechts).



**Abbildung 3:** Fadenalgen des Thranenbruchs. Links: Mougeotia sp. (1), Spirogyra sp. (2). Rechts: Microspora sp. (1), Klebsormidium sp. (2), Spirogyra sp. (3). Mikroskopische Aufnahmen (Lorenz, 2019).

sches Suchen von Probenahmestellen, da das leuchtende Neongrün mit bloßem Auge weithin sichtbar war. Die mikroskopische Analyse ergab eine Anzahl von 7 verschiedenen Gattungen fädiger Grünalgen. Die meisten dieser im Thranenbruch gefundenen Gattungen sind dafür bekannt, treibende Watten in flachen, eutrophen Gewässern zu bilden (Hillebrand, 1983). Diese für die gefundenen Gattungen in der Literatur angegebene, typische Standortbeschreibung "flach und eutroph" traf 2019 auf den Standort zu. Die Probenahmestellen waren zwischen 5 und 50 cm tief. Das beschriebene Überangebot an Nährstoffen in Folge der Rodungsarbeiten führte zu temporär eutrophen Bedingungen.

Ein Jahr später führte die fortschreitende Sukzession des Thranenbruchs zu maßgeblichen Veränderungen in der Algenflora. Die flächenhafte Massenentwicklung der fädigen Grünalgen wurde durch die Ausbreitung der an den Standort angepassten Flora bestehend aus Binsen und Torfmoosen weitestgehend verdrängt. Der beschriebene Konkurrenzdruck nahm für Fadenalgen zu. Das Nährstoffüberangebot herrscht 2020 nicht mehr, hinzu kommt die Beschattung der Boden- und Kleinstgewässeroberflächen

durch höhere Pflanzen. Unter diesen Bedingungen sind die zuvor stark verbreiteten Fadenalgen konkurrenzschwach und nur noch vereinzelt zu finden. Ihre Pionierrolle in der Erstbesiedelung des neuen Lebensraums ist nun vorüber. An ihre Stelle rückten andere Arten.

## Typische Algenflora in Mooren

Zur typischen Algenflora von Moorstandorten gehören die sogenannten Zieralgen (Desmidiaceae und Mesotaeniaceae) (Coesel & Meesters, 2007; Štěpánková et. al, 2012; Lenzenweger 1996). Sie sind gekennzeichnet durch ihre formenreiche Gestalt sowie einen symmetrischen Zellaufbau in Form von zwei Halbzellen. Der Großteil der Zieralgen ist angepasst an saure und nährstoffarme Lebensbedingungen. Dank einer sehr detaillierten Datenlage in der Literatur sind Zieralgen besonders verlässliche Bioindikatoren. Je höher die Artenvielfalt der Zieralgen an einem Standort ist, desto präziser lassen sich ökologische Informationen ablesen. Darüber hinaus gibt die jeweilige Artengemeinschaft Auskunft über den sogenannten "nature conservati

**Tabelle 1:** Liste der gefundenen Fadenalgen aus der Massenentwicklung von 2019.

Taxon	Ordnung	Autor	Jahr
Microspora sp.	Sphaeropleales	Thuret	1850
Klebsormidium sp.	Klebsormidiales	P.C. Silva, Mattox & W.H. Blackwell	1972
Mougeotia sp.	Zygnematales	C. Agardh	1824
Oedogonium sp.	Oedogoniales	Link	1820
Spirogyra sp.	Zygnematales	Link	1820
Stigeoclonium sp.	Chaetophorales	Kützing	1843
Ulothrix sp.	Ulotrichales	Kützing	1833

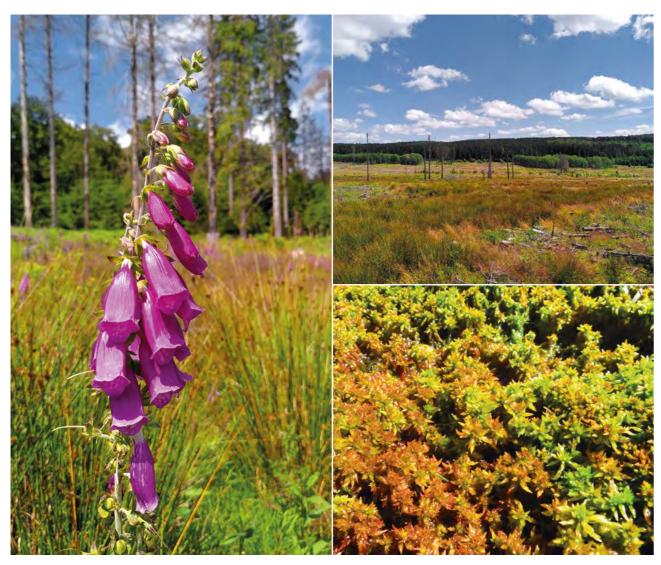
on value". Dieser ist definiert als die Summe der 3 Teilkomponenten Vielfalt, Seltenheit und ökologische Sensibilität der Arten. Je anfälliger ein Ökosystem ist und je weniger leicht es wiederhergestellt oder neu geschaffen werden kann, desto höher ist die Notwendigkeit, es zu erhalten und zu schützen, und desto höher ist sein Erhaltungswert (Coesel & Meesters, 2007).

Bislang wurden im Thranenbruch 12 Arten der Zieralgen gefunden und bestimmt. Waren es im Jahre 2019 erst 3 Arten, so stellt dies eine drastische Zunahme von 9 Arten innerhalb eines Jahres dar und belegt die positive Entwicklung des Standortes. Alle dieser Zieralgen sind acidophil und oligo- bis mesotraphent, das bedeutet, sie sind Zeigerorganismen für saure Standorte mit geringer bis mäßiger Nährstoffversorgung. Die Algenflora im Jahre 2020 zeigt sich somit von einer grundlegend anderen Zusammensetzung als im Vorjahr. Diese schnelle Veränderung zeugt von einer im Umbruch begriffenen Pflanzengesell-

schaft und somit von einer fortschreitenden Sukzession.

#### Fazit

Die Auswertung der gefundenen Zieralgen ergibt aktuell einen Erhaltungswert von 6 auf einer Skala von maximal möglichen 10 Punkten. Diese mittlere Standortbewertung mag für manch einen Leser auf den ersten Blick ernüchternd erscheinen, doch sei noch einmal auf den großen Entwicklungsschritt innerhalb eines Jahres hingewiesen. Die Beobachtungen der Algenflora des Thranenbruchs belegen den Erfolg der Renaturierungsmaßnahmen an diesem Standort. Die Zukunft wird zeigen, wie reichhaltig sich das Hangmoor am Südhang des Erbeskopfes mit Zieralgen schmücken wird. Dank des Nationalparks obliegt die Regie nun der Natur und uns bleibt am Ende einer langen menschgeprägten Historie dieses Bruches nun die Rolle des stillen Beobachters.



**Abbildung 4:** Die Vegetation des Thranenbruchs nimmt zu. Links: Fingerhut; rechts oben: ausgedehnte Bestände von Binsen; rechts unten: Torfmoose. Aufgenommen am 09.07.20.

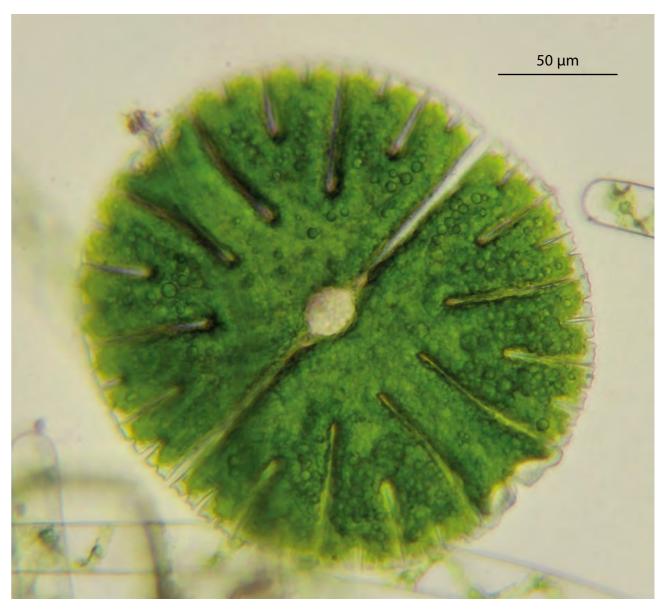


Abbildung 5: Typische Mooralge: Micrasterias thomasiana var. notata. Mikroskopische Aufnahme mit 400-facher Vergrößerung.

**Tabelle 2:** Artenliste der Zieralgen – Stand August 2020.

Taxon	Ordnung	Autor	Jahr	Nährstoff-Bereich	pH-Bereich
Closterium costatum	Desmidiales	Ralfs	1848	mesotroph	acidophil
Closterium parvulum	Desmidiales	Nägeli	1849	mesotroph	acido-neutrophil
Cosmarium quadratum	Desmidiales	Ralfs	1848	mesotroph	acidophil
Cylindrocystis cf. brebissonii	Zygnematales	De Bary	1858	oligotroph	acidophil
Euastrum ansatum	Desmidiales	Ralfs	1848	oligo-mesotroph	acidophil
Euastrum binale	Desmidiales	Ralfs	1848	oligo-mesotroph	acidophil
Euastrum oblongum	Desmidiales	Ralfs	1848	mesotroph	acidophil
Hyalotheca dissiliens	Desmidiales	Ralfs	1848	mesotroph	acido-alkaliphil
Micrasterias thomasiana var. notata	Desmidiales	Grönblad	1920	oligo-mesotroph	acidophil
Spirotaenia condensata	Zygnematales	Ralfs	1848	oligo-mesotroph	acidophil
Staurastrum hirsutum	Desmidiales	Ralfs	1848	oligotroph	acidophil
Tetmemorus brebissonii	Desmidiales	Ralfs	1848	oligotroph	acidophil

### Quellen

CDC (2019): Climate Data Center des Deutschen Wetter Dienstes. Station Hüttgeswasen (6333). Online im Internet unter: https://opendata.dwd.de/climate\_environment/CDC/observations\_germany/climate/multi\_annual/mean\_81-10/Niederschlag\_1981-2010\_aktStandort.txt (18.05.2019).

Coesel, P. F. M., Meesters, K. J. (2007): Desmids of the Lowlands. Mesotaeniaceae and Desmidiaceae of the European Lowlands. Zeist: KNNV Publishing, 351 S.

Dalling, J. W. (2008): Pioneer Species. In: Encyclopedia of Ecology, 2nd edition, Vol. 3. Elsevier, S. 181-184.

**Gutowski, A., Foerster, J. (2009):** Benthische Algen ohne Diatomeen und Characeen. Feldführer. LANUV-Arbeitsblatt 2. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Aktualisierte Neuauflage. Recklinghausen, 90 S.

**Gutowski, A., Foerster, J. (2009):** Benthische Algen ohne Diatomeen und Characeen. Bestimmungshilfe. LANUV-Arbeitsblatt 9. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen, 474 S.

**Hillebrand, H. (1983):** Development and dynamics of floating clusters of filamentous algae. In: Periphyton of Freshwater Ecosystems. Developments in Hydrobiology, Vol. 17, S. 31-39.

Hoffmann, D. (1957): Die Brücher des Hochwaldes. In: Mitteilungen aus dem Forsteinrichtungsamt Koblenz. Nr. 6. 39 S.

John, D. M., Whitton, B. A., Brook, A. J. (2002): The Freshwater Algal Flora of the British Isles. An Identification Guide to Freshwater and Terrestial Algae. Cambridge: Cambridge University Press, 702 S.

Klinck, U., Fröhlich, D., Meiwes, K. J., Beese, F. (2013): Entwicklung der Stoffein- und -austräge nach einem Fichten-Klein-kahlschlag. In: forstarchiv 84, Heft 3, S. 93-101.

Kling, J. P. (1790): Vorschriftsmäßige Behandlung der Domainen-Waldungen in der Churpfalz. Hof- und akademische Druckerei, Mannheim.

**LANIS (2019):** Landschaftsinformationssystem der Naturschutzverwaltung Rheinland-Pfalz. Online im Internet unter: https://geodaten.naturschutz.rlp.de/kartendienste\_naturschutz/ (26.05.2019).

Law, R. L. (2011): A review of the function and uses of, and factors affecting, stream phytobenthos. In: Freshwater Reviews 2011, Vol. 4., S. 135-166.

**Lenzenweger, R. (1996):** Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 1. In: Bibliotheca Phycologica Bd. 101, Stuttgart: Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, 162 S.

**Lenzenweger, R. (1997):** Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 2. In: Bibliotheca Phycologica Bd. 102, Stuttgart: Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, 216 S.

**Lenzenweger, R. (1999):** Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 3. In: Bibliotheca Phycologica Bd. 104, Stuttgart: Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, 218 S.

**Lenzenweger, R. (2003):** Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 4. In: Bibliotheca Phycologica Bd. 111, Stuttgart: Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, 87 S.

**LGB (2018):** Bodenkundliche Kartierung von Hangbrüchern im Bereich des Nationalparks Hunsrück/Hochwald. Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz. Mainz.

Lieffers, V. J., Stadt, K. J. (1994): Growth of understory Picea glauca, Calamagrostis canadensis, and Epilobium angustifolium in relation to overstory light transmission. In: Canadian Journal of Forest Research 1994, Vol. 24, S. 1193-1198.

Lorenz, M. (2019): Mikroskopische Bestimmung der Algenproben vom 18.04.2019 aus dem Thranenbruch.

Metting, B. (1981): The Systematics and Ecology of Soil Algae. In: The Botanical Review 1981, Vol. 47, issue 2, S. 195-312.

Reece, J., Urry, L., Cain, M., Wassermann, S., Minorsky, P., Jackson, R. (2016): Campbell Biologie. 10. Auflage. Hallbergmoos: Pearson, S. 1640-1644.

Scholtes, M., Nindel, I. (2017): Maßnahmenplanung EU LIFE-Natur-Projekt 18.12.2017. Wiederherstellung und Erhalt von Hang- und Zwischenmooren im Hunsrück. S. 73-74.

Schultheiß, J., Tempel, M. (2018): Interner Projektbericht. Nutzung und naturschutzfachliche Inwertsetzung der Bruchgebiete im Hochwald.

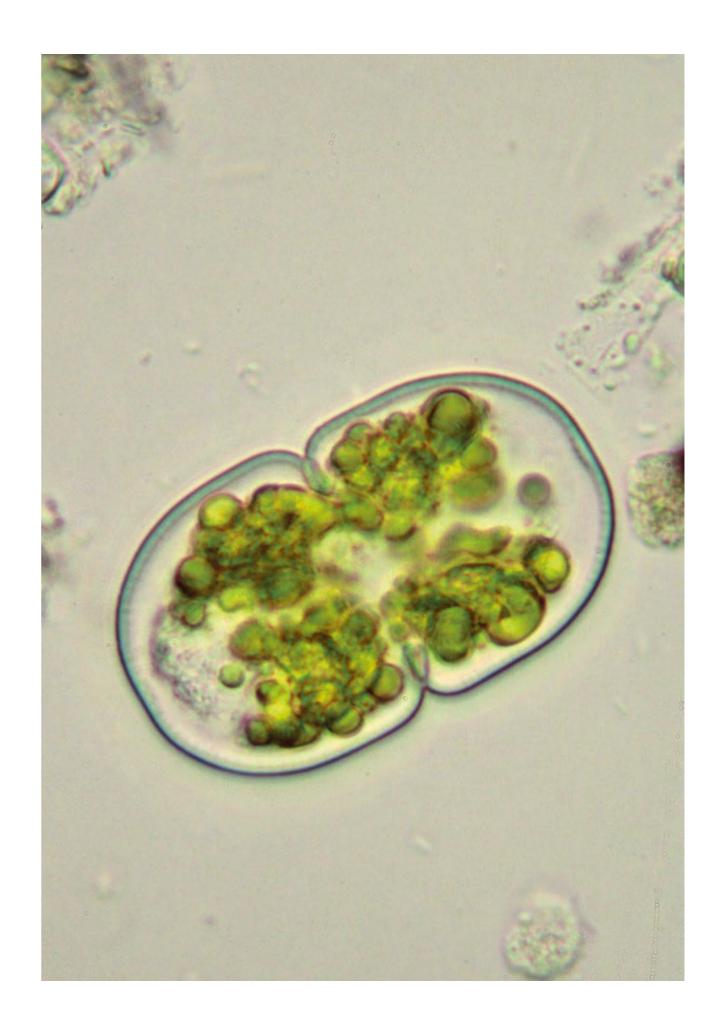
Simons, J., Lokhorst, G. M., van Beem, A. P. (1999): Bentische zoetwateralgen in Nederland. Utrecht: KNNV publishing, 280 S. SNU (2018): Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz. Midterm Report 30.09.2018. Wiederherstellung und Erhalt von Hang- und Zwischenmooren im Hochwald (Hunsrück).

**Staubli, P. (2004):** Regeneration von Hochmooren im Kanton Zug. In: Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 2004, Bd. 149, S. 75-81.

Štěpánková, J., Hašler, P., Hladká, M., Poulíčková, A. (2012): Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jeseníky Mts: spatial distribution, remarkable finds. In: Fottea - Journal of the Czech Phycological Society 2012, Vol. 12, issue 1, S. 111-126.

**Zerbe, S., Wiegleb, G. (2009):** Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag. S. 55-80.

Zimmermann, L., Raspe, S., Schulz, C., Grimmeisen, W. (2008): Wasserverbrauch von Wäldern. Bäume und Bestände verdunsten unterschiedlich stark. In: LWF aktuell, Bd. 66, S. 16-20.



# DER ÖKOLOGISCHE ZUSTAND DER BÄCHE



Der Nationalpark Hunsrück-Hochwald beherbergt eine Vielzahl an Mittelgebirgsbächen der oberen und mittleren Forellenregion. Diese vielfältigen und dynamischen Lebensräume beherbergen natürlicherweise eine diverse Fauna wirbelloser Gewässertiere, die als Bioindikatoren für verschiedene Stressoren verwendet werden können. Der Beginn eines ökologischen Langzeitmonitorings im Frühjahr 2019 brachte erste Erkenntnisse über den ökologischen Zustand und die Gewässerbelastungen an sechs Gewässerabschnitten im Einzugsgebiet des Traunbachs und Hambachs. Auf Grundlage der Gewässerbewertungssoftware "Perlodes Online" erfolgte eine Zustandsbewertung und Einschätzung der Belastungen. Hier zeigt sich, dass der hauptsächliche Belastungspfad die Gewässerversauerung darstellt. Obwohl in den vergangenen Dekaden eine deutliche Verbesserung vieler chemischer Versauerungs-Kenngrößen erfolgte, was auch zu einer Zunahme der Biodiversität führte, sind immer noch große Defizite in der aquatischen Fauna zu erkennen. Eine Wiederbesiedlung mit säureempfindlichen Arten braucht Zeit und ist bisher nur in Teilen erfolgt. Gleichzeitig gibt es weiterhin Einträge von Säurebildnern aus Luft und Boden, die auf eine Gewässerlandschaft mit geologisch bedingten geringen Säureneutralisationskapazitäten und eine Prägung durch die natürlicherweise leicht sauren Hangbrücher treffen. Weitere Belastungen, durch Gewässerverbau und Schadstoffeinträge, lassen sich nur in sehr geringem Maße feststellen.

## Einleitung

Fließgewässer haben in unserer Landschaft einen besonderen Stellenwert, da sie sowohl wichtige Funktionen im Naturhaushalt übernehmen als auch einen hohen ästhetischen Wert und kulturelle Bedeutung aufweisen. Sie stellen eine große Habitatvielfalt bereit und sind durch kleinräumige Variabilität hydrologischer, struktureller und chemisch-physikalischer Bedingungen geprägt. Dadurch beherbergen naturnahe Bäche und Flüsse trotz ihrer vergleichbar geringen Größe einen hohen Artenreichtum. Gleichzeitig sind naturnahe Gewässer durch direkte menschliche Eingriffe und Veränderungen der umgebenden Landschaft selten geworden. Fließgewässer spiegeln in Chemismus, Flora, Fauna, Hydrologie und Morphologie die geologischen Bedingungen sowie die Landnutzung des Einzugsgebietes wieder. Aufgrund dieser engen Verzahnung mit den angrenzenden terrestrischen Lebensräumen werden Hydrologie, Struktur und Stofffrachten der Gewässer mitsamt ihren Lebensgemeinschaften durch die Landnutzung beeinflusst.

Innerhalb eines Nationalparks sollen natürliche Prozesse in der Landschaft erhalten und gefördert werden. In Fließgewässern sind viele Prozesse durch Interaktionen mit dem Umland geprägt. So stellt der Eintrag von Laub einen wesentlichen Bestandteil der Basis des Nahrungsnetzes dar; leicht abbaubare organische Substanzen und Mineralien aus dem Einzugsgebiet versorgen das Gewässer mit Nährstoffen; ein frei fließendes dynamisches Gewässer und Totholz aus angrenzenden Wäldern sorgen für Habitatvielfalt; eine ungestörte Geschiebedynamik ist Voraussetzung für ein gesundes Kieslückensystem, welches als Habitat und Kinderstube für unzählige Gewässertiere essentiell ist und als Ort hoher mikrobieller Aktivität die sogenannte Selbstreinigungskraft des Gewässers erhält. Grundsätzlich wichtig für den Erhalt und die Förderung natürlicher Gewässerlebensräume sind longitudinale und laterale Konnektivität sowie die Landnutzung im Einzugsgebiet zu sehen.

Im Nationalpark Hunsrück-Hochwald (NLPHH) findet sich eine Vielzahl an Bächen, die biozönotisch der oberen und mittleren Forellenregion und dem Fließgewässertyp LAWA-Typ 5 (Pottgiesser & Sommerhäuser 2004) zuzuordnen sind.

Ökologischer Zustand der Bäche | 203



#### **DIE AUTOREN**

Wolfram Remmers M.Sc., wissenschaftlicher Assistent in der AG Interdisziplinärer Umweltschutz an der FH Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld.
Erforscht biologische In-

teraktionen und invasive Arten in Fließgewässern sowie die Biodiversität von aquatischen Wirbellosen im Nationalpark. Beschäftigt sich außerdem mit der Ökologie und Faunistik von verschiedenen Insektengruppen.



Thomas Meißner M.Sc., wissenschaftlicher Mitarbeiter in der AG Interdisziplinärer Umweltschutz an der FH Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld. Erforscht den Einfluss von anthropogenen Stressoren auf die Biologie und Hydrologie von Gewäs-

sern sowie die Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen. Er organisiert das Wasserwissensforum – eine Bürger-Informationsplattform zu Wasser-Themen – in Kooperation mit dem Umweltministerium Rheinland-Pfalz.



Prof. Dr. Stefan Stoll,
Professor für Interdisziplinären Umweltschutz
an der FH Trier, UmweltCampus Birkenfeld.
Erforscht die langfristigen
Veränderungen in Gewässerökosystemen durch
Klima- und Landnutzungswandel und leitet dazu

ein Monitoring zu Biodiversität und Umweltfaktoren in den Fließgewässern des Nationalparks. Er beschäftigt sich außerdem mit der Optimierung von Gewässermanagementmaßnahmen für Biodiversität und Ökosystemleistungen.

Das größte Einzugsgebiet im Park gehört dem Traunbach, der bei Neubrücke in die Nahe mündet. Die Einzugsgebiete sind in der Regel vollständig bewaldet und von silikatischen Ausgangsgesteinen geprägt. Durch das vergleichsweise große Gefälle in Kombination mit hoher Substratdiversität aus Sand, Kies und Steinen in allen Größen sowie Totholz entstehen hier dynamische und vielfältige Lebensräume. Besiedelt werden diese Habitate von einer Makrofauna aus Fischen, vor allem Bachforellen, und einer Vielzahl an Wirbellosen. Die aquatischen Wirbellosen umfassen Insekten, Krebstiere, Milben, Ringelwürmer, Strudelwürmer sowie Weichtiere und werden als Makrozoobenthos (MZB) bezeichnet.

Durch ihren Artenreichtum und ihre hohe Diversität in vielen Aspekten ihrer Lebensweise wie Ernährung, Lebenszyklus, Fortbewegung sowie Anpassungen an verschiedene Umweltfaktoren eignet sich das MZB sehr gut als Indikator für Veränderungen der Wasserqualität sowie hydrologischer und morphologischer Bedingungen. Als sogenannte Bioindikatoren werden diese Organismen für die Bewertung des ökologischen Zustands der Gewässer verwendet. Im NLPHH findet ein regelmäßiges Monitoring des MZB statt, welches Langzeit-Veränderungen der Lebensgemeinschaften und Belastungen erfassen soll.

Im Folgenden werden Erkenntnisse aus der MZB-Erfassung des Frühjahrs 2019 vorgestellt. Es werden ein Überblick über die Artengemeinschaften sowie eine Einschätzung des ökologischen Zustands und der vorherrschenden Beeinträchtigungen und Stressoren mit einer anschließenden Einordnung der Ergebnisse und Diskussion über Zustand und Belastungen der Bäche des Nationalparks gegeben.

## Methodik

Im Frühjahr 2019 wurden im Einzugsgebiet des Traunbachs und im oberen Einzugsgebiet des Hambachs (Zwingbach) an verschiedenen Stellen Proben des MZB genommen. Damit beginnt ein ökologisches Langzeit-Gewässermonitoring mit dem Ziel, Langzeitveränderungen der Gewässerfauna in Abhängigkeit der Entwicklung der Gewässerqualität und weiterer Umweltfaktoren zu untersuchen. Das Monitoring wird von der Arbeitsgruppe Interdisziplinärer Umweltschutz am Umwelt-Campus Birkenfeld der Hochschule Trier durchgeführt und ist Teil des ökologischen Langzeitforschungs-Netzwerks Deutschland (LTER-D).

Die Entnahme und Auswertung der MZB-Proben erfolgte nach der im methodischen Handbuch Fließgewässerbewertung beschriebenen Verfahren (Meier et al. 2006). Die

Methodik erlaubt eine repräsentative Erfassung der Fauna eines Bachabschnittes in Bezug auf die Bestimmung des ökologischen Zustands des Gewässers gemäß der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (vgl. UBA 2020a).

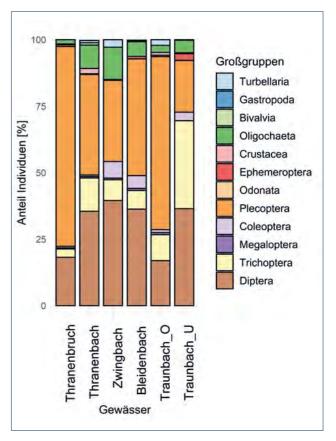
Auf Grundlage des erfassten MZB wurde der ökologische Zustand der Gewässerabschnitte anhand des Perlodes-Verfahrens (UBA 2020) berechnet. Das Perlodes-Verfahren berechnet eine ökologische Zustandsklasse, die auf einer fünfstufigen Skala angegeben wird. Der multimetrische Aufbau ermöglicht Rückschlüsse auf einzelne Stressoren oder Kategorien von Stressoren, die einen negativen Einfluss auf die Makroinvertebratenfauna ausüben.

Bei der Einstufung der Ergebnisse gilt grundsätzlich: Je stärker die Abweichung vom natürlichen Zustand ist, desto schlechter fällt das Bewertungsergebnis aus. Insgesamt werden drei Module, "Saprobie", "Allgemeine Degradation" und "Versauerung", zu einer Gesamtbewertung, der ökologischen Zustandsklasse (ÖZK), verrechnet. Dabei gilt das "worst-case-Prinzip", was bedeutet, dass das Modul mit der schlechtesten Einzelbewertung entscheidend für die ÖZK ist (UBA 2020a).

## Ergebnisse und Diskussion

Aus insgesamt 6 Proben von 6 verschiedenen Probestellen wurden aus 3219 Individuen 85 Taxa identifiziert. In allen Abbildungen werden die Probestellen entsprechend der Gewässergröße von links nach rechts (größer) dargestellt. Die Taxa können 12 Großgruppen zugeordnet werden (Abb. 1).

Die Zuordnung der Individuen zu den Großgruppen verdeutlicht, dass vor allem die Insekten-Ordnungen Steinfliegen (Plecoptera), Fliegen (Diptera) sowie Köcherfliegen (Trichoptera) die Makroinvertebraten – bezogen auf Individuenzahlen (Abundanz) – dominieren. Die Dominanz bestimmter Großgruppen ist oft auf hohe Abundanzen einzelner Taxa zurückzuführen. Beispielsweise wird im Thranenbruch ein Großteil der



**Abbildung 1:** Anteile der Großgruppen an der Artengemeinschaft bezogen auf die Individuenzahlen.

Steinfliegen durch Vertreter der Gattungen Amphinemura und Leuctra gestellt; im Traunbach\_U wurde die Köcherfliegenart Hydropsyche siltalai in großer Anzahl gefunden. Gammariden (Crustacea: Amphipoda) fehlen dahingegen vollkommen; Eintagsfliegen (Ephemeroptera) sowie Schnecken (Gastropoda) und Muscheln (Bivalvia) sind deutlich unterrepräsentiert (Abb. 1). Von besonderem Interesse für die Gewässerbewertung sind die sensitiven Taxa, zu denen die Großgruppen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) gehören.

Sowohl die Anzahl der Taxa als auch die Abundanzen verdeutlichen, dass Artenreichtum und Produktivität stromabwärts zunehmen. Eine solche Entwicklung wird von einer moderaten Erhöhung der Nährstoffverfügbar-

**Tabelle 1:** Artenreichtum und Diversitätsmaße: hochgerechnete Abundanz/m², Anzahl der Taxa, Shannon-Wiener-Index (Shannon), Evenness (Gleichverteilung).

	Thranen- bruch	Thranen- bach	Zwing- bach	Bleiden- bach	Traun- bach_O	Traun- bach_U
Abundanz [m²]	1528	2816	1540	3212	1296	5659
Anzahl Taxa	25	32	28	36	32	58
Shannon	2,09	2,79	2,74	2,75	2,44	2,64
Evenness	0,65	0,81	0,82	0,77	0,7	0,65

204 |



**Abbildung 2:** Typische Vertreter der Wirbellosenfauna der Bäche im Nationalpark. Von links nach rechts: Chaetopteryx villosa, Elmis maugetii, Odontocerum albicorne, Protonemura sp., Plectrocnemia conspersa, Hydropsyche siltalai.

keit begünstigt. Die kleinen, sauren und nährstoffarmen Oberläufe weisen extremere Lebensbedingungen auf, was die Entwicklung einer vergleichsweise artenarmen und spezialisierten Fauna zur Folge hat.

Die Diversität anhand des Shannon-Wiener-Index berücksichtigt neben der Anzahl der Taxa auch deren Gleichverteilung (Evenness) und sinkt bei zunehmender zahlenmäßiger Dominanz einzelner Taxa. Die niedrigste

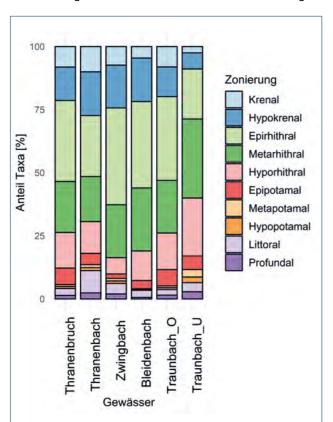


Abbildung 3: Anteile der typischen Arten der Gewässerabschnitte an der beprobten Fauna der Gewässer Thranenbruch, Thranenbach, Zwingbach, Bleidenbach, Traunbach oberhalb Börfink (O), Traunbach oberhalb Abentheuer (U).

Lebensraumabschnitte: Krenal + Hypokrenal = Quelle + direkt anschließender Gewässerabschnitt; Epi-, Meta-Rhithral = obere, untere Forellenregion und Hypo-Rhithral = Äschenregion; Epipotamal = Barbenregion; Metapotamal = Bleiregion; Hypopotamal = Kaulbarsch- und Flunderregion.

Diversität weist der Bach im Thranenbruch auf, da hier die geringste Taxazahl zu finden ist und einige Steinfliegengattungen stark dominieren.

Ein wichtiges Kriterium zur Einstufung des ökologischen Zustands ist die Zuordnung der Taxa zu den längszönotischen Gewässerabschnitten (Abb. 3), in denen sie natürlicherweise ihren Vorkommensschwerpunkt haben. Hier zeigt sich, dass Arten des Krenals und Hypokrenals in den Oberläufen recht häufig und im Mittellauf des Traunbachs (Traunbach\_U) seltener geworden sind. Die für kleine Bäche typischen Bewohner des Epirhithrals sind in allen Gewässerabschnitten am häufigsten vertreten. Lediglich im Bereich des Traunbachs zwischen Einschiederhof und Abentheuer wurden die meisten Taxa dem Metarhithral zugeordnet und hier finden sich auch die meisten Bewohner des Hyporhithrals. Typische Besiedler von größeren Flüssen (Potamal) und Stillgewässern (Littoral, Profundal) kommen in allen Proben selten vor.

Die Einteilung in eine ÖZK erfolgt anhand der drei Module Saprobie, Allgemeine Degradation und Versauerung. Die beprobten Gewässerabschnitte sind überwiegend in einem guten Gesamtzustand. Lediglich im Zwingbach erfolgt eine Einstufung in die ÖZK"mäßig", im Thranenbruch sogar "unbefriedigend". In beiden Fällen ist die schlechtere Einstufung auf Defizite im Modul Versauerung zurückzuführen.

## Gewässerversauerung

Die Versauerungsproblematik (z. B. Bittersohl 2014, Moss 2010) wird durch Schwefel-, Stickoxide und Ammoniak, die bei der Verbrennung fossiler Energieträger und in der Tierhaltung entstehen und als Säurebildner agieren, verursacht. Über die Luft und Niederschläge gelangen diese Stoffe in Böden und Gewässer. Im Hunsrück mit seinen devonischen Quarziten gibt es kaum Kapazitäten zur Säureneutralisation, wodurch Böden und Gewässer sehr empfindlich auf Einträge von Säurebildnern und saurem Regen reagieren und es leicht zu Gewässerversauerung kommen

**Tabelle 2:** Einteilung der Gewässer in ökologische Zustandsklassen (ÖZK) auf Grundlage der Module Saprobie, Allgemeine Degradation (AD) und Versauerung. Einteilung in sehr gut (1/blau), gut (2/grün), mäßig (3/gelb), unbefriedigend (4/orange), schlecht (5/rot). Die Einstufung des Moduls Saprobie entspricht dem deutschen Saprobienindex (neu), die des Moduls Versauerung den Säureklassen nach Braukmann (vgl. UBA 2020).

	Thranenbruch	Thranenbach	Zwingbach	Bleidenbach	Traunbach_O	Traunbach_U
ÖZK	4	2	3	2	2	2
Saprobie	2	2	1	2	2	2
AD	1	1	1	1	1	2
Versauerung	4	2	3	2	2	2

kann. Die Gewässerfauna wird durch direkte Auswirkungen niedriger pH-Werte sowie Mobilisierung von Schadstoffen wie Al³+-lonen beeinträchtigt. Dies äußert sich in starken Defiziten der biologischen Besiedlung sowohl in der Besiedlungsdichte als auch im Arteninventar. Sichtbar werden diese Defizite durch eine starke Reduktion in Abundanz und Diversität einiger besonders empfindlicher Artengruppen wie Gammariden, Eintagsfliegen, Schnecken und Muscheln (vgl. Abb. 1) bei gleichzeitigem Vorkommen säuretoleranter Arten.

Besonders empfindlich reagieren Gewässer, die natürlicherweise schon niedrige pH-Werte aufweisen. Im NLPHH betrifft das vor allem Bäche, die im Einflussbereich der hier typischen und einzigartigen Hangbrücher liegen (z.B. Thranenbach). Dies muss in der Bewertung berücksichtigt werden, sodass als natürlicher Zustand eine Einstufung in die Säureklasse 2 angenommen wird (LfU 2018).

Betrachtet man die Entwicklung der Gewässerversauerung über die letzten Jahrzehnte, lassen sich Verbesserungen vieler chemischer Versauerungs-Kenngrößen (pH, Sulfat-Konzentration, Aluminium-Konzentration etc.) feststellen. Diese Trends wurden im Hunsrück seit den 1980er Jahren, im Rahmen des Saure-Bäche-Programms, detailliert beobachtet. Sie lassen sich – mit regionalen und lokalen Unterschieden – auch in anderen Regionen Deutschlands sowie Europas feststellen und sind hauptsächlich auf eine Reduktion der Schwefeloxid-Emissionen zurückzuführen. Diese Entwicklung spiegelt sich auch in den biologischen Kenngrößen der Gewässerbewertung wieder, ist hier aber weniger konsistent und tritt mit zeitlicher Verzögerung ein (LfU 2018, Bittersohl 2014, Malmqvist & Rundle 2002).

Bisher hat sich die Biodiversität der untersuchten Gewässer stark erhöht: Wurden zu Beginn der 1990er Jahre im Traunbach und Bleidenbach nur noch <10 Taxa gefunden (LfU 2018), sind es in den hier untersuchten Proben schon wieder >25 Taxa. Trotzdem sind weiterhin Defizite in der Zusammensetzung der Artengemeinschaft vorhanden, die sich an Diversitätsmaßen alleine nicht erkennen lassen. Immer noch fehlen einige typische, meist weniger säuretolerante Vertreter der Fauna grobmaterialreicher silikatischer Mittelgebirgsbäche weitgehend. Dazu gehören die Eintagsfliegen *Epeorus assimilis* und *Rhithrogena* ssp. sowie die Köcherfliegen der Gattung *Philopotamus* und die Steinfliege *Perla marginata*. Ebenfalls in den hier untersuchten Gewässern fehlend, aber im Umland weit verbreitet, sind die Gammariden *Gammarus fossarum* und *Gammarus pulex* sowie die Flussnapfschnecke *Ancylus fluviatilis*.

#### IM ÜBERBLICK

- > Die untersuchten Gewässer sind überwiegend in einem guten ökologischen Gesamtzustand.
- Nach starkem Artenrückgang durch Versauerung beherbergen die Bäche jetzt wieder eine hohe Biodiversität.
- > Weiterhin fehlen jedoch viele säureempfindliche Arten, vor allem Eintagsfliegen, Mollusken und Krebstiere.

Aufgrund der positiven Trends von Versauerungs-Kenngrößen sind weitere Verbesserungen der MZB-Besiedlung im NLPHH zu erwarten. Wiederbesiedlungsprozesse brauchen allerdings viel Zeit und können temporäre Rückschläge erleiden, wodurch es zu erheblichen Schwankungen um bis zu 2 Säurezustandsklassen innerhalb weniger Jahre kommen kann (LfU 2018). Gründe für die Verzögerungen bei der Gewässerregeneration können Auswaschungen der als Altlasten im Boden gespeicherten Aluminiumsulfate sowie der weiterhin vergleichsweise hohen Immissionen von Stickstoffverbindungen sein (MUEEF 2018). Des Weiteren deutet sich

Ökologischer Zustand der Bäche | 207

im unteren Abschnitt des Traunbachs eine Auffüllung der Fauna mit längszönotisch im Hyporhithral vorkommenden Arten an, wie es sich an der Probestelle Traunbach\_U erkennen lässt.

Aufgrund der langen Geschichte der Gewässerversauerung, die seit ca. 50 Jahren als Problem anerkannt wird, aber schon lange vorher begann, ist es schwierig, einen Vorher-Zustand der Artengemeinschaft zu rekonstruieren. Einen Hinweis auf mögliche Entwicklungen können strukturell ähnliche, weniger von der Versauerung betroffene Gewässer der Region geben. Hier finden sich noch viele der fehlenden Taxa, was eine Wiederbesiedlung möglich erscheinen lässt. Gleichzeitig verändern sich andere Umweltfaktoren durch Erwärmung und zunehmende Abflussextreme. Die Gewässer des Nationalparks eignen sich hervorragend zur weiteren Erforschung dieser Prozesse, da sie von anderen anthropogenen Einflüssen weitgehend unbeeinflusst sind.

## Saprobie

Mit dem Modul Saprobie werden Defizite im Sauerstoffhaushalt erfasst. Insgesamt ist die saprobielle Belastung an allen Probestellen gering oder gar nicht vorhanden (Tab. 2). Defizite können durch Nährstoffeintrag, erhöhte Sonneneinstrahlung und erhöhte Temperaturen entste-

hen. Die leichten Abweichungen vom sehr guten Zustand könnten im Thranenbruch, Thranenbach und Bleidenbach auf eine geringere Beschattung der Gewässer und der dadurch erhöhten Primärproduktion zurückzuführen sein. Die beiden Abschnitte des Traunbachs liegen im Einflussbereich von Siedlungen und im Falle von Traunbach\_U auch Aquakultur, welche als Nährstoffemittenten in Frage kommen. Auch hohe Temperaturen und niedrige Wasserstände wie im Sommer 2018 können negative Auswirkungen auf die Sauerstoffversorgung haben.

### Allgemeine Degradation

Das Modul allgemeine Degradation indiziert Belastungen der Hydromorphologie des Gewässers, Einflüsse durch Landnutzung im Einzugsgebiet und Einträge von Feinsedimenten, Pestiziden und hormonell wirksamen Substanzen. In den beprobten Gewässerabschnitten sind, bis auf den Traunbach zwischen Börfink und Hujetsmühle, keine dieser Belastungen festzustellen (Tab. 2). Im Bereich der Probestelle Traunbach\_U ist eine leichte Abweichung zu der natürlicherweise in einem solchen Gewässer vorkommenden Artengemeinschaft sichtbar. Die Veränderungen äußern sich im erhöhten Anteil an Hyporhithralbesiedlern, die ihren Vorkommensschwerpunkt eigentlich deutlich weiter stromabwärts haben (Abb. 3).

## Quellen

**Bittersohl, J., Walther, W., Meesenburg, H. (2014):** Gewässerversauerung durch Säuredeposition in Deutschland – Entwicklung und aktueller Stand. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 58(5): 260-273.

**LfU (Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz) (Hrsg.) (2018):** Gewässerschutz und Luftschadstoffe – 30 Jahre Monitoring versauerter Waldbäche in Rheinland-Pfalz. Download: https://lfu.rlp.de/fileadmin/lfu/Downloads/Wasserwirtschaft/SaureBaeche\_Internetversion.pdf

**Malmqvist, B., Rundle, S. (2002):** Threats to the running water ecosystems of the world. Environmental Conservation, 29(2): 143-153.

Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie 110.

Moss, B.R. (2010): Ecology of Freshwaters: A View for the Twenty-First Century, 4th Edition. Wiley-Blackwell.

**MUEEF (Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz) (2018):** Waldzustandsbericht 2018. Download: https://mueef.rlp.de/fileadmin/mulewf/Publikationen/Waldzustandsbericht 2018.pdf

**Pottgiesser, T., Sommerhäuser, M. (2004):** Fließgewässertypologie Deutschlands, in: Handbuch Angewandte Limnologie: Grundlagen - Gewässerbelastung - Restaurierung - Aquatische Ökotoxikologie - Bewertung - Gewässerschutz. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany, pp. 1–61. https://doi.org/10.1002/9783527678488.hbal2004005

**UBA (Umweltbundesamt) (2020):** Begleitinformationen zum Verfahren "Perlodes Online". https://www.gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/perlodes-online.html

**UBA (Umweltbundesamt) (2020a):** Gewässerbewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie. https://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article\_id=2&clang=0





Nach kurzer Darstellung von Habitus, Ökologie, Verbreitung und Gefährdung der Pflanze wird aufgrund von Literaturangaben und Belegen in Herbarien ausführlich und punktgenau über die ehemaligen und noch vorhandenen Fundstellen in den Hunsrückmooren berichtet. Der Rückgang und seine Ursachen werden für die Zeit bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts kurz, für die Zeit danach ausführlich dargestellt. Trotz bereits im Gang befindlicher Naturschutzmaßnahmen in mehreren Hunsrückmooren erloschen seit 1950 von den noch verbliebenen 8 Vorkommen mindestens 5, und zwar unter den Augen des Verfassers und anderer Beobachter. Die unmittelbar verursachenden Biotopveränderungen sind deshalb gut dokumentiert; die dahinterliegenden Ursachen und mögliche Gegenmaßnahmen, zu denen teils noch Forschungsbedarf besteht, werden ausführlich diskutiert, speziell auch die Rolle, die das Pfeifengras (Molinia caerulea) dabei spielt.

## 1. Einführung

Carex pauciflora, Aussehen, Standortansprüche, Verbreitung und Bestandsentwicklung in Deutschland: Die Armblütige Segge ist eine unscheinbare, grasähnliche Pflanze aus der Familie der Ried- oder Sauergräser (Cyperaceae), die bis 40 cm, meist aber nur wenig über 20 cm hoch wird (Abb. 1). Die wenigen Blüten, auf die ihr Name hinweist, sind auf der Abbildung (vergl. auch Abb. 6) als gelbe, zugespitzte Gebilde zu sehen, die an Grasblüten erinnern. Sie verändern ihre Form auch im fruchtenden Zustand nicht. Die winzige Nussfrucht bleibt in der Blüte eingeschlossen.

Die Segge gehört zu den sogenannten Stress-Strategen. Das sind Organismen, die an Standorten vorkommen, wo extreme Umweltbedingungen den meisten Lebewesen so viel Stress bereiten, dass sie dort nicht leben können. Die Stress-Strategen können jedoch solch ungünstige Lebensräume besiedeln, da sie an extreme Umweltfaktoren angepasst sind. Als konkurrenzschwache Arten nutzen sie den Vorteil, an den meist niedrig oder lückenhaft bewachsenen Extremstandorten nicht von Konkurrenten bedrängt zu werden.

Die Konkurrenzschwäche der Armblütigen Segge besteht darin, dass sie extrem lichtbedürftig ist und deshalb keine Beschattung durch höher wachsende Pflanzen verträgt. Die Stress-Faktoren, an die sie angepasst ist, sind Nässe, Kühle, Stickstoffarmut und stark saures Substrat

**Abbildung 1 (links):** Carex pauciflora im Palmbruch (Naturschutzgebiet Hangbrücher bei Morbach, aufgenommen 1966)

(Ellenberg & al. 1991). Die Kombination der genannten Standortfaktoren ist nur in Mooren zu finden, und zwar in solchen, die entweder nur durch Niederschläge mit Wasser versorgt werden (Hochmoore, Regenmoore) oder – bedingt durch den Gesteinsuntergrund – mit nährstoffarmem Quell- oder Hangwasser.

Der Aspekt solcher Moore wird durch Torfmoose (Gattung *Sphagnum*) bestimmt, die ebenfalls an die genannten Standortbedingungen angepasst sind. Pflanzensoziologisch gilt die Armblütige Segge als Bestandteil der Hochmoor-Bultgesellschaft (*Spagnetum magellanici*). Als Biotope werden aber auch Zwischenmoore (Terminologie siehe Kapitel 2.1) angegeben (z. B. Fischer & al. 2008), in denen die Nährstoffarmut weniger extrem ist. Die Segge wächst auf meist nur langsam wachsenden, gut durchnässten Torfmoosbulten, auf ebenen Torfmoosteppichen, am nassen Fuß von Bulten oder am Rand von Schlenken oder Moortümpeln.

Bei einer Pflanze, die auf so besondere und meist über große Distanzen hinweg isolierte Biotope angewiesen ist, interessiert die Strategie der Ausbreitung. Wenn sie in einem geeigneten Biotop Fuß gefasst hat, ist einerseits eine Ausbreitung im Nahbereich sinnvoll, da die Wahrscheinlichkeit optimaler Lebensbedingungen in der unmittelbaren Umgebung hoch ist. Daran ist die Segge zum einen durch Ausläuferbildung angepasst, zum anderen dadurch, dass die Früchte, genauer gesagt die weiblichen Blüten mit den Früchten darin, unmittelbar nach der Fruchtreife oder sogar schon etwas vorher herunterfallen und sich mit ihrer schmalen, zugespitzten Form im Substrat verfangen.

Armblütige Segge | 211



#### **DIE AUTOR\*INNEN**

**Dr. Hans Reichert,** Studiendirektor i. R., seit 1965 in der Freizeit mit der floristischen Kartierung im südwestlichen Rheinland-Pfalz befasst und

im Naturschutz engagiert, bis 1980 vor allem im Hunsrück.



Prof. Dr. Barbara Ruthsatz, Universitätsprofessorin i. R., zuvor Lehrstuhl für Geobotanik der Universität Trier. Botanisch-ökologische Forschungen in Mooren der Anden und in Magerwiesen und Mooren der Region Trier, stets auch unter dem Aspekt des Naturschutzes.

Um ein Moor über eine größere Distanz hinweg neu besiedeln zu können, muss die Segge auch die Möglichkeit der Fernausbreitung haben. Diese ist dadurch gegeben, dass die Blüten durch ihre zugespitzte Form sich im Fell vorbeistreifender Säugetiere oder im Gefieder von Vögeln festsetzen können. Nach Hutton (1976) spielt dabei ein Schleudermechanismus über eine kurze Distanz hinweg eine Rolle. Es liegt auf der Hand, dass die Wahrscheinlichkeit des Tierkontakts und damit der Fernausbreitung gering wird, wenn die Segge nur noch in kleiner Individuenzahl vorkommt. Restpopulationen sind deshalb sozusagen an ihrem Wuchsort gefangen und dadurch besonders vom Aussterben bedroht.

Das Verbreitungsgebiet von *Carex pauciflora* erstreckt sich über die temperate (gemäßigte) und boreale (kalt gemäßigte) Zone der gesamten Nordhalbkugel (zirkumpolare Verbreitung). Eine deutliche Verdichtung der Fundstellen ist einerseits nach Norden hin, andererseits in den Gebirgen festzustellen, weshalb man die Segge als boreale (Walter & Straka 1970) und zugleich als montane Art bezeichnen kann. In Europa sind deshalb Schottland, Skandinavien und die Alpen Häufungszentren (www.gbif.org/species/2727907).

In Deutschland gibt es außerhalb der Alpen Vorkommen in fast allen höheren Mittelgebirgen. Schon immer spärlich waren Vorkommen außerhalb derselben. In der norddeutschen Tiefebene war die Segge schon vor der Zerstörung vieler Moore durch Torfgewinnung selten (Walter & Straka 1970) und wahrscheinlich ein Eiszeitrelikt. Angebliche Vorkommen in der Oberrheinebene sind zweifelhaft und beruhen wahrscheinlich auf Verwechslung mit der ähnlichen Floh-Segge, *Carex pulicaris* (Sebald & al. 1998). Im bayerischen Alpenvorland bis hin zur Donau gibt es einige wenige Fundstellen.

Ausgestorben ist die Segge in der Nordeifel bei Aachen, im Bergischen Land, in der Westpfälzischen Moorniederung bei Kaiserslautern, in fast der gesamten norddeutschen Tiefebene Niedersachsens, in Schleswig-Holstein, in Thüringen außerhalb des Thüringer Waldes und in der Lausitz. In den Mittelgebirgen ist allgemein ein starker Rückgang zu verzeichnen. Laut Roter Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands (Korneck & al. 1996) muss Carex pauciflora für Baden-Württemberg und Bayern als gefährdet, für Rheinland-Pfalz, Thüringen und Sachsen als stark gefährdet, für Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt als vom Aussterben bedroht und für Schleswig-Holstein als ausgestorben oder verschollen eingestuft werden. In den restlichen Bundesländern gab es von vornherein keine Vorkommen. Wie aus Kapitel 3 hervorgeht, muss die Gefährdungsstufe in Rheinland-Pfalz in "vom Aussterben bedroht" abgeändert werden.

## 2. Carex pauciflora in den Mooren des Hunsrücks

2.1 Einiges zur Typisierung der Hunsrückmoore: Da in der Einführung Carex pauciflora mit Hochmooren in Zusammenhang gebracht wurde, muss gleich eingangs darauf hingewiesen werden, dass die Moore des Hunsrücks keine Hochmoore sind. Sie verdanken ihre Entstehung durchweg Hangwasser und Quellwasser. Auch Regenwasser trägt wegen der hohen Niederschlagsmengen (um 1000 mm Jahresmittel) zu ihrer Wasserversorgung bei, würde allein jedoch nicht zu ihrer Entstehung geführt haben. Über die geologischen, geomorphologischen und hydrographischen und anthropogenen Voraussetzungen zu ihrer Entstehung informiert ausführlich Scholtes (2002). Dort sind viele weitere Arbeiten zum Thema aufgeführt, auf deren erneutes Zitieren deshalb hier verzichtet werden kann.

Nach einer der neuesten Gliederungen der Moortypen von Ringler & Dingler (2005), die auf leicht fassbaren hydrologisch-geomorphologischen Merkmalen basiert, lassen sich die Hunsrückmoore insgesamt als "Minerotrophe Hangwassermoore" bezeichnen. Ökologisch erkennbar sind sie am reichlichen Vorkommen von Pflanzenarten, die

Mineralbodenwasser anzeigen, wie z. B. Schnabel-Segge (*Carex rostrata*), Schmalblättriges Wollgras (Eriophorum angustifolium) und Pfeifengras (*Molinia caerulea*).

Wo die Torfbildung infolge stärkerer Wasserzufuhr oder verminderten Wasserabflusses stärker ist, z. B. an Hangverflachungen oder in Hangmulden, kann der Typ des Durchströmungmoores entstehen, bei dem das Wasser sich langsam im Torf entlangbewegt und dadurch saurer und nährstoffärmer wird. In der Vegetation wirkt sich dies meist dahingehend aus, dass Pflanzen, die Mineralbodenwasser anzeigen, spärlicher werden. In der ökologischen Moortypisierung werden solche Moore als Zwischenmoore bezeichnet, um die Annäherung an Hochmoore zum Ausdruck zu bringen. Letztere werden seit Du Rietz (1954) durch das Fehlen der Mineralbodenwasserzeiger (Mbwz) definiert.

Im Hunsrück ist das Wasser, das die Moore speist, vor allem in den an den unteren Hangpartien gelegenen Mooren arm an Mineralsalzen (Ruthsatz 1999). Hochmoor-Kenn-

arten wie Armblütige Segge (Carex pauciflora) und Rundblättriger Sonnentau (Drosera rotundifolia) können dort auch an stark von Quellwasser beeinflussten Standorten wachsen. In anderen Mooren (z. B. Palmbruch, Oberluderbruch) stellte Ruthsatz (1999) in einem Teil der speisenden Quellen teils beträchtliche, jahreszeitlich schwankende Mineralsalz-Konzentrationen fest, u. a. von Kochsalz als Folge der Streusalznutzung an oberhalb der Moore vorbeiführenden Straßen (dazu weiter unten mehr).

## 2.2 Vorkommen von Carex pauciflora in Mooren de Hunsrücks

2.2.1 Allgemeines zur Darstellung der Vorkommen: Die Karte Abb. 2 zeigt die Lage aller Moore des Hunsrücks, die als Fundorte von *Carex pauciflora* bekannt wurden. Wie am Kartenausschnitt zu erkennen ist, sind sie auf den südwestlichen Hunsrück beschränkt, der wegen seiner Luvlage gegenüber den vorherrschenden Südwestwinden ein stärker ozeanisch geprägtes Klima aufweist als der nordöstliche Hunsrück mit den Quarzitrücken des Soonwaldes. Fast alle

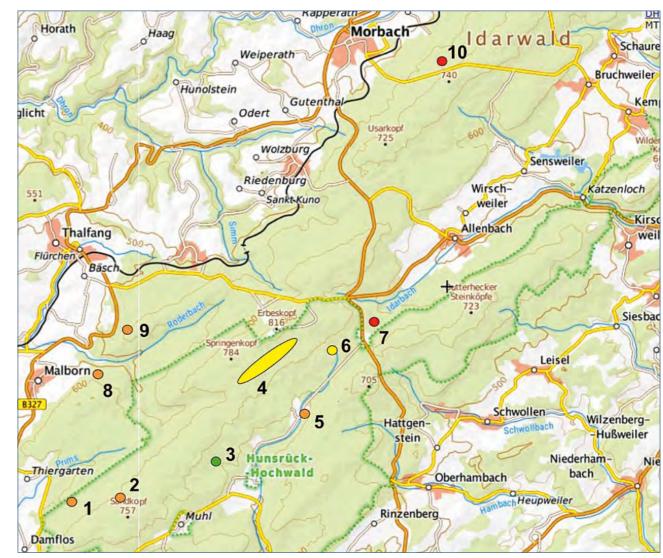


Abbildung 2: Lage aller Moore des Hunsrücks, die als Fundorte von Carex pauciflora bekannt wurden

Armblütige Segge | 213

Fundstellen liegen im Bereich des Naturraumes "Schwarzwalder Hochwald", der sich von Nonnweiler (Saarland) bis etwa zum Erbeskopf erstreckt. Eine einzige Fundstelle (10) liegt mit größerem Abstand im Idarwald.

Die Moore sind in der Karte von Südwest nach Nordost nummeriert, und zwar in zwei Reihen. Die erste Reihe (Nr. 1 bis 7) liegt überwiegend innerhalb des Nationalparks und überwiegend im Bereich des größten der vier Quarzitrücken, die sich dort parallel von Südwest nach Nordost erstrecken. Die zweite Reihe (Nr. 8 bis 10) liegt außerhalb des Nationalparks am nordwestlichsten der Quarzitrücken.

In der gleichen Reihenfolge sind die Moore im Folgenden aufgelistet, und zwar nach einem gleich bleibenden Schema von Angaben, die mit kleinen Buchstaben des Alphabetes versehen sind:

- a Koordinaten eines mitten im Moor gelegenen Punktes nach dem geodätischen System WGS 84 in dezimaler Form mit 5 Kommastellen. Dahinter in Klammer der Quadrant der Topographischen Karte 1:25 000.
- b Funddaten: Fundjahr, gefolgt vom Findernamen in Normalschrift
   Publikationsdaten: Autorname in Kapitälchen mit Jahreszahl dahinter (zugleich Verweis auf das Literaturverzeichnis)
   Daten zu vergeblicher Suche: Symbol Ø, dahinter
- Angaben wie bei Funddaten Zeitpunkt des Zweifelns am Noch-Vorhandensein der Segge, z.B. aufgrund veränderter Biotopverhältnisse:

Symbol Ø?, dahinter Angaben wie bei Funddaten

c Dokumentation: Herbarbelege. Falls solche nicht vorhanden: Sonstige Dokumentationen, Angaben zu Belegen im Herbarium M (Botanische Staatssammlungen München) nach Auskunft von Dr. Siegfried Springer; zu Belegen im Herbarium NHV (Naturhistorischer Verein der Rheinlande und Westfalens) nach Caspari (1991). Die Texte auf den Herbarzetteln sind bei Funden vor 1950 vollständig, aber in veränderter Reihenfolge wiedergegeben. Um die Chronologie übersichtlicher zu machen, ist nach "leg." (legit) zunächst das Funddatum ange-

geben, danach der Finder; danach folgen die übrigen

#### 2.2.2 Südöstliche Reihe (1-7)

Angaben.

- Kleines Moor an der Kreuzung Mittelschneise/ Hermeskeiler Weg südöstlich Malborn-Thiergarten
- a 49,68809N;7,01535E [6307/2]
- b 1966 Reichert, Reichert 1972, Ø? Liepelt & Suck 1992, Ø 2006, 2020 Reichert
- c leg. 3.6.1966 H. Reichert, Herbarium Reichert 66-015
- 2 Hahnenborn-Bruch unterhalb des Sandkopfs (757 m)

- ostsüdöstlich Malborn-Thiergarten
- a 49,68287N;7,02565E [6308/1]
- b Reichert 1972, Ø? Liepelt & Suck 1992, Ø 1995 Caspari
- 3 Ochsenbruch bei Börfink
- a 49,69419N;7,06496E [6308/1]
- b 1969 Reichert, Reichert 1972, 1973, 2020 Caspari, 2020 Reichert & Ruthsatz
- c leg. 3.7.1966 H. Reichert, Herbarium Reichert 66-024
- 4 Moore am Erbeskopf
- a Koordinaten siehe folgende Zeilen [6208/3 und überwiegend 6208/4]
  Die weit gefasste Ortsangabe dürfte auf jeden Fall das Langbruch (49,72081N;7,08892E), wahrscheinlich auch folgende, in nächster Nähe des Erbeskopfs gelegene Moore betreffen: 6208/3 Grenzerbruch (Grunzerbruch, Gronzerbruch, Gornzerbruch, 49,71554N; 7,07004E)
  6208/4 Faulenbruch (49,71615N;7,08497E), und Casparsbruch (49,72386N 7,09828E). Die Signatur in der Karte Abb. 2 markiert grob den Bereich, in dem sich die genannten Moore befinden.
- b Wirtgen 1899, Andres 1911; Ø? 1967 Korneck & Reichert, Reichert 1975, da auf jeden Fall die "großen Mengen" längst verschwunden waren. Auch bei zahlreichen späteren Begehungen durch verschiedene Personen (zuletzt 2020 Caspari) wurde die Segge nicht mehr gefunden.
- c leg.14.7.1896 F. Wirtgen, Torfsümpfe am Walderbeskopf, 750 m, in allen Brüchen rund um den Walderbeskopf in großer Menge, Herbarium NHV, leg. 15.7.1896 F. Wirtgen im langen Bruch zu Hüttgeswasen, 750 m, Herbarium NHV; leg. 17. 8. 1932 H. Wolf, Westdeutschland, Hunsrück, am Erbeskopf, im Sphagnum, ex coll. Weigel/Leipzig; Herbarium G. Langer in M
- 5 Leinertsbruch bei Thranenweier
- a 49,70986N;7,10518E [6208/4]. Dieses Bruch liegt westlich eines Bergsporns namens Steinkopf. Es wird deshalb von einigen Autoren als "kleines Bruch westlich des Steinkopfs" bezeichnet. Da es einen bekannteren Steinkopf bei Malborn (6208/3) gibt, sollte dem Namen Leinertsbruch der Vorrang gegeben werden.
- b 1896 F. Wirtgen, 1973 Reichert nach Blaufuss & Reichert 1992, Reichert 1975; 1981 Göhl; Liepelt & Suck 1992,
   Ø ca 1998 (Göhl)
- c leg. 16.7.1896 F. Wirtgen, Leinerts Bruch zwischen Hüttgeswasen und Börfink, Herbarium NHV
- **6** Thranenbruch zwischen Thranenweier und Hüttgeswasen
- a 49,72484N;7,11866E [6208/4]
- b 1896 F. Wirtgen, Ø Liepelt & Suck 1992
- c leg. 15.7.1896 F. Wirtgen, Thranenbruch bei

- Hüttgeswasen, 700 m, Herbarium NHV
- 7 Schwarzenbruch bei Hüttgeswasen

a 49,73804N;7,15669E [6208/4]

- Zwischen Hüttgeswasen und Allenbach zieht sich über eine Strecke von ca. 3,5 km eine Zone mit zahlreichen, meist kleinen Moorflächen entlang, die teils unzusammenhängend, teils durch Bäche miteinander vernetzt sind. Dazu gehören bewaldete und offene Flächen. In der Zeit des Dritten Reiches wurden einige trockengelegt. Gut erhalten ist das am nächsten bei Hüttgeswasen
- gelegene Schwarzenbruch, ein hinsichtlich Feuchtigkeit und Grad des Gehölzbewuchses reich gegliedertes Moor. Aus diesem stammen unseres Erachtens auch die unter c angegebenen Herbarbelege von H. Andres und F. Müller.
- b Geisenheyner 1907, F. Müller 1923, 1975 Reichert, 1983 Reichert & al. (beide Angaben versehentlich bei Blaufuss & Reichert 1992 nicht erwähnt), Ø? 2020 Caspari; in dem teilweise unübersichtlichen Moorkomplex aber vielleicht doch noch zu finden.
- c leg. VI <Tag und Jahr fehlen> H. Andres, Hochwald:
  Allenbach, Waldmoor zwischen der Idar und den Ringelköpfen im Sphagnum mit Vaccinium oxycoccus, Carex
  binervis u. a.; Moorboden; c. 550-570 m.sm. (M.Bl.3479),
  Herbarium M; leg. 1907 F. Müller, Allenbach, fast gleiche
  Fundortangabe, Herbarium NHV
  Wahrscheinlich stammen auch folgende, mit etwas
  ungenaueren Ortsangaben versehenen Herbarbelege aus diesem Moor: leg. 16.6.1906 F. Müller in
  Sphagnumrasen bei Allenbach, Herbarium NHV; leg.
  19.6.1907 Dr. Müller, Allenbach; Birkenfeld, Herbarium
  M; leg.12.6.1922 Paul Thyssen, Allenbach am Hunsrück;
  Moor, Herbarium Paul Thyssen Nr. 174 in M

#### 2.2.3 Nordwestliche Reihe (8-10)

- 8 Birkenheck-Bruch bei Malborn
- a 49,71756N;7,01601E [6208/3]
- b 1981 Göhl, Ø? Liepelt & Suck 1992, Ø 2011 Caspari
- 9 Lehbruch südöstlich Forsthaus Hilscheid
- a 49,73206N;7,02623E [6208/3]
- b 1972 Reichert, Reichert 1972, Ø? Liepelt & Suck 1992,Ø 1998 Reichert & Ruthsatz
- c leg. Sept. 1972 H. Reichert, Herbarium Reichert 72-126
- **10** Palmbruch bei Morbach-Bischofsdhron
- a 49,80773N;7,16891E [6109/3]
- b 1968 Schwickerath nach Schwickerath 1975, Reichert 1972, 1990 Reichert & Ruthsatz, Ruthsatz & Holz 1997, Ø? Scholtes 2002, 2010 Ø Reichert & Ruthsatz; trotz dieser vergeblichen Suche an der wegen einer markierten Dauerbeobachtungsfläche genau bekannten Fundstelle ist es nicht auszuschließen, dass bei flächendeckender

- Untersuchung des gesamten Moores die Segge an anderer Stelle noch aufzufinden ist.
- Foto der Pflanze (Abb. 1) von 1973 im Bildarchiv
   Reichert, Fotos des Biotops, Bildarchiv Ruthsatz

#### 2.2.4 Zweifelhafte, ungenaue oder falsche Angaben

- **11** "Sumpfige Wiese bei Hermeskeil" (Herbarzettel von 1965 Torges).
- a Die nach Caspari (1991) schwer lesbare Fortsetzung des Textes deuten Liepelt & Suck (1992) als "von Züsch".
   Wenn diese Interpretation zutrifft, läge die Fundstelle nahe der Quadrantengrenze zwischen 6307/2 und 6307/4 östlich oder südöstlich Hermeskeil. Dort gibt es heute nicht einmal mehr den Rest eines Moores.
- b leg. 17.05.1865 Torges, Herbarium NHV
- 12 "Ehemaliges Bruchwaldgebiet östlich des Ringelfloßes"
- a 49,74005N;7,15592E [6208/4]
- b Ø Liepelt & Suck 1992. Die Angabe ist dubios, weil die Autoren nicht mitteilen, wann und von wem die Segge dort gefunden wurde. In der sonstigen Literatur gibt es keinen einzigen Hinweis auf diese Fundstelle.
- **13** Nasswiese in der Flur "Pferch" westsüdwestlich Schauren
- a 49,80397N;7,22697E [6109/3]
- b Ø? Liepelt & Suck 1992. Die Angabe ist falsch und beruht auf einer Verwechslung mit einer Fundangabe von Carex pulicaris (Blaufuss & Reichert 1992) an der genannten Stelle
- Zu den meisten Fundstellen liegen Informationen über die Standortverhältnisse vor, sei es auf Herbarzetteln oder in den zitierten Aufsätzen. Übereinstimmend ist in den älteren Quellen von Torfsümpfen die Rede; in den neueren wird die Pflanzengesellschaft des *Sphagnetum magellanici* angegeben.

#### IM ÜBERBLICK

- > Armblütige Segge (Carex pauciflora) in Rheinland-Pfalz vom Aussterben bedroht
- > Nur noch ein einziges sicher nachgewiesenes Vorkommen, im Nationalpark gelegen
- > Ursachen des Rückganges und mögliche Gegenmaßnahmen

## 3. Der Rückgang von Carex pauciflora und seine Ursachen

3.1 Erste Hälfte des 20. Jahrhunderts: Wenn man die Angabe "in allen Brüchen rund um den Walderbeskopf in großer Menge" auf einem Herbarzettel von Ferdinand Wirtgen aus dem Jahr 1895 mit den wenigen kleinen Vorkommen vergleicht, die der Verfasser nach 1960 im südwestlichen Hunsrück noch vorfand, liegt ein drastischer Rückgang in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts klar auf der Hand. Die Ursachen sind einfach zu benennen. Maßnahmen zur Trockenlegung der Moore, die schon in preußischer Zeit begonnen hatten, wurden unter der Regie der Forstbehörden maschinell intensiviert, wovon unzählige, oft tiefe Entwässerungsgräben Zeugnis ablegen (Reichert 1975, Scholtes 2002).

Dies ließ ab 1960 allmählich nach, da nicht nur im Naturschutz Aktive, sondern auch vorausschauende Forstbeamte den ökologischen Wert der Brücher erkannten. Eine wachsende Anzahl von Mooren wurde unter Schutz gestellt, zunächst als Flächen-Naturdenkmale, zwischen 1979 und 1999 als Naturschutzgebiete, einige als Naturwaldreservate. Danach trat, angestoßen durch Europa-Behörden, die Ausweisung großräumiger Schutzgebiete wie das Natura 2000-Netz (auch als FFH-Gebiete bekannt) in den Vordergrund. Einen bedeutenden Abschluss fand die Entwicklung mit der Eröffnung des Nationalparks Hunsrück-Hochwald im Jahr 2015. War der Naturschutz anfangs rein konservierend, setzten um die Jahrtausendwende Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushaltes der Moore ein, wie sie Scholtes (l. c.) am Beispiel des Naturschutzgebietes "Hangbrücher bei Morbach" ausführlich erläutert.

3.2 Zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts bis heute: Während bei einer Reihe von Moor-Biozönosen und -Arten der Rückgang durch die Unterschutzstellungen und die Verbesserung des Wasserhaushaltes merklich gebremst wurde, konnte der Rückgang von Carex pauciflora nicht aufgehalten werden. Von den 8 Vorkommen, die der Erstautor um 1970 noch antraf, ist nur noch ein einziges 2020 sicher bestätigt worden. Bei 2 weiteren besteht die vage Hoffnung, die Segge könnte bei intensiverer Nachsuche doch noch gefunden werden. Die Pflanze ist folglich im Hunsrück und somit in ganz Rheinland-Pfalz vom Aussterben bedroht. Es muss an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass die intensivsten Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushaltes bisher fast nur in Mooren durchgeführt wurden, in denen Carex pauciflora von vornherein nicht vorkam.

3.2.1 Rückgang durch Wasserentnahme: Einer der Faktoren, die den Naturschutzmaßnahmen zuwiderlaufen, ist die forcierte Trinkwasserentnahme aus dem Bereich des devonischen Quarzits. Dieses Gestein, aus dem die parallelen Höhenrücken des Hunsrücks bestehen, ist von Kluftsystemen durchzogen und kann dadurch viel mehr Wasser speichern als die Schiefergesteine der Umgebung. Eine große Zahl von Quellen der Quarzitrücken, etliche davon in Mooren oder in deren Nähe, wurde deshalb gefasst, um Gemeinden bis hin zur Mosel und zur Nahe mit Wasser zu versorgen. Ältere Quellfassungen wurden "ertüchtigt". Als spezielle Abnehmer großer Wassermengen kamen Mineralwasserfabriken und der Militärflughafen Hahn hinzu. Auf diesem wurde das saubere Quellwasser sogar für Reinigungszwecke vergeudet. Das alles steigerte sich so sehr, dass mit Fug und Recht von einem Raubbau gesprochen werden kann, der leider auch heute noch anhält.

Eine nicht geringe Zahl von Quellfassungen liegt am Rand oder in der Nähe von Mooren. Leider liegen keine hydrologischen Vergleichsmessungen in den Mooren aus der Zeit vor dem Bau der Quellfassungen vor, doch konnte in einigen Mooren mit benachbarten Brunnenstuben eine rapide Austrocknung beobachtet werden (Reichert 1975, S. 131 und 143). Das gilt auch für das Birkenheck-Bruch (Moor Nr. 8), nachdem unterhalb Brunnen für eine Mineralwasserfabrik gebohrt wurden.

3.2.2 Die Rolle des Pfeifengrases (Molinia caerulea) bei der Austrocknung von Mooren: Der Verfasser verfolgt seit 50 Jahren die weniger rapiden Veränderungen in den Mooren Nr. 1, 2, 5, 9 und 10, gemeinsam mit weiteren Beobachtern, welche die Moore seit etwa 40 oder 30 Jahre kennen. Um 1970 wuchs Carex pauciflora in gut durchnässten und ziemlich ebenen, meist von kleinen Tümpeln unterbrochenen Torfmoosdecken, die der Hochmoor-Bultgesellschaft des Sphagnetum magellanici angehören. In dieser Pflanzengesellschaft dominieren Torfmoose mit rötlicher Farbe, worauf auch ihre deutschen Namen hinweisen: Weinrotes Torfmoos (Sphagnum magellanicum) und Rötliches Tormoos (Sphagnum rubellum). Die Wuchsorte von Carex pauciflora gaben sich deshalb schon von weitem als mehrere Quadratmeter große rötliche Flächen zu erkennen, auf denen die Torfmoose eher teppichartig als bultförmig wuchsen.

Carex pauciflora ragte manchmal aus Torfmoospolstern empor, stand jedoch meist am Rand kleiner, oft nur einige Dezimeter breiter Tümpel, in denen der lehmige Bodenuntergrund zutage trat. Das spricht dafür, dass sie durch gelegentliches Suhlen von Wildschweinen entstanden waren, vielleicht auch durch Tritt von Hirschen und Rehen, welche die Stellen als Tränken benutzten.

Wasser rann durch sie manchmal so langsam, dass man den Eindruck von stehendem Wasser hatte. Intensiv waren die Nutzungen durch die Tiere allerdings nicht, da die umgebende Vegetationsdecke keineswegs zertrampelt oder zerwühlt war (vgl. Caspari 1991). Anders als nach den Beobachtungen von Harris & al. (1996) stand *Carex pauciflora* deutlich in Kontakt mit Bodenwasser.

Heute sucht man diese roten Torfmoosflächen dort, wo *Carex pauciflora* verschwunden ist, vergeblich. In der Regel dominiert jetzt das Grün des Pfeifengrases (*Molinia caerulea*), vermischt mit dem Fahlgelb seiner abgestorbenen Blätter. Auf den früher mit Gummistiefeln gut begehbaren Flächen kann man sich jetzt nur noch mühsam vorwärtsbewegen, da das Gras mehrere Dezimeter hohe Bulten bildet, die durch enge Rinnen getrennt sind. Nur in diesen halten sich manchmal noch kümmerliche Reste von Torfmoospolstern. Schon aufgrund seines extremen Lichtbedürfnisses ist es *Carex pauciflora* unmöglich, zwischen Pfeifengras zu wachsen.

Das Pfeifengras spielt also beim Verschwinden der Segge eine wichtige Rolle, weshalb seine Ökologie näher betrachtet werden muss. Es war schon immer in den Mooren vorhanden, jedoch nicht so flächendeckend wie heute. In einem permanent gut durchnässten Torfkörper kann es nicht Fuß fassen, da es gegen Sauerstoffmangel sehr empfindlich ist (Boatman & Armstrong 1968) und auch unter Nährstoffmangel leiden würde. Kommt es jedoch zu wiederholter kurzer Austrocknung (Wechselfeuchtigkeit) oder gar zu länger anhaltender Trockenheit, ändern sich die Standortverhältnisse rasch. Es kommt zur Durchlüftung des Torfs. Rasch werden Pilze und bald auch Bakterien aktiv. die den Torf abbauen und Nährstoffe freisetzen. Das alles schafft Startbedingungen für das Pfeifengras. Es kommt zu positiver Rückkoppelung, da das Pfeifengras durch seine zahlreichen Blätter die Wasserverdunstung und damit die Austrocknung des Moores verstärkt. Mit seinen bis 1 m in die Tiefe wachsenden Wurzeln kann es die meist deutlich unter 1 m dicken Torfschichten der Hunsrückmoore durchdringen und zum darunterliegenden Mineralboden vorstoßen. Aufgrund einer Mykorrhiza bekommt es von Torf abbauenden Pilzen Mineralstoffe zugeführt und fördert diese umgekehrt durch Zufuhr organischer Substanzen. Im Mineralboden, den es auflockert und seine Durchlüftung fördert, findet es noch mehr Mineralsalze, die sein Wachstum begünstigen. In seinen Bulten kommt es zu Humusansammlungen, was wiederum Mikroorganismen und dadurch den Abbau organischer Substanzen und die Mineralisierung begünstigt. Auch der kapillare Wasseraufstieg in den verfilzten Pfeifengrasbulten und die damit zusätzlich gesteigerte Verdunstung können die Austrocknung beschleunigen.

**3.2.3 Rückgang durch Eutrophierung?** Es gibt noch keine sicheren Hinweise darauf, dass Belastungen des aus oberflächennahen Grundwasserspeichern gespeisten Quellwassers durch Stoffeinträge oder die Stickstoffimmissionen aus der Luft zu Veränderungen der Moorvegetation in den Hunsrückmooren geführt haben. Wahrscheinlich werden Nährstoffe infolge der Hangneigung aus den Mooren auch wieder ausgeschwemmt.

Nachgewiesen wurde Wasserverunreinigungen durch Ruthsatz (1999) und Ruthsatz & Holz (1997) überwiegend in Mooren außerhalb des Nationalparks. In einer Quelle des Oberluderbruchs steigt im Winter der Salzgehalt des Wassers infolge Streusalzanwendung auf einer hangaufwärts vorbeiführenden Straße deutlich an. In einer anderen Quelle des Bruchs wurde eine relativ hohe, von 1992 bis 1996 jedoch kontinuierlich abnehmende Nitratkonzentration registriert, die wahrscheinlich durch Freisetzung von Nährstoffen in einer Windwurf-Fläche nach den Stürmen des Jahres 1990 verursacht wurde.

Im Palmbruch fanden Wasseruntersuchungen von 1992 bis 1996 in einem Dauerquadrat ungefähr an der Fundstelle von *Carex pauciflora* statt. Am Chemismus des Quellwassers änderte sich im Untersuchungszeitraum wenig.

**3.2.4 Aussterben infolge Windwurf:** Ein Sonderfall ist das Verschwinden der Segge im Moor Nr. 1. Im Jahr 1990 verursachten die Stürme (Wiebke usw.) dort einen Windwurf. Beim Abräumen und Entasten der umgefallenen Bäume kam es zu solch massiven Boden-Abschürfungen und nachfolgend zu Ablagerungen von Geäst, dass die Fläche kaum noch wiederzuerkennen war.

Danach regenerierte das Moor zwar wieder, aber Pfeifen gras gewann, vielleicht aufgrund einer vorübergehenden Austrocknung oder von Eutrophierung durch vermoderndes Geäst, den Vorsprung. Heute ist das Moor, obwohl gut durchfeuchtet, flächendeckend mit Pfeifengras bewachsen.

**3.2.5 Klimawandel als Ursache für den Rückgang von** *Carex pauciflora?* Es stellt sich die Frage, ob zusätzlich zu schon genannten Ursachen der Klimawandel die Zunahme der Trockenheit verursacht hat, durch die das Pfeifengras gefördert wurde. Erkennbar war die Wirkung der trockenen Sommer der letzten Jahre.

Griebeler & al. (2013) gelangen nach Modellrechnungen zur Temperaturentwicklung zu der pessimistischen Einschätzung, dass die Naturschutzbemühungen um die an kühl-humides Klima gebundenen Moore und Bergwiesen des Hunsrücks auf lange Sicht nutzlos sind. Es sei sinnvoller, dass Rheinland-Pfalz deren Schutz Bundesländern mit höheren Gebirgen überlässt und sich stattdessen mehr um die Flusstäler mit ihrer thermophilen Vegetation,

bemüht, in denen die Hotspots der Biodiversität des Bundeslandes liegen.

Zwar ist es prinzipiell sinnvoll, auch im Naturschutz Kosten-Nutzen-Verhältnisse zu berücksichtigen. Im speziellen Fall kann man jedoch gegen die Auffassung der Autoren einiges einwenden. Ihre Untersuchung lässt absichtlich die schwerer prognostizierbaren Niederschlagsmengen außer Acht. Für Mitteleuropa wird eine Zunahme der Winterniederschläge prognostiziert. Die hohe Speicherkapazität des Quarzits und Maßnahmen zur Wasserrückhaltung in den Mooren könnten die Folgen der Sommertrockenheit zumindest abmildern. Dass noch Forschungsbedarf bezüglich des Zusammenwirkens vieler Faktoren besteht, zeigt die Tatsache, dass sich in dem Teil des Ochsenbruchs (Moor Nr. 3), in dem *Carex pauciflora* überdauert, seit 1969 weder die Standortverhältnisse noch die Bestandsgröße der Segge verändert haben (mehr dazu in Kapitel 4.1).

Global gesehen gibt es ja trotz aller Schwierigkeiten die Hoffnung, dass politische Bemühungen, gefordert durch die Protestbewegung der jungen Generation, doch noch zu einer Verlangsamung des Temperaturanstiegs führen werden.

3.2.6 Rückgang durch natürliche Sukzession: Gerade im

Nationalpark, in dem man Prozessschutz betreiben, d. h. weitgehend der natürlichen Vegetationsentwicklung freien Lauf lassen will, stellt sich die Frage, ob dort Carex pauciflora und die Moorvegetation insgesamt auf Dauer eine Überlebenschance haben. Das ist mit der Frage verknüpft, ob und wie lange offene Hangmoore nach dem Aufhören menschlicher Einflussnahme bestehen bleiben. Da an ihrer Entstehung Waldweide, Holz- und Streunutzung einen erheblichen Anteil hatten (Caspari 1991, Ruthsatz 1999, Scholtes 2002 u. a.) könnte man dazu verleitet werden, nach dem Aufhören menschlicher Einflussnahme eine mehr oder weniger rasche Rückentwicklung zum Wald zu prognostizieren. Zum Beispiel von Hochmooren weiß man jedoch, dass sie, auch wenn sie sich auf Waldstandorten entwickelt haben, durch ihre dicken, wasserdurchtränkten Torfschichten das Aufwachsen von Wald in Zeitspannen von Jahrtausenden verhindern.

Zu Hangmooren besteht in dieser Hinsicht Forschungsbedarf, und der Nationalpark stellt in dieser Hinsicht ein Experimentierfeld dar. Es gibt aber schon jetzt Hinweise, dass in Hangmooren mit gut durchnässten Torfmoosdecken eine Wiederbewaldung sehr stark behindert wird, wobei auch Wildverbiss eine Rolle spielt.



Abbildung 3: Waldfreie Moorfläche im Ochsenbruch im Jahr 1966

Die Abbildungen 3 bis 5 zeigen eine baumfreie Fläche des Ochsenbruchs, die ohne Eingriffe mindestens 50 Jahre lang baumfrei geblieben ist. Die Fundstellen von *Carex pauciflora* liegen erfreulicherweise in diesem Bereich, so dass damit zu rechnen ist, dass Beschattung durch Bäume dort auch langfristig keine Bedrohung für die Segge sein wird. Moorbirken versuchten zwar immer wieder hochzuwachsen, wurden aber als Jungpflanzen von Wild verbissen oder begannen als ältere Bäume zu kränkeln und starben schließlich ab.

Prinzipiell sind nach Einschätzung des Verfassers jedoch Zielkonflikte dadurch programmiert, dass Teilflächen des Nationalparks, z. B. die Moore Nr. 3 bis 6, zugleich als FFH-Gebiete (Natura 2000-Netz) ausgewiesen sind. In diesen geht es vorrangig um Artenschutz. Dieser erfordert oft Pflegemaßnahmen zur Verbesserung von Standortbedingungen, was konträr zum Prozessschutz ist. Es ist zu fordern, dass die Pflegezonen des Nationalparks auch dann, wenn es aufwändig wird, dem erklärten Ziel des Artenschutzes dienstbar gemacht werden.

Wie oft auf offenen Moorflächen zur Reduzierung von Gehölzaufwuchs eingegriffen werden muss, hängt von einem Faktor ab, der in diesem Zusammenhang häufig nicht bedacht oder der generell zu negativ bewertet wird (siehe auch Scholtes 2002), nämlich dem Wildverbiss. Schon zeit ihres Entstehens waren die waldfreien Moorflächen beliebte Äsungsplätze vor allem des Rothirschs, der auch junge Moorbirken nicht verschmäht (siehe oben). Davon profitieren alle lichtbedürftigen Moorpflanzen. Man muss deshalb die großen Waldtiere als wichtige Ökofaktoren werten und ihre Populationsgrößen auch unter dem Naturschutzaspekt immer wieder diskutieren und anpassen.

Zielkonflikte gibt es bereits zwischen FFH-Gebieten und Naturschutzgebieten einerseits und den beiden 1982 (zeitlich also vor den anderen Schutzverordnungen) eingerichteten Naturwaldreservaten Palmbruch (Moor Nr. 10, außerhalb des Nationalparks) und Langbruch (im Moorkomplex Nr. 4, im Nationalpark).

Die Naturwaldreservate werden von der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (FAWF) in Trippstadt betreut, die eine Institution der rheinlandpfälzischen Forstverwaltung ist. Die Reservate sollen dem Ziel dienen, "die natürliche Entwicklung von Waldstruktur, Boden, Pflanzen- und Tierwelt zu erforschen und die daraus gewonnenen wissenschaftlichen Erkenntnisse für die Behandlung von Wirtschaftswäldern und für Lösungen



Abbildung 4: Die gleiche Fläche im Jahr 1998, nicht genau vom gleichen Standpunkt aus aufgenommen

Armblütige Segge | 219

waldbautechnischer Fragen im Rahmen des naturnahen Waldbaus nutzbar zu machen. Durch konsequente Sicherung der Flächen und der natürlichen Abläufe sollen Naturwaldreservate auch Aufgaben des Naturschutzes erfüllen und insbesondere zum Schutz natürlicher Waldlebensgemeinschaften in ihrer für den Lebensraum typischen Arten- und Formenvielfalt beitragen".

Am Beispiel des Palmbruchs lässt sich jedoch zeigen, dass das, was durch die Forschungsanstalt praktiziert wurde, dem Artenschutz, der in den Zielsetzungen des Naturwaldreservates selbst und in § 4 (1) Abs. 9 der Verordnung zum Naturschutzgebiet gefordert wird, zuwiderläuft. Das Moor wurde nämlich unter großem Arbeits- und sicher auch Kostenaufwand ringsum eingezäunt, um Tiere fernzuhalten und dem Wald eine ungestörte Entwicklung zu ermöglichen. Dem liegt unseres Erachtens eine zu einseitige Auffassung von "Naturwald" zugrunde. Zum Wald gehört seit Urzeiten auch das Wild. Nach der (etwas umstrittenen) Megaherbivorentheorie hat es einst sogar viel stärker auflichtend auf die Wälder eingewirkt als heute.

Die Einzäunung des Palmbruchs hatte zur Folge, dass dort die Moorbirke massenhaft und dicht aufwuchs und die offenen Moorflächen kleiner wurden. Diejenige, auf der Carex pauciflora gefunden wurde, ist zwar nach wie vor nur spärlich mit Pfeifengras bewachsen; die Torfmoosdecke hat sich jedoch verändert. Sphagnum magellanicum und Sphagnum rubellum sind zurückgegangen. Das raschwüchsige Torfmoos Sphagnum fallax hat zugenommen. Das hat allem Anschein nach zum Verschwinden von Carex pauciflora geführt. Auch die Moosbeere (Vaccinium oxycoccos) wurde seltener, was nach 1982 zum Aussterben des Hochmoor-Perlmutterfalters führte. Insgesamt werden viel weniger Schmetterlinge im Moor beobachtet als vor der Einzäunung. Wassermangel kann nicht der Grund für die Veränderungen sein, denn auch im trockenen Sommer 2020 (dem dritten in Folge) rieselte am Grunde der Torfmoosdecke noch Wasser entlang. Gründe für das rasche Hochwachsen der Torfmoosdecke sind eher eine einsetzende Beschattung durch das Schmalerwerden der waldfreien Moorzonen, die jetzt von immer höher werdenden,



**Abbildung 5:** Die gleiche Fläche im Jahr 2013. Standpunkt fast wie in Abb. 4, Blickrichtung etwas mehr nach links. Inzwischen wurden auf der durch Pfeifengras gelb erscheinenden Fläche im Mittelgrund Fichten entfernt. Der Eindruck einer Zunahme von Moorbirken-Aufwuchs entsteht vor allem dadurch, dass nur Abb. 5 im Sommer entstanden ist und die Moorbirken in belaubtem Zustand zeigt.

dichten Moorbirkenbeständen eingerahmt werden, und das Ausbleiben des Betretens durch Wildtiere. Dieses hat vor dem Einzäunen dafür gesorgt, dass die Torfmoosdecke hie und da zusammengedrückt wurde und einzelne kleine Tümpel entstanden.

Die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft würde das Experiment "Naturwaldzelle Palmbruch" wesentlich interessanter machen, wenn sie den Zaun entfernen ließe und dadurch erforschte, welchen Einfluss das wieder hinzukommende Wild auf die Entwicklung des Waldes ausübt.

Kritisch zu sehen ist auch, dass die Forschungsanstalt dagegen ist, im Naturwaldreservat Langbruch Maßnahmen zur Wasserrückhaltung durchzuführen. Es ist schwer einzusehen, warum man ein durch Entwässerung gestörtes Ökosystem als Ausgangspunkt für eine ungestörte Wald-Entwicklung haben will.

## 4. Mögliche Gegenmaßnahmen, um das Aussterben von Carex pauciflora zu verhindern

**4.1 Das Vorkommen im Ochsenbruch als Referenzobjekt:** Aus der Tatsache, dass das Vorkommen im Ochsenbruch (Moor Nr. 3) seit 1969 stabil geblieben ist, können Handlungsstrategien entwickelt werden, die das Aussterben von *Carex pauciflora* im Hunsrück und damit in ganz Rheinland-Pfalz verhindern können.

Das Vorkommen liegt im oberen Bereich des Bruchs nahe einer Sickerquelle, deren Schüttung auch in längeren Trockenperioden nicht aussetzt. Wenige Meter hangabwärts der Quelle zeigt eine schwache Aufwölbung mit Rinnsalen an, dass sich hier ein Quellmoor im hydrologischen Sinn entwickelt hat. Die Torfmoosdecke ist dünn und von kleinen, seichten Tümpeln unterbrochen, deren Boden aus lehmig-sandigem Material und einzelnen gebleichten Steinen des Quarzit-Hangschutts besteht. Die Torfmoosdecke ist dem Sphagnetum magellanici zuzuordnen. Carex pauciflora wächst ebenso wie der Rundblättrige Sonnentau (Drosera rotundifolia) an den nassesten Stellen am Rande der Tümpel und am Grund der Torfmoospolster, während die Moosbeere (Vaccinium oxycoccos) höher auf die Torfmoospolster hinaufkriecht. Der Kontakt zum Mineralbodenwasser ist intensiv. Untersuchungen des Wassers in diesem Sommer ergaben eine geringe, aber nicht extrem geringe Nährstoffkonzentration. Es wurden folgende Werte (mg/kg) gemessen: pH: 4,43; K: 0,15; Na: 3,09; Ca: 0,78; Mg: 0,46; Mn, Fe, Al: Spuren; Cl: 4,41; NO3: 2,39; SO4: 0,32.

Die zweite Wuchsstelle liegt mehr hangabwärts in einem Bereich, der eher dem Typ des Durchströmungmoores entspricht und dichter bewachsen ist. *Carex pauciflora* steht dort auf gut durchnässten Torfmoospolstern.

Es ist zunächst zu prüfen, ob Standortbedingungen wie die soeben beschriebenen an weiteren Stellen im Hunsrück zu finden sind oder wiederhergestellt werden können. Die Chancen dafür erhöhen sich durch die Maßnahmen zur Wiederbewässerung von Mooren. Sie sind – wie von Scholtes (2002) und anderen Autoren immer wieder zu Recht betont wird – das A und O des Naturschutzes in den Hangmooren. Dazu gehört auch, dass weitere Quellfassungen verhindert und alle Möglichkeiten genutzt werden, vorhandene Trinkwasserbrunnen zu schließen. Im Fall des Moores Nr. 2 ergab sich diese Möglichkeit. Sie wurde leider nicht genutzt, um das Wasser wieder dem Moor zuzuführen.

Im Nationalpark sollten die Möglichkeiten zur Verbesserung des Wasserhaushaltes so bald wie möglich in den Mooren überprüft werden, in denen *Carex pauciflora* einst vorkam (Moore Nr. 1, 2, 4, 5 und 6). Falls gute Voraussetzungen bestehen, sollten Maßnahmen zur Wiedervernässung vorrangig in diesen Mooren in Angriff genommen werden. Dazu gehört in Pflegezonen auch die Entfernung von Bäumen und Sträuchern, falls solche die einst freien Moorflächen zu dicht besiedelt haben.

Überall dort, wo Wiedervernässung auf unbeschatteten Flächen erfolgreich war, sollte untersucht werden, ob sich – und sei es nur kleinflächig – die Pflanzengesellschaft des *Sphagnetum magellanici* entwickelt hat, vor allem in Kontakt mit Suhlen. Dorthin sollten einzelne Samen von *Carex pauciflora* aus dem Ochsenbruch unter behördlicher Aufsicht und Dokumentation verbracht werden. Die Fundstellen im Ochsenbruch stehen wahrscheinlich noch lange als natürliche Samenbank zur Verfügung.

4.2 Wie lässt sich Pfeifengras zurückdrängen? Das ist eine entscheidende Frage, mit der sich zahlreiche Untersuchungen beschäftigt haben. Eine gute Einführung gibt Eigner (2003). Ein Zurückdrängen allein durch Wiedervernässen gelingt nicht überall, da in der Regel ein Torfkörper vorhanden sein muss, der sich völlig und konstant mit stauendem oder nur langsam sickerndem Wasser durchtränken lässt, um das nötige sauerstoffarme Milieu herzustellen, welches das Pfeifengras zum Absterben bringt. Das gelingt in Hochmooren und Verlandungsmooren mit ihren dicken Torfschichten eher als in Hangmooren. Die beschriebenen Verhältnisse auf der Quellmoorfläche im Ochsenbruch legen aber nahe, dass auch auf einem nassen, verdichteten Lehmboden mit nur dünner Torfschicht das Pfeifengras nicht Fuß fassen kann.

Armblütige Segge | 221

Oft aber müssen zur Wiedervernässung weitere Maßnahmen zur Zurückdrängung des Pfeifengrases hinzukommen. Dies zeigte sich z. B. bei mehreren Moortypen des Südschwarzwaldes, wo es darum ging, dem Rückgang des Alpen-Wollgrases (*Trichophorum alpinum*) entgegenzuwirken, das an ähnlichen Standorten wie *Carex pauciflora* vorkommt. Dort wird das Pfeifengras regelmäßig gemäht, was eine Nachahmung ehemaliger, landwirtschaftlicher Nutzungsformen darstellt.

Scholtes (2002) beschreibt als Möglichkeit das Entfernen von Pfeifengrasstreu mit dem Rechen: "Nach den ersten Frost- und Schnee-Ereignissen frieren die letztjährigen Pfeifengrashalme ab. Sie lassen sich anschließend ohne Mähaufwand aus den Flächen abrechen und zum Verfüllen von Entwässerungsgräben verwenden. Ziel der Arbeit ist es, die Belichtung der Torfmoose zu fördern und ihnen

einen Wachstumsvorsprung vor dem Pfeifengras im späten Winter und im Frühjahr zu ermöglichen. Nach bisher 3-jähriger Versuchsdauer zeigte sich eine deutliche Verbesserung der Torfmoosdeckung und der Mooswüchsigkeit. Da die Auflage von alten Pfeifengrashalmen auch im Sommer reduziert ist, kann das Torfmooswachstum in nassen Jahren weiter voranschreiten als unter der Streu. Der Arbeitsaufwand für das Abrechen wird von Jahr zu Jahr geringer."

## Danksagung

Frau Margret Scholtes und Herrn Dr. Steffen Caspari haben wir für eine Reihe von Informationen und Anregungen zu danken, Herrn Dr. Siegfried Springer für Auskünfte über Herbarbelege in München.



**Abbildung 6:** Armblütige Segge (Carex pauciflora)



Andres, H. (1911): Flora von Eifel und Hunsrück. - 381 S., Wittlich: Fischer

**Blaufuss & Reichert (1992):** Die Flora des Nahegebietes und Rheinhessens. – 1061 S., Bad Dürkheim: Selbstverlag der Pollichia **Boatman, D. & Armstrong, W. (1968):** A bog type in NW Sutherland. – J. Ecol. 56: 129–141

**Caspari, S. (1991):** Flora der Moore und Feuchtgebiete im Südwestlichen Hunsrück (Schwerpunkt Torfmoose) und ihre Verbreitungsmuster im benachbarten linksrheinischen Bergland. – Diplomarbeit Universität Trier, 181 S. + Karten

**Du Rietz, G.E. (1954):** Die Mineralbodenwasserzeigergrenze als Grundlage einer natürlichen Zweigliederung der nord- und mitteleuropäischen Moore. - Vegetatio 5: 571–585

**Eigner, J. (2003):** Möglichkeiten und Grenzen der Renaturierung von Hochmooren. – Laufener Seminarbeitr. 1/03, S. 23-36, Laufen/Salzach: Bayer. Akad.f. Naturschutz u. Landschaftspflege

Ellenberg, H. Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen Mitteleuropas. – Scripta Geobotanica 18: 1-248

**Fischer, M., Oswald, K. & Adler, W. (2008):** Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. – 3. Aufl., 1391 S., Linz **Geisenheyner, L. (1907):** Zur Flora des Vereinsgebietes. - Ber. Versamml. bot. zool. Ver. Rhld-Westf.: 58-67. - In: Sitz. -ber. Naturh. Ver. preuß. Rhld. Westf. 1907, Bonn < Mitteilung eines Fundes von F. Müller>

**Griebeler. E.M., Buse, J. & Hilgers, J. (2013):** Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität in Rheinland-Pfalz. – RHEINLAND-PFALZ KOMPETENZZENTRUM FÜR KLIMAWANDELFOLGEN [Hrsg.]: Schlussberichte des Landesprojekts Klimaund Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz (KlimLandRP), Teil 5, Modul Biodiversität: 99 S. Im Internet verfügbar unter: www.klimawandel-rlp.de/fileadmin/website/klimland/downloads/Ergebnisse/Schlussbericht\_Modul\_Biodiversitaet.pdf

Harris, A. G., McMurray, S. C., Uhlig, P. W. C., Jeglum, J. K., Foster, R. F. & Racey, G. D. (1996): Field guide to the wetland ecosystem classification for northwestern Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources, Northwest Science and Technology, Thunder Bay, Ontario. Field guide FG-01. 74 pp. plus appendix

Hutton, E. E. (1976): Dissemination of perigynia in Carex pauciflora. Castanea 41: 346–348

**Korneck, D., Schnittler, M. & Vollmer, I. (1996):** Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands . – Schr.-R. f. Vegetationskunde, Heft 28: 21-187, Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz

**Liepelt, S. & Suck, R. (1992):** Artenschutzprojekt: Arten der Hoch- und Zwischenmoore und der Moorheiden in Rheinland-Pfalz. – Mscr., Röttenbach, Oppenheim. Im Internet verfügbar unter www.lfu.rlp.de/fileadmin/lfu/Naturschutz/Dokumente/Artenschutzprojekte/Moore\_und\_Moorheiden/Bericht\_Moore\_und\_Moorheiden.pdf

Müller, F. (1923): Zur Flora des Nahetales. - Verh. Naturhist. Ver. Rheinlande Westf. 80: 34-45, Bonn

**Reichert, H. (1972):** Neue Angaben über die Verbreitung von 60 Pflanzenarten im südwestlichen Hunsrück. - Decheniana 125: 147-154, Bonn

-,- (1973): Das Ochsenbruch bei Börfink - ein schutzwürdiges Quellmoor im südwestlichen Hunsrück. - Mitt. Pollichia, Reihe III, 20: 33-63, Bad Dürkheim

-,- (1975): Die Quellmoore (Brücher) des südwestlichen Hunsrücks. - Beitr. Landespflege Rhld. - Pf. 3: 101-164, Oppenheim/ Rhein Ringler, A. & Dingler, B. (2005): Moortypen in Bayern. - Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Schr.-Reihe Heft 180, 102 S.

Augsburg. Im Internet verfügbar unter www.marais.ch/doc/Moortypen\_Bayern\_2005.pdf

**Ruthsatz, B. (1999):** Die Quellwässer von Hangmooren im Hunsrück (Rheinland-Pfalz). Chemismus und Einfluss auf Vegetation und Flora. – Arch. für Naturschutz und Landschaftsforschung –38: 1-41

**Ruthsatz, B. & Holz, I. (1997):** Dauerbeobachtung von Vegetation und Quellwasserchemismus im "Palmbruch" und "Oberluderbruch" des NSG "Hangbrücher bei Morbach"/Hunsrück. Ableitung von Schutz- und Monitoringkonzepten. – Decheniana 150: 109-168

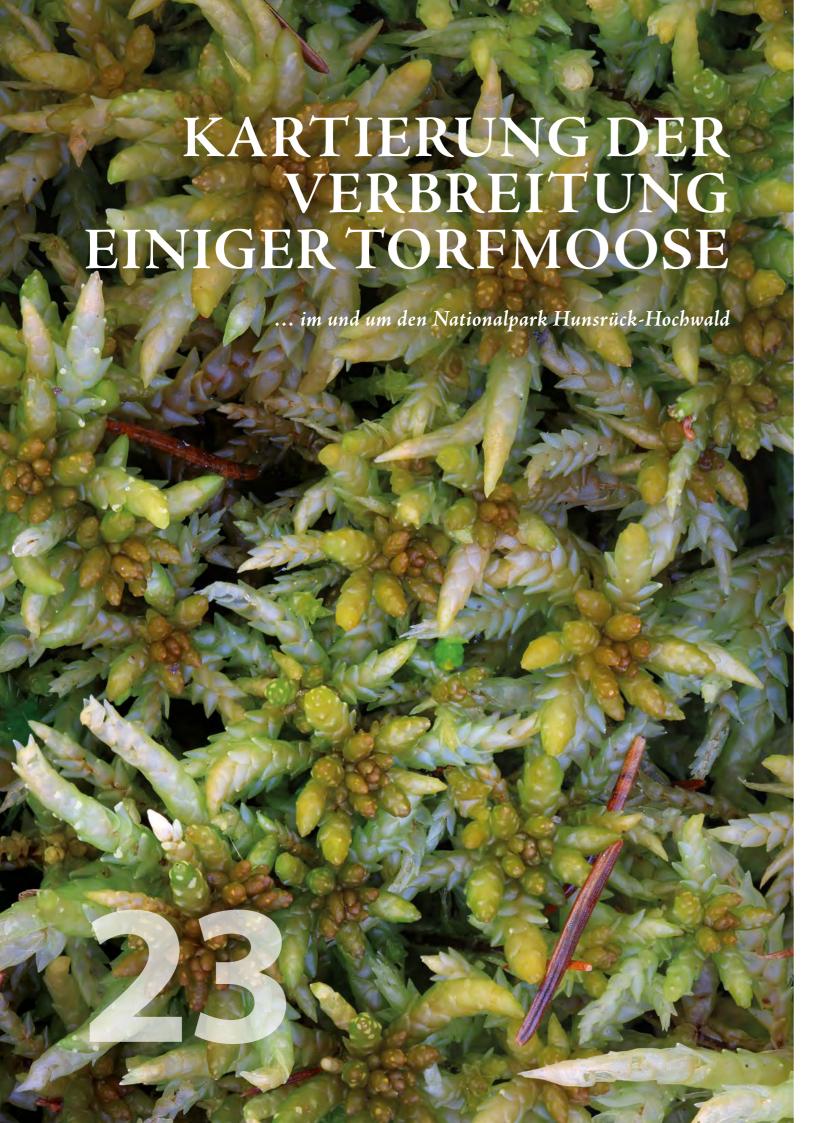
**Scholtes, M. (2002):** Die Brücher - Mittelgebirgsmoore im Hunsrück, dargestellt am Beispiel des NSG "Hangbrücher bei Morbach". Mit einem Beitrag von H. Reichert. – Telma 32: 63-106

**Schwickerath, M. (1975):** Hohes Venn, Zitterwald, Schneifel und Hunsrück. Ein florengeographischer, vegetationskundlicher, bodenkundlicher und kartographischer Vergleich. – Beitr. Landespflege Rhld.-Pf. 3: 9-99, Oppenheim/Rhein

**Sebald, O., Seybold S., Philippi, G. & Wörz, A. (Hrsg.) (1998):** Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. – Band 7, 540 S., Stuttgart: Ulmer

Walter, H. & Straka, H. (1970): Arealkunde. – 2. Aufl., 478 S., Stuttgart

**Wirtgen, F. 1899:** Beiträge zur Flora der Rheinprovinz. - Verh. Naturhist. Ver. preuß. Rhld.Westf. 56: 158-175, Bonn www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimawandel/zu-erwartende-klimaaenderungen-bis-2100, gelesen am 12.08.2020



In den Jahren 2015 bis 2020 wurde der Bereich des Nationalparks und der näheren Umgebung auf Torfmoose kartiert. Dabei wurden 5835 Belege aufgenommen und davon Herbarbelege angefertigt. Alle Daten sind in eine Datenbank aufgenommen. Anhand der reichen Belege kann man später nicht nur die Vorkommen überprüfen, sondern auch daran die Variabilität der Artmerkmale intensiv untersuchen. Festgestellt wurden 20 Arten, wovon Sphagnum palustre, S. inundatum, S. auriculatum sehr häufig sind, S. tenellum, S. majus, S. teres, S. cuspidatum und S. quinquefarium dagegen sehr selten. Bei Meinunger & Schröder (2007) werden für das Gebiet 22 Arten angegeben, die meist auf der Arbeit von Caspari (1994) beruhen. Nicht nachgewiesen werden konnten von diesen Arten S. compactum und S. subsecundum, die aber auch in dieser Arbeit sehr selten sind. Die Fläche zwischen Erbeskopf und Thranenweier wurde intensiver abgesucht, da dort schon Eingriffe in größerem Maßstab stattgefunden haben. Es wurden außer kleinen Beständen von S. magellanicum aber nur die häufigeren Arten auf den Pflegeflächen gefunden. Das Gebiet erwies sich im Gegensatz zu dem, was bisher aus der Literatur bekannt war, als sehr torfmoosreich. Sie fehlen nur in wenigen Flächen, wie z. B. den Buchenwäldern mit dicker Blattauflage. Die interessanten Arten sind auf wenige Standorte beschränkt. Das Mittlere Torfmoos (S. magellanicum) und das Papillöse Torfmoos (S. papillosum) wurden auch außerhalb der Brücher gefunden. Die Auswirkungen von Eingriffen in die bestehenden Strukturen werden diskutiert.

## Einleitung

Torfmoose sind für die Beurteilung von Mooren von zentraler Bedeutung. Dennoch werden sie in Gutachten zum Naturschutz solcher Flächen kaum einbezogen, da sie als schwierig gelten, was aber hauptsächlich darin begründet ist, dass sie einerseits in ihren Bestimmungsmerkmalen sehr variabel sind und man bei vielen Arten die Hürde des Mikroskopierens zu einer sicheren Ansprache überwinden muss.

Torfmoose sind aber hervorragende Zeiger für die ökologischen Bedingungen. Da sie wie andere Moose keine Wurzeln haben, geben sie die Verhältnisse an der Bodenoberfläche sowie Veränderungen derselben relativ schnell wieder. Pflanzen mit Wurzeln holen sich ihre Nährstoffe aus tieferen Horizonten und können damit bei ungünstigen Bedingungen längere Zeit am Standort überdauern. Torfmoose schaffen sich durch die Freisetzung von H\*-lonen und damit eines tiefen pH-Wertes ihr eigenes Milieu und verdrängen dadurch über einen längeren Zeitraum

gesehen andere konkurrierende Arten. Sie können unter günstigen Bedingungen sogar ganze Wälder verdrängen, wie man an Baumstümpfen an der Basis der mächtigen Torfe in Norddeutschland oder Irland sehen kann.

In Hochmooren sind Torfmoose die Hauptkomponente an der Oberfläche, selbst in Fichtenwäldern können sie die Bodenoberfläche weitgehend bedecken. Im Torf sind sie oft der Hauptbestandteil und können über 90 % der Masse einnehmen. Auch hier sind sie sehr gute Zeiger sowohl für die Nährstoff- wie die Lichtverhältnisse in der Vergangenheit. Durch ihre Kenntnis kann man die ökologischen Verhältnisse am Bohrpunkt wie in einem Geschichtsbuch lesen.

Aber bei kaum einer Arbeit zur Moorrenaturierung oder Moorrevitalisierung werden sie auf Artniveau bearbeitet und ihre genaue Verbreitung in den Flächen festgehalten, obwohl man damit Veränderungen und Auswirkungen von Eingriffen noch viele Jahrzehnte sehr gut belegen könnte. Häufig heißt es pauschal nur "Torfmoose" oder "Sphagnum". Dafür werden aber oft Libellen, Schmetter-

70rfmoose | 225

linge oder Vögel kartiert, die in einem natürlichen Moor nur eine absolut untergeordnete Rolle spielen.

Anhand der Kartierung der Torfmoose und damit der Elemente, die für eine Torfbildung und das im Life-Projekt propagierte Klimaziel der Kohlenstofffestlegung verantwortlich wären, wird schon nach relativ kurzer Zeit eine Beurteilung der im Nationalpark eingeleiteten Maßnahmen möglich sein.

#### Methodik

Das Gebiet wurde zuerst entlang der Waldwege und Straßen abgefahren und quer durch das Gelände abgelaufen, je nach den möglichen Vorkommen von Torfmoosen. Eine Vorauswahl der besuchten Gebiete wurde am Anfang anhand der Arbeit von Reichert (1975) und der Gewässer auf der Karte 1:25.000 getroffen, später wurden dann systematisch Lücken aufgefüllt und auch Buchenwälder abgelaufen, um kleinere Vorkommen an Quellen zu entdecken. Dabei wurde die zurückgelegte Route während des ganzen Tages über ein GPS aufgezeichnet. So war sichergestellt, dass ein Gebiet nicht doppelt aufgesucht wurde. Auch konnten später Lücken gezielt angelaufen werden. Nach Rückkehr aus dem Gelände wurden die Tracks mit dem Programm GARTRIP ausgelesen. Als Datenbankprogramm der Funde diente FLOREIN, da hiermit schon gute Erfahrung bei der Kartierung der Torfmoose SW-Deutschlands vorlagen (Hölzer 2005, 2010).

Die Verbreitungskarten wurden mit dem Programm MapViewer von GoldenSoftware gezeichnet, in das die Koordinaten der Fundpunkte aus FLOREIN übernommen wurden. Bei sehr häufig vorkommenden Arten wurde erst nach 50 bis 100 Metern eine neue Probe der gleichen Art aufgenommen, außer wenn eine seltsame Form auftrat, die genauer mikroskopisch analysiert werden sollte. Auf der Karte wurden auch einige Punkte aus dem Idarwald dargestellt, die früher schon kartiert worden waren, um die weitere Verbreitung der Arten aufzuzeigen.

Die gesammelten Belege wurden gepresst und zu nummerierten Herbarbelegen verarbeitet. Sie werden es später einmal erlauben, die Arten mit den Fundorten nach-

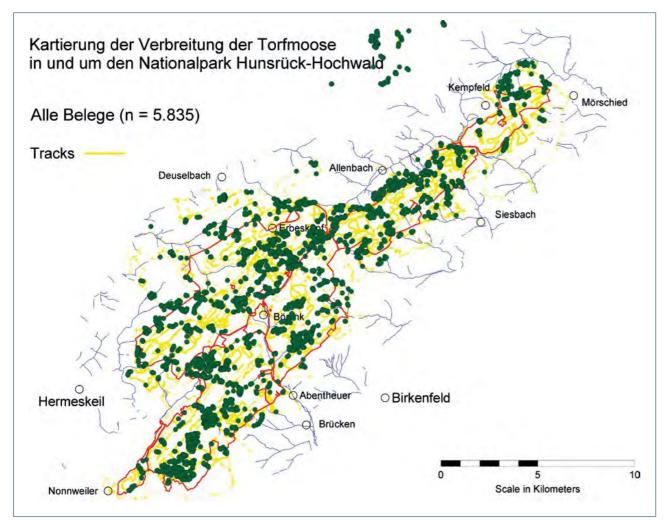


Abbildung 1: Verbreitung aller Torfmoosbelege im Kartierungsgebiet mit den Tracks als Hintergrund

zuvollziehen. Ein Schwachpunkt vieler Arbeiten ist das Fehlen von Belegen. So fragt man sich nach Jahrzehnten oft, ob eine Art wirklich gefunden wurde oder ob es nur ein Bestimmungsfehler war. Das Sammeln so vieler Belege erlaubt auch weitere Studien zur Variabilität von Artmerkmalen gemeiner Arten, was von höchstem Interesse ist, da sie in Herbarien meist unterrepräsentiert sind.

## Ergebnisse

In Mitteleuropa werden etwa 40 Arten von Torfmoosen unterschieden. Im und in der näheren Umgebung des Nationalparks konnten 20 Arten nachgewiesen werden. Manche Arten sind sehr häufig, andere wie *Sphagnum tenellum* oder *S. majus* sind auf wenige Quadratmeter beschränkt.

Torfmoose gibt es fast im ganzen Untersuchungsgebiet (Abb. 1). Oft genügt es, in einen feuchten Straßengraben oder in eine Rinne neben einem Waldweg zu schauen, und schon hat man zwei oder drei Arten an Torfmoosen. Ausnahmen sind nur landwirtschaftlich genutzte Flächen, Buchenwälder mit einer dicken Laubbedeckung des Bodens oder zu trockene Stellen wie z. B. Wildäcker. Weit verbreitet sind Torfmoose in Fichtenwäldern. Kleine Polster finden sich oft sogar in dichten Fichtenschonungen, wenn nur etwas Licht auf den Boden kommt und sich an der Stelle sporadisch etwas Wasser sammeln kann. Hier stehen sie oft auf nackter Nadelstreu ohne weitere Begleiter an Ge-

fäßpflanzen. Besonders häufig sind sie auf Lichtungen in höheren Nadelholzbeständen, die feucht sind. In den offenen Molinia-Flächen fallen die Torfmoose auf den ersten Blick oft nicht auf. Sie stehen dann zwischen den Bulten unter den Blättern versteckt oder es bilden sich schon neue Rasen, die mittel- bis langfristig das Pfeifengras wieder verdrängen werden, wie man an neu aufkommenden Polstern sehen kann. Selbst in den dichten Adlerfarnbeständen finden sich manchmal Torfmoospolster, was man aber erst im Winter nach Absterben der Farne erkennt. Eine besondere Rolle beim Vorkommen vieler Torfmoose spielen die Schläge oder Windwurfflächen. Hier trifft man vor allem auf die auch sonst im Lande weit verbreiteten Arten ohne besondere Ansprüche wie S. palustre, S. girgensohnii, S. russowii oder S. auriculatum/S. inundatum.

Wie man anhand der Tracks sehen kann, gibt es im Kartierungsgebiet aber auch Bereiche, die weitgehend ohne Torfmoose sind. So fehlen sie in Buchenwäldern mit starker Laubstreu am Boden total. Sie finden sich höchstens direkt an den Überläufen von Quellfassungen oder an kleinen Quellen. Wenn das Laub dann aber wieder dichter wird, gibt es keine Torfmoose mehr. Der Vergleich der Tracks mit den Funden gibt einen guten Überblick über den Aufwand der Kartierung (Abb. 1).

Kartierung einzelner Arten als Beispiele | Kahnblättriges Torfmoos (*Sphagnum palustre*): Das Kahnblättrige Torfmoos (*S. palustre*) (Abb. 2 und 3) ist neben *S. inundatum* und *S. auriculatum* die häufigste Art im Untersuchungsgebiet, die zusätzlich auch die größte Masse an organischem



**Abbildung 2 (links):** Kahnblättriges Torfmoos (Sphagnum palustre), südlich Allenbach, Färbung an einem quelligen Standort im Herbst, 05.10.2018, **Abbildung 3 (rechts):** Typischer Standort für das Kahnblättrige Torfmoos südwestlich Katzenloch, 26.10.2018

Material liefert. Im Aussehen ist sie sehr variabel. Im Wald ist sie grün und an trockenen Stellen recht klein. Auf nassen Schlägen dagegen kann die Art sehr kräftige Pflanzen als große Bulten mit Zuwächsen von 10 bis 20 cm im Jahr bilden, die gegen Herbst fast rotbraun werden und dann auf den ersten Blick mit *S. magellanicum* verwechselt werden können. Besonders seltsame Färbungen, die bis ins Rotbraune gehen, finden sich an manchen Quellen oder Bächchen.

In die Verbreitungskarte (Abb. 4) dieser Art wurden auch solche Formen aufgenommen, die von manchen Bearbeitern als *S. papillosum var laeve* geführt werden, da sich zeigte, dass die Ausbildung sehr variabel sein kann und es beliebige Übergänge gibt. In der Datenbank sind solche Formen schon markiert. Durch die Anlage von Herbarbelegen ist eine spätere intensivere mikroskopische Nachuntersuchung möglich.

Sphagnum palustre ist in SW-Deutschland sehr weit verbreitet. Man findet sie von den Tieflagen der Rheinebene bis zum Gipfel des Feldberges im Schwarzwald bei 1500 m. Im Untersuchungsgebiet wächst sie vom dichten Fich-

tenwald über Schläge bis zur nassen Wiese. Auch ökologisch hat sie eine sehr weite Amplitude. Sie geht nur nicht in Hochmoore.

Bei der Untersuchung der Torfe (Hölzer 2019) war diese Art am häufigsten. Selbst in stark zersetzten Torfen waren noch einzelne Blattreste nachzuweisen. Eine starke Zunahme der Art könnte also die Initialphase einer Moorbildung sein. Damit es aber zu einer wirklichen Akkumulation kommt, müsste die Art sehr schnell wachsen und im unteren Teil nicht wieder in gleichem Maß zersetzt werden. Entnimmt man ganz vorsichtig einzelne Pflanzen aus Rasen, so sind meist nur 3 oder 4 Jahresabschnitte erhalten. Älteres Material ist schon wieder vergangen.

Mittleres Torfmoos (Sphagnum magellanicum): Seit jüngerer Zeit wird diese Art nach hauptsächlich genetischen Merkmalen weltweit in vier Arten aufgesplittet (Kyrkjeeide et al. 2016), wovon bei uns zwei Arten vorkommen sollen. Wie eigene Untersuchungen zeigten, sind die in dieser Arbeit angegebenen morphologischen Merkmale aber kaum nachvollziehbar, weshalb hier auf die Unterscheidung verzichtet wurde.

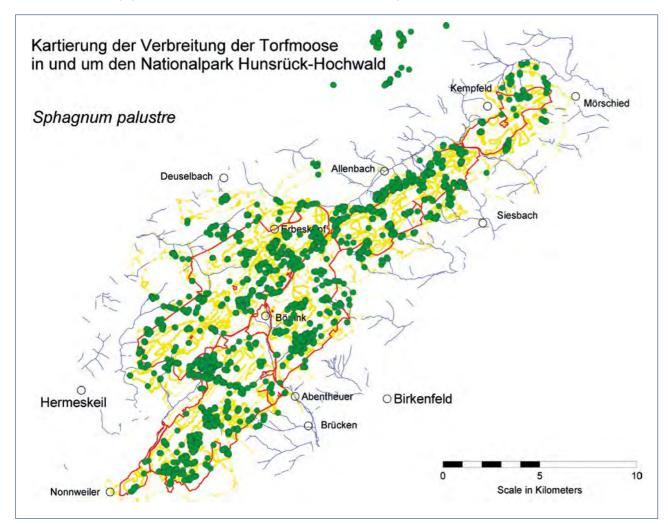
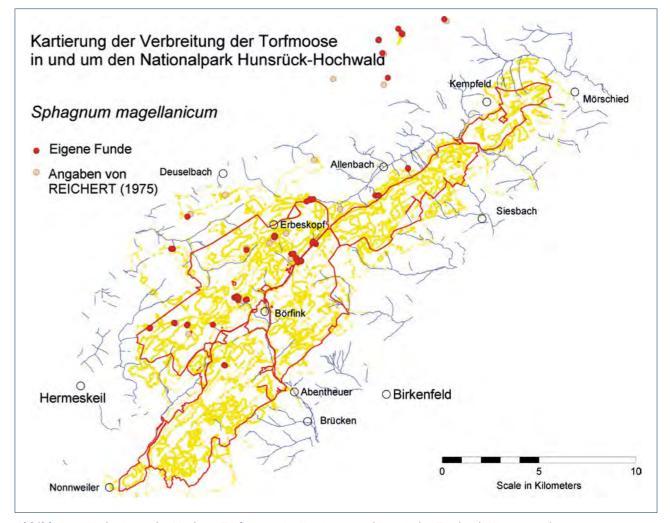


Abbildung 4: Verbreitung des Kahnblättrigen Torfmooses im Kartierungsgebiet mit den Tracks als Hintergrund



**Abbildung 5 (links):** Mittleres Torfmoos (Sphagnum magellanicum), kleine Lichtung oberhalb des Riedbruches, 12.10. 2016, **Abbildung 6 (rechts):** Mittleres Torfmoos an einem Standort im Thranenbruch vor der Freistellung, 7.09.2017



**Abbildung 7:** Verbreitung des Mittleren Torfmooses im Kartierungsgebiet mit den Tracks als Hintergrund

Torfmoose | 229



#### **DER AUTOR**

**Dr. Adam Hölzer,** ehemals Leiter der Botanischen Abteilung und des Herbars des Staatlichen Museums für Naturkun-

de Karlsruhe, arbeitet seit 1973 an der Ökologie und Vegetationsgeschichte von Mooren in SW-Deutschland, Schwerpunkte der Arbeit sind Ökologie und Morphologie der Torfmoose

Das Mittlere oder Magellan'sche Torfmoos (*S. magellanicum*) (Abb. 5 und 6) ist eine der für Hochmoore charakteristischen Arten. Es ist wie schon *S. palustre* eines unserer größeren Torfmoose, das in seiner roten Form leicht erkenntlich ist. An schattigen Stellen kann es aber auch weitgehend grün bleiben und dann übersehen werden. Dann können die relativ kurzen Äste ein erster Hinweis sein, der aber unter dem Mikroskop verifiziert werden muss.

Die Art findet sich nicht nur in Hochmooren, sie kann bei armen Böden auch fast auf dem Mineralboden stehen, z. B. auf Mittlerem Buntsandstein oder im Kartierungsgebiet in einem Fichtenforst oberhalb des Thranenbruchs. Im Untersuchungsgebiet (Abb. 7) findet sich die Art sowohl in einigen der bekannten Brücher als auch an Stellen, an denen man sie nicht erwartet. Besonders auffallend ist, dass die Art sich nur im nordwestlichen Bereich des Untersuchungsgebiets findet, im Südosten aber fehlt. Reichert (1975) gab ähnliche Standorte an. Bemerkenswert sind die

Vorkommen am Rand von Schlägen, wenn es ausreichend feucht ist. Es könnten somit auch noch weitere sehr kleinräumige Fundorte vorhanden sein, deren Entdeckung aber sehr aufwändig ist. Die bekannten Vorkommen dieser Art sollten in der Zukunft intensiv beobachtet werden, was durch die vorhandenen Koordinaten erleichtert ist. Drei Dauerquadrate wurden eingerichtet, die inzwischen durch den Kahlschlag im Thranenbruch gefährdet sind.

In SW-Deutschland ist die Art weit verbreitet. Sie fehlt nur in den Kalkgebieten. Im deutschen Oberrheingebiet gibt es nur ein kleines Vorkommen im Bienwald, im französischen Teil im Hagenauer Forst.

Papillöses Torfmoos (Sphagnum papillosum): Diese Art (Abb. 8 und 9) erwartet man in Mitteleuropa normalerweise zusammen mit S. magellanicum in Hochmooren. Oft steht sie am Rand von Schlenken, sie kann aber auch ganze Teppiche bilden, wobei dies meist etwas basenreichere Stellen als bei S. magellanicum sind. Im Kartierungsgebiet würde ich nicht von Schlenken sprechen. Es sind wohl eher schon in der Vergangenheit gegrabene Wasserlöcher, die vielleicht als Viehtränken angelegt wurden und jetzt oft Wildsuhlen sind. Ein typisches Beispiel ist das Wasserloch im Langbruch, wo die Art am Übergang vom Wasser zur trockenen Fläche steht. Geht man den Rand des Gewässers nach oben, so folgen S. rubellum und S. magellanicum. Im Gegensatz dazu stehen die Vorkommen an relativ trockenen Standorten oberhalb Allenbach oder nordwestlich von Schwollen (Abb. 10). Auf den ersten Blick hält man sie für S. palustre, sie haben aber sogar sehr ausgeprägte Papillen. Ohne Überprüfung aller S.-palustre-Belege unter dem Mikroskop wären diese Fundorte nicht erkannt worden.



**Abbildung 8 (links):** Papillöses Torfmoos (Sphagnum papillosum), Suhle oberhalb des Riedbruches, 12.10.2018, **Abbildung 9 (rechts):** Typischer Standort des Papillösen Torfmooses am Rand eines Wasserloches im Langbruch mit Schmalblättrigem Wollgras und Pfeifengras, 13.07.2018

#### Fünfreihiges Torfmoos (Sphagnum quinquefarium):

Diese Art (Abb. 11 bis 13) entspricht in ökologischer Hinsicht nicht dem üblichen Bild, das man von Torfmoosen hat. Es ist keine Art der Moore oder Brücher. Ganz im Gegenteil findet man sie an Böschungen oder sogar auf Felsblöcken wie am Nordhang des Silberichs. Ein ganz kleines Vorkommen gibt es nahe dem Eingang zum Bunker Erwin an einer kleinen, nach Norden ausgerichteten Böschung unterhalb eines Heidekraut-Bestandes.

Sehr weit verbreitet ist die Art in SW-Deutschland und den Nordvogesen auf Buntsandstein, wo sie oft große Bestände bilden kann, allerdings nicht an Südhängen, sondern eher nach Norden ausgerichtet oder in engen Schluchten. Selbst an Böschungen neu geschobener Waldwege kann sie sich schon nach wenigen Jahren einstellen. Auf Granit oder Gneis ist die Art eher selten. Gelegentlich findet man sie in Nadelwäldern auf ebener Fläche oder am Rand von Mooren.

Entsprechend dem Namen der Art sind die Astblätter meist 5-reihig angeordnet. Das trifft aber wenigstens bei jungen Ästen für die meisten Arten der Sektion Acutifolia zu, zu der die Art gehört. Zur Sicherheit sollte man deshalb noch die Form der Stammblätter unter dem Mikroskop überprüfen. Sie sind relativ kurz dreieckig zugespitzt, meist faserlos. Auffällig ist auch das typische Abstehen der Astblätter bei Herbarpflanzen.

#### IM ÜBERBLICK

- > Kartierung der Torfmoose und Anlage einer Datenbank mit Herbarbelegen
- > Torfmoose sind im Nationalpark weit verbreitet
- > ökologische Ansprüche im Gebiet, die teilweise von anderen Regionen abweichen
- > seltene und häufige Arten

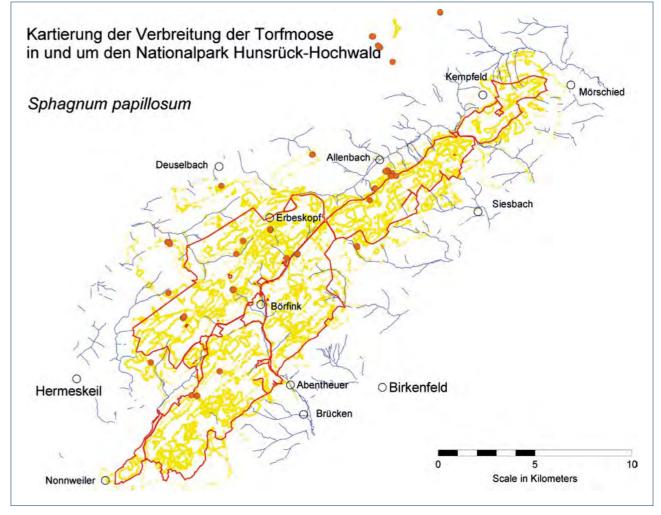
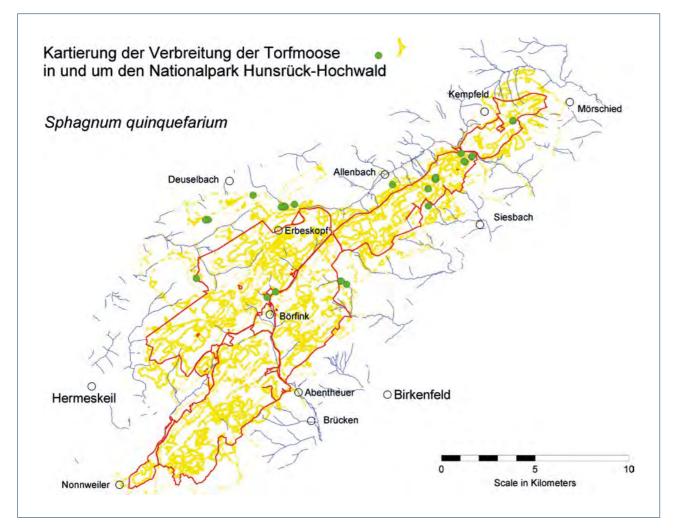


Abbildung 10: Verbreitung des Papillösen Torfmooses im Kartierungsgebiet mit den Tracks als Hintergrund



**Abbildung 11 (links):** Fünfzeiliges Torfmoos (Sphagnum quinquefarium), 12.10.2018, **Abbildung 12 (rechts):** Typischer Standort des Fünfzeiligen Torfmooses am Nordhang des Silberichs auf Felsen, 10.10.2016



**Abbildung 13:** Verbreitung des Fünfzeiligen Torfmooses (Sphagnum quinquefarium) im Kartierungsgebiet mit den Tracks als Hintergrund

#### Diskussion

Im Vergleich mit anderen Regionen in Mitteleuropa ist das Gebiet des Nationalparks und seiner näheren Umgebung hinsichtlich der Torfmoose sehr gut bearbeitet. Wichtig für die Beurteilung der Eingriffe in die Vegetation wie die Kahlschläge dürfte vor allem die Kartierung der selteneren Arten sein, die auf wenige Fundorte beschränkt sind, da man ihre Ausbreitung oder ihren Rückgang leichter beurteilen kann. Allerdings ist dies mit einem erhöhten Aufwand verbunden, da diese Flächen oft nur einen Quadratmeter umfassen. Die Vorkommen z. B. von *S. papillosum* konnten nur durch mikroskpisches Überprüfen aller Belege gefunden werden.

Die Verbreitungskarten, die auf einer Datenbank der Koordinaten der Fundpunkte beruhen, zusammen mit den Herbarbelegen dürften eine hervorragende Grundlage für spätere Nachprüfungen sein. Die nach Koordinaten aufgenommenen Fundpunkte erlauben zudem einen Vergleich mit weiteren Parametern wie dem Klima, der Forstlichen Standortskarte, der Geologie, den Böden usw. Außerdem erlauben die reichen Aufsammlungen intensive Studien der Variabilität der Artmerkmale. So wurden viele Standorte im Nachhinein nochmals aufgesucht, um die Veränderung von Merkmalen zu beobachten. In der Datenbank sind solche Merkmale ebenfalls erfasst und können so dank der Koordinaten gezielt aufgesucht werden.

Nach den Erfahrungen aus der Kartierung kann man sich jetzt fragen, was sich auf den Pflegeflächen einstellen könnte. Als Vergleichsflächen können die Windwurfoder Schlagflächen dienen, die schon seit vielen Jahren vorhanden sind und auf denen die normale Sukzession studiert werden kann. Allerdings dürften die Verhältnisse auf der riesigen Kahlschlagfläche sehr viel komplizierter sein als auf den mehr kleinflächigen Windwürfen. Vor allem dürfte das Mikroklima total anders sein. Hieraus ergibt sich, dass in absehbarer Zeit nur die Trivialarten wie Sphagnum palustre, S. inundatum, S. auriculatum, S. girgensohnii, S. russowii usw. aufkommen dürften, die in starker Konkurrenz zu Fichten- und Birkenanflug stehen werden. Dies dürfte aber nur entlang der Quellrinnen sein, die oft nach wenigen Zehnern von Metern wieder versickern. Richtige Torfakkumulation dürfte sich in absehbarer Zeit nicht einstellen. Von den 20 im Gebiet auftretenden Torfmoosarten können nur fünf als Torfbilder betrachtet werden, die zurzeit zudem kaum größere Bestände bilden, obwohl sie dazu mehr als 10.000 Jahre Zeit hatten. Bei extrem guter Wasserversorgung kann ganz lokal auch das Kahnblättrige Torfmoos (S. palustre) Torfe bilden (siehe Grenzerbuch in Hölzer 2019). Wie die Erfolgsaussichten sind, hätte man auch an den Anfang der 90er Jahre des letzten Jahrhunderts eingerichteten Sperren in den Brüchern sehen können. So konnte z. B. jetzt beobachtet werden, dass dadurch das seltene *Sphagnum majus* z. B. im Hahnenborn seine Fläche nicht vergrößern konnte, obwohl durch Pflegemaßnahmen zusätzliche Standorte entstanden waren.

Vom Naturschutz als schützenswert betrachtete Arten wie der Sumpfbärlapp (Lycopodiella inundata) oder das Weiche Torfmoos (S. tenellum) sind außerdem als Kulturfolger zu bezeichnen, die in einem natürlichen Moor nur auf Störstellen vorkommen würden. Damit sind sie ein sehr fragwürdiges Ziel. Die Zeit, die hier festgehalten werden soll, ist ein kurzer Wimpernschlag in den Zeiträumen der Vegetationsentwicklung seit dem Ende der letzten Eiszeit. Warum soll man gerade diesen festhalten!?

Inzwischen hat sich durch Großrestanalysen (Hölzer 2019), die hauptsächlich auf Torfmoosresten basieren, mit modernen Radiocarbondatierungen gezeigt, dass die Torfe relativ jung sind. Auch muss man bei den alten Tiefenangaben der "Torfe" sehr vorsichtig sein, da sie nur wiedergeben, wie weit man einen Bohrstock in das Material, also auch tonige Bereiche, hineindrücken konnte. Ähnliche Vorsicht muss man bei den neueren Torfmächtigkeitskarten (Schüler & al. 2020) walten lassen. So wurden auch Rinnen- oder Lochverfüllungen als Torfmächtigkeit angegeben oder von ganz kleinen, lokalen Löchern bis zum nächsten Bohrpunkt in die Fläche extrapoliert, was zu viel zu großen Flächen führt. Zudem ist zu beachten, dass auch in den meisten Fichtenwäldern unter den Torfmoosen organische Auflagen von bis zu 30 cm vorhanden sind.

Bedauerlich ist, dass man vor den großen Kahlschlägen nicht erst einmal die schon in den 90er Jahren errichteten Sperren genauer hinsichtlich ihres Erfolges ausgewertet hat. Man kann sie an vielen Stellen noch sehen. Damals wurden sie sicher auch als großer Erfolg hingestellt, wie es mit den gegenwärtig gebauten Sperren wieder geschieht. Schon jetzt kann man auf der Kahlschlagfläche die Schädigung von Rasen von *S. magellanicum* beobachten. Sie waren vorher durch das Bestandsklima geschützt und sind jetzt der prallen Sonne ausgesetzt. Mit der Ausbreitung der Buche, die ja langfristiges Ziel der Eingriffe in die Fichtenbestände ist, dürften zudem viele der bisherigen Torfmoosstandorte verloren gehen. Wie sich zeigte, sind die Torfmoose in den schon bestehenden Buchenwäldern eher eine Seltenheit.

## Quellen

**Caspari, S. (1994):** Die Moosflora der Moore und Feuchtgebiete im südwestlichen Hunsrück, Limprichtia 3. 111 Seiten. **Hölzer, A. (2005):** Sphagnopsida (Torfmoose). In: Nebel, M. & Philippi, G.: Die Moose Baden-Württembergs, Band 3. S. 9-92. Stuttgart.

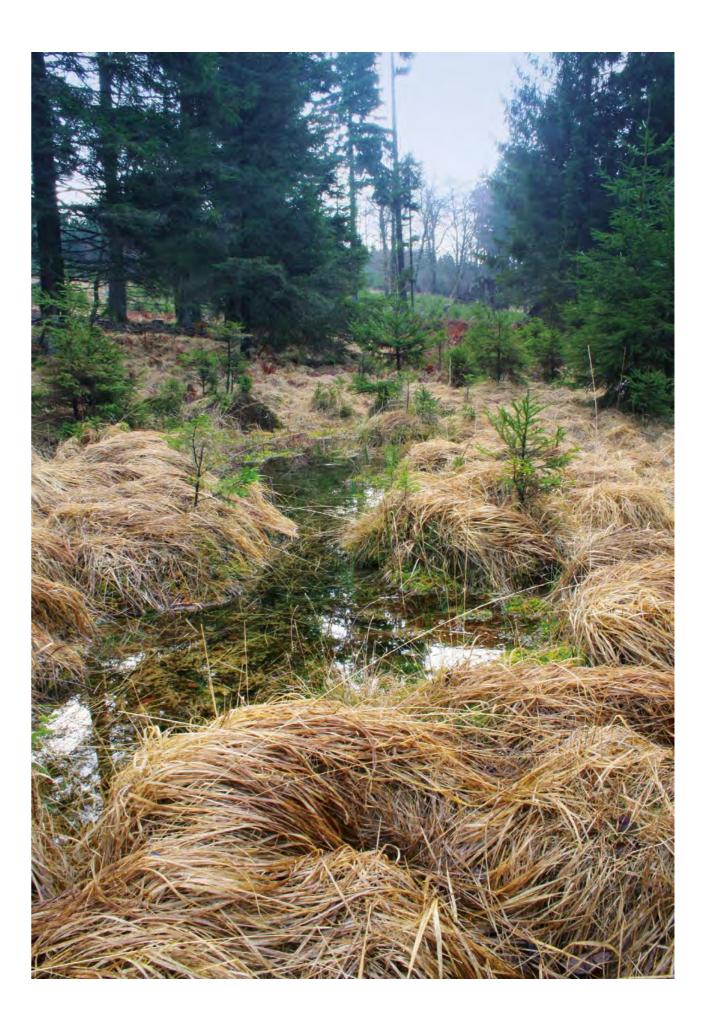
**Hölzer, A. (2010):** Die Torfmoose Südwestdeutschlands und der Nachbargebiete. 247 Seiten. Weissdorn-Verlag Jena. **Hölzer, A. (2019):** Moose in Bohrkernen als Zeiger für die Entstehungsgeschichte der Brücher im Nationalpark Hunsrück-Hochwald (Rh. Pfalz, Deutschland). – Telma 49, S. 53-70.

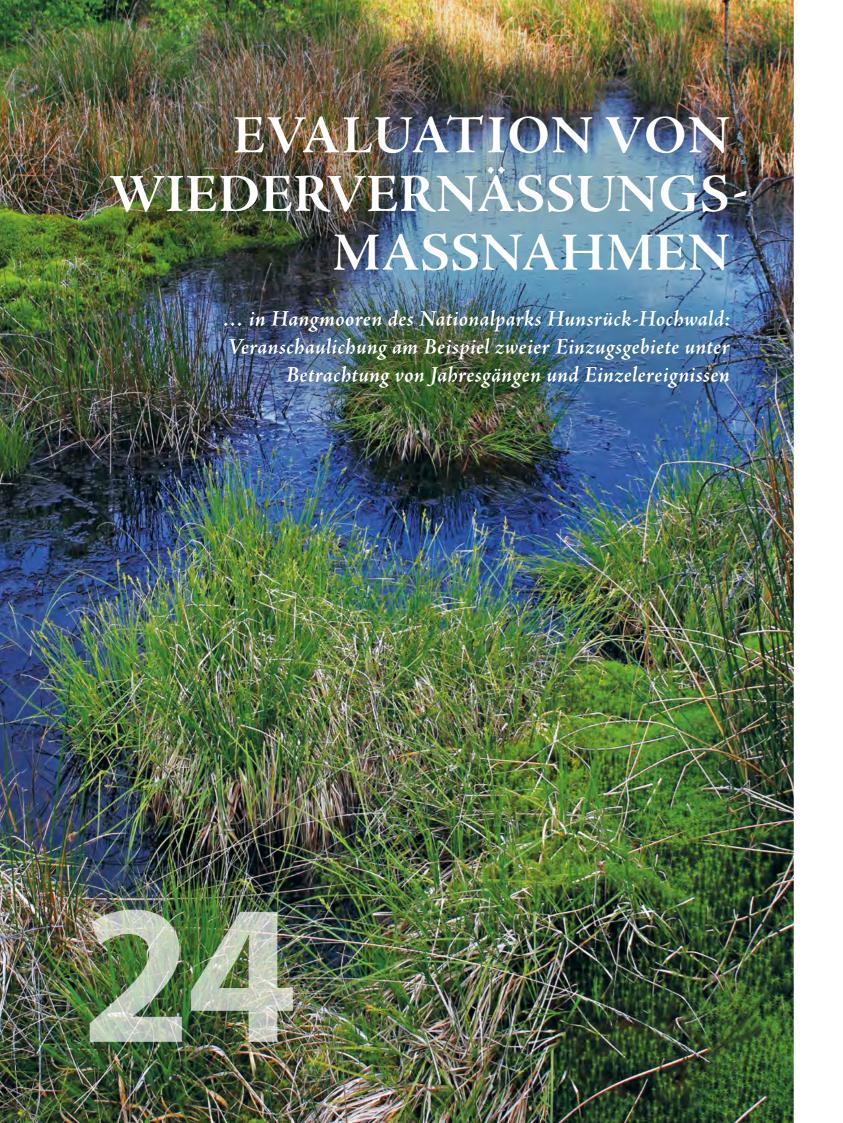
Kyrkjeeide, M. O., Hassel, K., Flatberg, K. I., Shaw, A. J., Yousefi, N. & Stenøien, H. K. (2016): Spatial Genetic Structure of the Abundant and Widespread Peatmoss Sphagnum magellanicum Brid. – Plos One DOI:10.1371.

**Meinunger, L. & Schröder, W. (2007):** Verbreitungsatlas der Moose Deutschlands, Band 1. 636 Seiten. Regensburg. **Reichert, H. (1975):** Die Quellmoore (Brücher) des südwestlichen Hunsrücks. Beitr. Landespfl. Rheinland-Pfalz 3, S. 101-164, Oppenheim.

Schüler, G., Kopf, C., Gorecky, A., Krüger, J.-P., Dotterweich, M., Seifert-Schäfer, A., Hoffmann, S., Scherzer, J., Kneisel, C., Trappe, J., Hill, J., Stoffels, J., Dotzler, S., Nink, S., Dehner, U., Steinrücken, U., Hölzer, A. & Schloß, S. (2020): Die Hangbrücher des Hunsrücks. Erkenntnisse aus dem Projekt MoorWaldBilanz – Kohlenstoffbilanzen bei der Renaturierung von Moorwäldern am Beispiel Hunsrück-Hochwald. – Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 86/20. 102 Seiten.







In der vorliegenden Studie werden die Auswirkungen von Grabenverschlüssen auf die Abflussdynamik eines stark staunassen und drainierten Einzugsgebiets beurteilt. Hierfür erfolgt ein einfacher, deskriptiv-statistischer Ansatz, der die Abflusskoeffizienten (RC) auf Monatsbasis für die Abflussjahre 2016, 2017 und 2018 betrachtet. Verglichen werden dabei zwei Einzugsgebiete in Hangmooren ("Brüchern"), dem Casparsbruch (Verfüllungen mit Erdplomben) und dem Tierchbruch (Verfüllungen mit Staustufen). Beurteilt wird die RC-Änderung sowohl vor dem Hintergrund der Grabenverschlüsse als auch vor dem Hintergrundwert des Traunbachs, dem Gesamtgebietsvorfluter. Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass im Teileinzugsgebiet Casparsbruch eine messbar höhere Wasserführung im Nachgang der Verfüllungen erzielt werden konnte. Nach einer feststellbaren Transformationsphase, in welcher durch die Verplombung des instrumentierten Grabens nur wenig Abfluss messbar war, erzielte die Wiedervernässungsmaßnahme bereits im zweiten Jahr nach Grabenverschluss deutlich höhere und stabilere Wasserführungen. Diese Tendenz war im Tierchbruch nicht vergleichbar ausgeprägt erkennbar, wenngleich auch hier eine höhere Wasserführung zu beobachten war. Ob dies an unterschiedlichen Verschlussmethoden liegt, und ob sich langfristig ähnlich gut feststellbare Erfolge wie im Casparsbruch einstellen, müssen längerfristige Messungen zeigen.

## 1. Einführung

Hangmoore und stark staunasse Standorte stellen ein natürliches Landschaftselement des Nationalparks Hunsrück-Hochwald dar (Trappe & Kneisel 2019, Scholtes 2002, Ruthsatz 1999, Reichert 1975, Hofmann 1957). Aufgrund hoher Jahresniederschläge und niedriger Temperaturen verbleibt ein vergleichsweise hoher Anteil des Niederschlags im Boden und wird entweder dem Grundwasserspeicher oder dem oberflächennahen Bodenwasserspeicher zugeführt.

Zwar weist der als Grundgestein prädominante Taunusquarzit viele Kluftgänge auf, durch die Wasser vergleichsweise schnell in den Grundwasserspeicher gelangen kann, aber aufliegende periglaziale Fließdecken aus dem späten Pleistozän bilden an vielen Stellen aufgrund ihrer feinen Bodentextur Aquitarde und Aquifugen aus – Schichten, durch die das Bodenwasser nur noch schlecht perkolieren kann. An diesen Stellen kommt es zum Aufstau des Wassers und zur Bildung von Feuchtwäldern bis hin zu vermoorten und/oder anmoorigen Standorten (vgl. Reichert 1975, Steingötter 2005, König et al. 2015). Verstärkt wird dieser Effekt zusätzlich durch die Topographie, da sich in Tiefenlinien und oberhalb von geologischen Hindernissen – im konkreten Fall quer zum Hang verlaufende Faltenscheitel des Grundgesteins – ein zusätzlicher Wasserstau einstellen kann. Die räumlich recht heterogene Verteilung der staunassen Bereiche inmitten der terrestrischen, also "trockenen" Standorte ist das Resultat dieser Bildungsbedingungen (vgl. Kapitel 2.1).

Im 19. Jahrhundert bestand das Ziel, staunasse Standorte für eine forstwirtschaftliche Nutzung zu erschließen. Wechsel in den Baumgesellschaften zeichnen anhand alter Forsteinrichtungsdaten den Wandel von Weichhölzern hin zu Fichtenbeständen nach (Burggraaff & Schultheiß 2016, Schultheiß 2019). Hierfür musste jedoch eine Dränung der Flächen erreicht werden, um den Bodenwasserspeicher zu entleeren und einen schnellen Abfluss nach Niederschlägen zu gewährleisten. Zu diesem Zweck entstand ein engmaschiges Netz von Drainage- und Wegseitengräben. Hierdurch wurden die ursprünglichen Standorteigenschaften derart geändert, dass es zu einem markanten Wechsel der Ökosysteme kam – teils gewollt (Anpflanzung der Fichte), teils als indirekte Konsequenz der Eingriffe.

Mit der Einrichtung des Nationalparks ging der Wunsch nach Renaturierung dieser inzwischen teils stark degra236 |

dierten Standorte einher. So führt die Stiftung Natur und Umwelt des Landes Rheinland-Pfalz (SNU RLP) im Rahmen des EU-LIFE-Projekts "Hangmoore im Hochwald" Grabenverschlüsse durch, um die entwässernden Strukturen zu deaktivieren und einen erneuten Rückstau des Wassers zu induzieren. Dabei wird auf zwei unterschiedliche Verfahren zurückgegriffen: (1) Grabenverschluss mit Plomben; hier werden mittels Maschineneinsatz Verfüllungen aus Mineralboden in die Gräben gefüllt. (2) Verfüllung nach Zuger Methode (vgl. Staubli 2004); hierbei erfolgt eine Verfüllung per Hand unter Verwendung von Hackschnitzeln und dem händischen Eintreiben von Holzdämmen.

Die angestrebten Effekte der Grabenverfüllung gehen dabei über die Änderung des Bodenwasserhaushalts hinaus; durch den Aufstau kommt es zu anaeroben Verhältnissen im Boden, der Stoffabbau organischer Materie wird gemindert. Hierdurch kann es potentiell zur Akkumulation organischer Materie kommen. Wenngleich eine Moorrenaturierung aufgrund der niedrigen Wachstumsgeschwindigkeit von Torfmoosen allenfalls langfristig zu erwarten ist, kommt es im Erfolgsfall doch zu einer vergleichsweise schnellen Änderung des Bodenwasserregimes, die förderlich für die Reetablierung potentiell natürlicher Flora und Fauna sein kann.

Die Abteilung Geographie der Universität Koblenz-Landau führt im Nationalpark seit 2015 ein umfassendes Monitoring der Hangmoore und staunassen Standorte am Südhang des Erbeskopfes durch. Ziel ist es, sowohl den Status quo der Abflussdynamik im Gebiet zu beurteilen als auch eine Evaluation der durchgeführten Wiedervernässungsmaßnahmen zu gewährleisten. Hierzu erfolgen kontinuierliche Abflussmessungen in 15 kleinen Teileinzugsgebieten (0,1 – 5,5 km²).

Innerhalb dieser Studie wird anhand zweier beispielhafter Einzugsgebiete (EZG) aufgezeigt, ob ein Effekt der Grabenverschlüsse auf die Abflussdynamik zu erkennen ist, insbesondere in den Sommermonaten Mai bis August. Ebenso soll diskutiert werden, ob es eine zu bevorzugende Methode des Grabenverschlusses gibt.

#### 2. Methodik

**2.1 Untersuchungsgebiet:** Das gesamte Untersuchungsgebiet erstreckt sich auf einer Fläche von 7,4 km² am Südhang des Erbeskopfes (Abbildung 1).

Aus den insgesamt 15 Messstellen werden für diese Studie die EZG (Casp)arsbruch, (Tier)chbruch und (Traun)bach

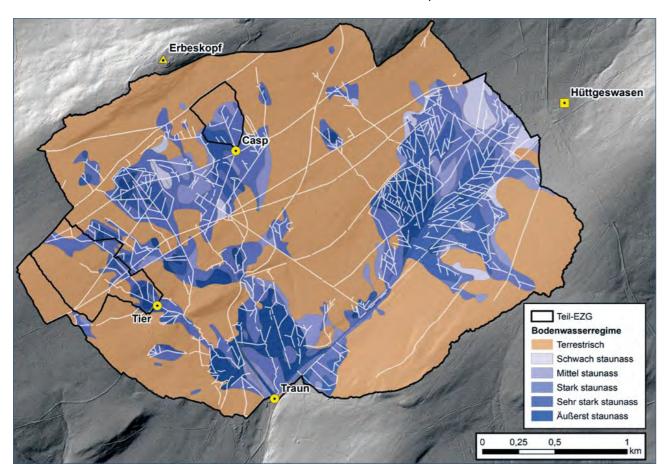


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet am Südhang des Erbeskopfes. Weiße Linien zeigen das Netzwerk der Drainagegräben.

betrachtet. Letzterer ist der natürliche Vorfluter und wird als Referenz für die kleineren EZG genutzt.

Diese wurden im Spätsommer/Herbst 2016 verfüllt. Im Casparsbruch kamen Erdplomben zum Einsatz, im Tierchbruch wurde nach Zuger Methode verfüllt. Die EZG ähneln sich in ihrem Anteil von staunasser Fläche und der Dichte der Entwässerungsgräben (Tabelle 1).

**Tabelle 1:** Grundlegende Einzugsgebietseigenschaften der Pegel Casparsbruch und Tierchbruch.

Art	Casparsbruch	Tierchbruch
Fläche EZG [km²]	0,11	0,33
Staunasse Fläche [%]	36	30
Grabennetzdichte [km·km <sup>-2</sup> ]	11,8	11,6

2.2 Abflussjahr & Klimadaten: Für hydrologische Untersuchungen ist die Verwendung des Abflussjahres (AJ) nach DIN 4049 (DIN ISO 4049-1 1992) sinnvoll. Hierbei erfolgt im Vergleich zum Kalenderjahr eine Verschiebung um zwei Monate, da das Abflussjahr vom 01. November bis 31. Oktober festgelegt ist. Hintergrund der Verschiebung ist, dass innerhalb deutscher bzw. mitteleuropäischer Einzugsgebiete die Wasserreserven gegen Ende Oktober ihren Minimalstand erreicht haben. Mit verstärkt einsetzenden Niederschlägen ab November bei gleichzeitiger reduzierter Evaporation durch niedrige Temperaturen beginnt die Speicherfüllung. Auch werden mögliche Niederschläge in Form von Schnee und Eis berücksichtigt, die mitunter in November und Dezember fallen, aber erst durch einsetzende Schmelze im folgenden Kalenderjahr abflusswirksam werden.

Der Verlauf des Abflussjahres strukturiert daher auch die betrachteten Klimadatensätze. Als Eingangsdaten wurden zwei Klimastationen verwendet; zum einen die Station Deuselbach, betrieben vom Deutschen Wetterdienst (DWD), zum anderen die Station Hüttgeswasen, betrieben vom Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum des Landes Rheinland-Pfalz (DLR RLP). Letztere ist für die Zusammenhänge zwischen Klima und Hydrologie deutlich relevanter, da sie weniger als 1 km vom Untersuchungsgebiet entfernt liegt (vgl. Abbildung 1). Daher wird bei der Interpretation und Darstellung der Abflussganglinien durchweg diese Station verwendet. Eine Einordnung der betrachteten Abflussjahre in ein langjähriges, klimatisches Mittel ist jedoch nicht möglich, da die Station erst seit 2011 kontinuierliche Daten speichert. Hierfür wird in Konsequenz auf die seit 1986 messende Station in Deuselbach zurückgegriffen. Sie ist zwar weiter entfernt (12 km NW) und niedriger gelegen, eignet sich aber dafür für die Beurteilung des regionalen

Klimas im Vergleich zum langjährigen Mittel.

2.3 Hydrometrie: Für die Messung der Wasserstände wurden "Orpheus mini" Pegel (Fa. OTT) verwendet, die kontinuierlich in 5-minütigen Intervallen die Pegelhöhe aufzeichnen. Durch die kurze Intervallzeit lassen sich neben den längerfristigen Verläufen auch kurzfristige Abflussspitzen erfassen, wie sie beispielsweise bei Starkregenereignissen auftreten. An Messstellen, die durchgehend oder periodisch nur geringe Abflussmengen aufwiesen, wie es auch im Casparsbruch der Fall ist, wurde zusätzlich ein Überlaufwehr gebaut, um einen durchweg ausreichenden Wasserstand zu gewährleisten.

2.4 Datenanalyse: Innerhalb dieser Studie erfolgt eine rein deskriptive Übersicht der gesammelten Daten, da weiterführende Studien (vgl. Kapitel 4) derzeit vor der Fertigstellung stehen. Ein erster Schritt ist die Darstellung der entsprechenden Hydrographen für den betrachteten Zeitraum (Feb 2016 – Aug 2018). Generell erfolgt die Darstellung der Abflussspende q [I-s-1-km-2]. Da hierbei die Abflusshöhe durch die Einzugsgebietsgröße dividiert wird, ist ein Vergleich verschieden großer EZG möglich. Ein weiterer Kennwert ist der Abflusskoeffizient (RC). Bei diesem wird die gemessene Abflussmenge durch die im gleichen Zeitraum gefallene Niederschlagsmenge dividiert, so dass eine prozentuale Aussage getroffen werden kann, wie viel Wasserinput das EZG als Abfluss wieder verlässt.

Die Ganglinien von Casparsbruch und Tierchbruch werden vor dem Hintergrund des Pegels Traunbach, dem Vorfluter des Gesamtgebietes, gezeichnet, um eine Einordnung möglicher Änderungen durch Grabenverschlüsse aufzuzeigen.

Ferner werden drei unterschiedliche Stadien des Abflusses im Kontext der Wiedervernässungsmaßnahmen postuliert: (1) Prä-Phase: Keine Plomben/Dämme installiert, ein vollständig anthropogen beeinflusstes Abflussgeschehen ist zu beobachten. Steile Abflussspitzen bei Niederschlägen wechseln mitunter rapide mit Trockenphasen.

- (2) Übergangsphase: Ein starker Rückgang der messbaren Abflussmenge, bedingt durch verschlossene Gräben. Bodenwasserspeicher füllt sich.
- (3) Post-Phase: Wieder messbare Wasserführung in den instrumentierten Tiefenlinien. Mitunter höhere Abflüsse als in der Prä-Phase durch stetigen Nachfluss aus dem Bodenspeicher. In Trockenphasen länger stabile Wasserführung.

Von besonderem Interesse sind bei der Analyse die Sommermonate, da sie den größten Trockenstress für die Gebiete aufweisen. Die Wasserführung in diesen trockenen und heißen Monaten ist als limitierender Faktor für an staunässe angepasste Flora und Fauna anzunehmen. Evaluation von Wiedervernässungsmaßnahmen | 239



#### **DER AUTOR**

**Dr. Julian J. Zemke** ist derzeit Vertreter der Professur für Physische Geographie am Institut für Integrierte Natur-

wissenschaften der Universität Koblenz-Landau. Er arbeitet seit 2011 an Themen der Bodenkunde und Hydrologie mit den Schwerpunkten physikalischer Bodeneigenschaften, Abflussbildung und Bodenerosion in forstwirtschaftlich geprägten Untersuchungsgebieten.

### 3. Ergebnisse & Diskussion

**3.1 Klimadaten:** Im Vergleich zum langjährigen klimatischen Mittel zeigten alle betrachteten AJ erhöhte Durchschnittstemperaturen (Tabelle 2).

Besonders auffällig – und für die Abflussganglinien relevant (vgl. Kapitel 3.2) – war eine AJ-übergreifende Trockenphase, die, mit Unterbrechungen in November und Februar 2017, von Juli 2016 bis Juni 2017 andauerte. Erst mit einem durch Starkregen geprägten Juli 2017 kamen nennenswerte Niederschlagsinputs hinzu. Sowohl AJ 2016 als auch AJ 2018 waren im Vergleich zum langjährigen Mit-

tel nasser, wiesen jedoch jeweils einen Sommermonat auf, der durch häufige Starkregen deutlich vom langjährigen Mittel abwich (Juni 2016, Mai 2018).

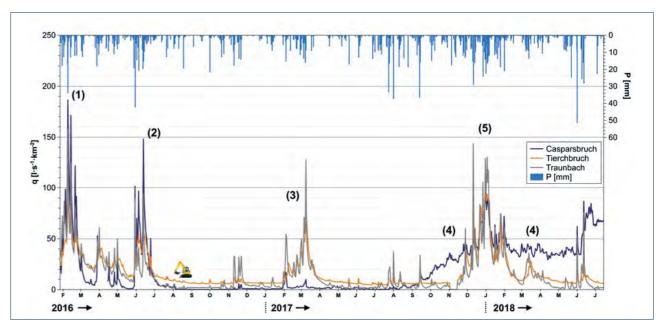
**3.2 Abflussdynamik:** Abbildung 2 zeigt die Abflussganglinien der Pegel Casparsbruch, Tierchbruch und Traunbach, hinzu kommen die täglichen Niederschlagshöhen an der Klimastation Hüttgeswasen.

Besonders anhand der Abflussganglinie des Casparsbruchs lassen sich die Auswirkungen der Grabenverschlüsse stichhaltig darstellen: Vor den Maßnahmen ist im Februar 2016 das Abflussmaximum des AJ zu sehen (1). Dies rückbestätigt die angenommene Ausgangslage, dass innerhalb des Winterhalbjahrs die Füllung des Bodenwasserspeichers stattfindet. Bereits innerhalb des März 2016 fallen die Abflussspenden deutlich ab, wenngleich Tierchbruch und Traunbach höhere Abflussspenden zeigen. Dies legt den Schluss nahe, dass der Casparsbruch stärker drainiert wird als die beiden Vergleichs-EZG. Generell zeigt sich ein nur gering ausgeprägter, nachhaltiger Wasserrückhalt für alle betrachteten Pegel. Im Sommer 2016 (2) folgen dann erneut Abflussspitzen, die auf singulären, sommerlichen Starkregen basieren. Ab August ist der Gebietsspeicher EZG-übergreifend geleert. In diesem Zeitraum erfolgte der Grabenverschluss (Symbol Bagger).

Das trockene Winterhalbjahr in AJ 2017 schlägt sich in generell deutlich geringeren Abflussspenden im gesamten AJ nieder. Auffällig ist aber, dass der Pegel Casparsbruch nicht mehr in gleichem Maße ansteigt wie Tierchbruch

**Tabelle 2:** Mittlere Monatstemperatur und monatliche Niederschlagshöhe der Wetterstation Deuselbach. Die Zahlen in Klammern zeigen die Abweichung vom langjährigen Mittel (1986-2019). Datengrundlage: Deutscher Wetterdienst, 2020.

	AJ 2016		AJ 2017		AJ 2018		
	ØT [°C]	ΣP [mm]	Ø T [°C]	ΣP [mm]	ØТ [°С]	ΣP [mm]	
Nov	7,3 (+2,6)	98 (+30)	4,3 (-0,4)	85 (+17)	4,5 (-0,2)	98 (+30)	
Dez	7,1 (+5,4)	36 (-39)	2,1 (+0,4)	11 (-64)	1,9 (+0,2)	140 (+65)	
Jan	2,2 (+1,5)	90 (+22)	-2,2 (-1,5)	41 (-27)	3,9 (+3,2)	153 (+85)	
Feb	2,5 (+1,2)	113 (+50)	3,6 (+2,3)	73 (+10)	-2,2 (-3,5)	12 (-51)	
Mär	3,1 (-1,6)	75 (+7)	7,7 (+3,0)	64 (-4)	2,9 (-1,8)	56 (-12)	
Apr	6,9 (-1,2)	77 (+24)	7,1 (-1,0)	7 (-46)	12,1 (+4,0)	27 (-26)	
Mai	12,3 (-0,2)	83 (+14)	14,2 (+1,7)	41 (-28)	14,8 (+2,3)	121 (+52)	
Jun	15,4 (+0,2)	134 (+67)	17,9 (+2,7)	54 (-13)	16,6 (+1,4)	64 (-3)	
Jul	17,6 (+/-0)	47 (-26)	18,0 (+0,4)	169 (+96)	20,1 (+2,5)	69 (-4)	
Aug	17,8 (+0,7)	46 (-23)	17,1 (+/-0)	74 (+5)	18,7 (+1,6)	58 (-11)	
Sep	16,7 (+3,3)	20 (-51)	11,9 (-1,5)	75 (+4)	14,6 (+1,2)	63 (-8)	
Okt	7,9 (-1,5)	51 (-23)	10,8 (+2,4)	52 (-22)	11,1 (+2,7)	17 (-57)	
Ø	9,7 (+0,8)	-	9,4 (+0,5)		9,9 (+1,0)		
Σ	-	870 (+78)		746 (-46)		878 (+86)	



**Abbildung 2:** Hydrograph der Pegel Casparsbruch, Tierchbruch und Traunbach. Tägliche Niederschlagshöhen der Station Hüttgeswasen (DLR RLP 2020).

und Traunbach (3). Daher ist in diesem Zeitraum von der Übergangsphase auszugehen – die Abflusshöhen gehen generell zurück, weil Niederschlag nicht mehr (messbar) durch den instrumentierten Graben fließt, sondern vielmehr im Bodenspeicher zurückgehalten wird.

Diese Hypothese wird gestützt durch Phase (4), erkennbar ab Oktober/November 2017. Hier entfernt sich der Pegel Casparsbruch abermals von Tierchbruch und Traunbach, jedoch in positiver Richtung. Neben dem gleichzeitig stattfindenden Niederschlagsinput ist davon auszugehen, dass die plötzliche Zunahme der Abflussspende durch einen weitestgehend gefüllten und daher "überlaufenden" Bodenwasserspeicher zu erklären ist. Ein ähnlicher Effekt ist auch ab April 2018 zu sehen, hier nehmen die Abflussspenden nicht im gleichen Maße ab wie in Tierchbruch und Traunbach, sondern verbleiben auf stabilem und höheren Niveau. Auch spricht der Pegel im Casparsbruch während der winterlichen Speicherfüllung (5) wieder mit höheren Abflussspenden an.

Im Tierchbruch sind diese Effekte nicht so deutlich er-

**Tabelle 3:** Monatliche Abflusskoeffizienten (RC) der Pegel Casparsbruch, Tierchbruch und Traunbach für die Abflussjahre (AJ) 2016-2018.

	RC [%]										
	AJ 2016	AJ 2016			AJ 2017			AJ 2018			
	Casp	Tier	Traun	Casp	Tier	Traun	Casp	Tier	Traun		
Nov	23,3	-	1,7	3,4	0,9	1,4	67,3	0,8	0,7		
Dez	137,8	-	5,6	30,7	9,0	5,7	79,1	3,1	3,0		
Jan	94,6	-	4,8	5,7	1,8	1,1	79,8	3,0	3,2		
Feb	149,3	4,2	4,8	11,4	2,4	2,9	449,8	8,4	8,3		
Mär	35,1	3,4	3,6	9,4	4,5	4,5	123,0	2,1	2,1		
Apr	13,9	4,2	3,8	44,5	9,0	5,0	261,5	3,3	1,8		
Mai	22,4	2,4	2,1	9,1	2,2	0,7	113,4	0,9	0,4		
Jun	92,4	3,0	2,0	4,2	1,3	0,4	115,3	0,9	0,9		
Jul	33,5	3,5	1,4	1,0	0,5	0,4	259,7	0,9	0,3		
Aug	3,7	1,7	0,4	5,3	0,7	0,6	93,0	1,2	0,4		
Sep	1,1	4,2	1,3	25,5	0,8	0,5	0,0	0,9	0,4		
Okt	0,6	1,1	0,4	85,8	1,1	0,6	0,1	1,9	1,3		

kennbar. Dies kann an der anderen Verfüllungsmethode liegen, eine tiefere Analyse hierzu steht jedoch noch aus. Dennoch zeigt sich – in geringerem Maße – eine abgedämpfte Abnahme der Abflussspende in Trockenphasen (bspw. April / Mai 2018).

Die mittleren monatlichen Abflusskoeffizienten RC zeigen anschaulich, dass, auch vor dem Hintergrund des veränderlichen Niederschlagsinputs, eine messbare Änderung der Abflussdynamik in den fraglichen Zeiträumen stattgefunden hat.

Besonders auffällig bei der Berechnung von RC sind die Monate, in denen RC > 100 % ermittelt wurde, wie es in der anzunehmenden Post-Verfüllungsphase im Casparsbruch der Fall ist. Dies bedeutet, dass mehr Wasser aus dem Gebiet floss, als im gleichen Zeitraum an Niederschlagsinput angefallen ist. Daher muss dieses Wasser aus einem Vormonat stammen und verlangsamt die Messstelle passiert haben. Ein eindrucksvolles Beispiel hierfür ist Februar 2018, in dem 4,5-mal mehr Abfluss als Niederschlag gemessen wurde. Diese verzögerte Abgabe zeigt sich sogar durchweg im Sommer, da selbst noch im August RC nahe 100 % gemessen wurden. Ist der Speicher jedoch einmal geleert – zu erkennen ab September 2018 –, nimmt die Abflussspende entsprechend schnell ab, resultierend in geringen

RC. Festzuhalten bleibt aber, dass eine nachhaltig hohe Wasserführung, die sogar über dem Niederschlagsinput liegt, erreicht werden konnte. Dies zeigt eine effektive Speicherfüllung durch das Verfüllen der Drainagegräben. Hervorzuheben ist, dass diese Tendenz besonders in den Sommermonaten zu beobachten ist, in denen gebietsweit von erhöhtem Trockenstress auszugehen ist.

3.3 Grabenverfüllungen – Erdplombe oder Zuger Methode? Die hier vorgestellten Ergebnisse beziehen sich einzig auf hydrometrische Erfassungen. Auf Basis dieser Datenlage muss der Verfüllung mittels Erdplombe ein Vorzug vor der aufwändigeren Zuger Methode gegeben werden. Im direkten Vergleich der beiden betrachteten Einzugsgebiete zeigte sich eine schnelle und gewünschte Veränderung der Abflussdynamik innerhalb von zwei Jahren nach Verfüllung.

Dennoch muss abseits der Hydrometrie hervorgehoben werden, dass die Verfüllung mittels Plomben mehrere methodeninhärente Nachteile aufweist, die im Zuge einer Beurteilung bedacht werden müssen, denn es wird Material für die Verfüllung benötigt.

Wird hierfür extern bezogener Mineralboden verwendet, weist dieser mitunter nicht die typischen Eigenschaften der staunassen, humusreichen Böden auf. Ein gerin-

gerer Humusgehalt in Verbindung mit einem potentiell höheren pH-Wert des Bodens kann zum Eintrag von Nährstoffen in angrenzende Bereiche führen. Hierdurch können die angestrebten, typischen Hangmoor- und Feuchtwaldökosysteme in ihrer Reetablierung gestört werden, da sie auf nährstoffarmen und sauren Böden / Bodenwässern basieren. Wird hingegen in-situ-Material verwendet, welches in seiner bodenchemischen Zusammensetzung passend ist, entstehen an der Entnahmestelle Hohlformen, die sich wiederum mit Wasser füllen können. Diese Strukturen bieten zwar ein potentielles Habitat für Amphibien, neigen jedoch zur Eutrophierung (Abbildung 3).

Diese Nachteile umgeht die Zuger Methode: Es kommt zu keinem maschinellen Einsatz, sodass ein minimalinvasiver Ansatz gewählt wird (Abbildung 4). Zudem werden Materialien verwendet, die ohnehin bei den Renaturierungsmaßnahmen im Gebiet anfallen: Durch die Entnahme von Fichtenbeständen wird Häckselgut gewonnen, welches direkt verfüllt werden kann. Zwar setzt dieses Material ebenfalls Nährstoffe frei, doch liegen deren Konzentrationen – wenngleich sie auch höher sind als im Falle der Erdplomben – in tolerierbaren Bereichen (Zemke et al. 2019).

Daher ist perspektivisch eine längerfristige und kontinuierliche Überwachung der Abflussprozesse vonnöten.

Nur so kann evaluiert werden, ob Verfüllungen nach Zuger Methode in längeren Zeiträumen mit den Erdplomben vergleichbare Ergebnisse erzielen, oder ob ihr Einfluss dauerhaft weniger messbar ist. In letzterem Fall müsste eine EZG-spezifische Wahl der Methode erfolgen, die Vorund Nachteile der jeweiligen Verfüllung abwägt.

#### IM ÜBERBLICK

- > Vor den Renaturierungsmaßnahmen zeigen die degradierten Hangmoore stark gestörte hydrologische Prozesse – wenig Wasserrückhalt und schnelle Speicherentleerung.
- Das Verfüllen von Entwässerungsgräben zeigt eine messbare, positive Änderung hin zu einer naturnahen Abflussdynamik.
- > Die Verfüllung mittels Erdplombe scheint von Seiten der Hydrometrie am besten zu wirken, jedoch sind methodeninhärente Nachteile abzuwägen.



Abbildung 3: Wassergefüllte Hohlform nach Entnahme von Material für Erdplombe im Casparsbruch.



Abbildung 4: Verfüllung nach Zuger Methode im Tierchbruch. (Fotos: J. Zemke)

Evaluation von Wiedervernässungsmaßnahmen | 243

#### 4. Fazit & Ausblick

Es konnte anhand einfacher deskriptiver Statistik aufgezeigt werden, dass durch Wiedervernässungsmaßnahmen eine Wiedervernässung von Einzugsgebieten erreicht werden konnte. Der Pegel Casparsbruch zeigt darüber hinaus im zweiten Jahr nach Grabenverschluss ein deutliches Ansteigen der mittleren Wasserführung und einen längeren Vorhalt des Gebietswasserspeichers, da es zu weniger rapiden und in ihrer Magnitude geringeren Abnahmen der Abflussspende kommt.

Zum Zeitpunkt dieses Beitrags befinden sich umfassende Studien zu Starkregenereignissen und erweiterten Zeitreihen kurz vor der Fertigstellung. In diesen werden nicht nur alle verfügbaren Pegel analysiert, es erfolgt vielmehr eine tiefere statistische Überprüfung der betrachteten Klimaelemente, der Einzugsgebietseigenschaften, der Durchführung von Wiedervernässungsmaßnahmen und den resultierenden Abflüssen nach Starkregenereignissen

– bis ins AJ 2019. Dabei werden sowohl der Ansatz einer multiplen linearen Regression als auch eine Kovarianzanalyse durchgeführt, um der möglichen wechselseitigen Beeinflussung verschiedener Faktoren Rechnung zu tragen.

# Danksagung

Die hydrologische und bodenkundliche Grundlagenforschung der Abteilung Geographie der Universität Koblenz-Landau, die innerhalb dieser Studie nur angerissen werden konnte, wäre ohne die Initiative und den Einsatz von Herrn Prof. Dieter König nicht möglich gewesen. Er initiierte den Austausch und die Planung der hier vorgestellten Forschung, aus denen eine inzwischen mehr als fünf Jahre andauernde, fruchtbare Kooperation zwischen Universität und Nationalpark gewachsen ist. Leider verstarb Herr Prof. König am 27.10.2018 – das verbliebene Team setzt die Forschung in seinem Sinne fort.

# Quellen

**Burggraaff, P.; & Schultheiß, J. (2016):** Die Kulturlandschaft im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Umweltjournal Rheinland-Pfalz, 59, 54-55.

DIN ISO 4049-1 (1992): Hydrologie; Grundbegriffe. Beuth Verlag GmbH, Berlin.

Hofmann, D. (1957): Die Brücher des Hochwaldes. Mitt. Forsteinrichtungsamt Kobl., 6, 1-30.

König, D.; Egidi, H.; Herrmann, M.; Schultheiß, J.; Tempel, M.; Zemke, J. (2015): Der Nationalpark Hunsrück-Hochwal – Naturräumliche Ausstattung und anthropogene Überprägung. Koblenzer Geographisches Kolloquium, 36-37, 6-42.

Reichert, H. (1975): Die Quellmoore (Brücher) des südwestlichen Hunsrücks. Beitr. Landespfl. Rheinl. Pfalz, 3, 101-166.

**Ruthsatz, B. (1999):** Die Quellwässer von Hangmooren im Hunsrück (Rheinland-Pfalz). Chemismus und Einfluss auf Vegetation und Flora. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, 38, 1-41.

**Scholtes, M. (2002):** Die Brücher – Mittelgebirgsmoore im Hunsrück dargestellt am Beispiel des NSG "Hangbrücher bei Morbach". Telma, 22, 63-106.

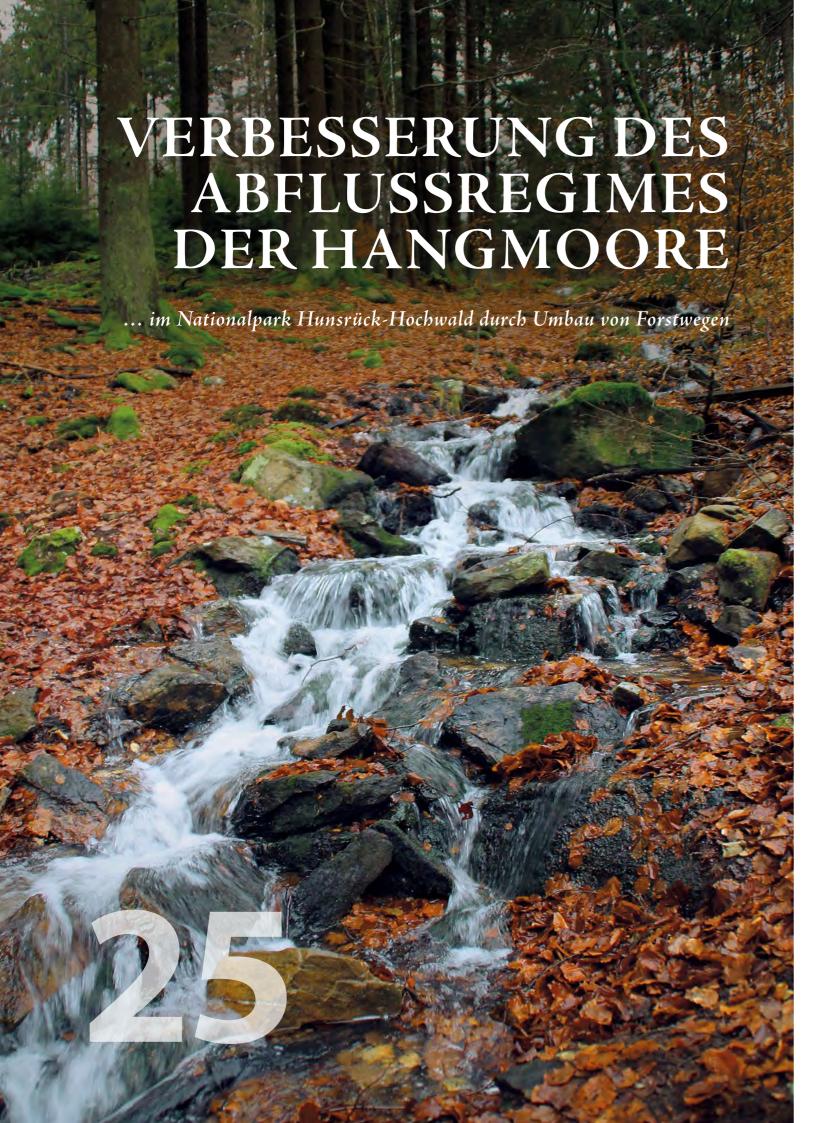
**Schultheiß, J. (2019):** Kulturlandschaft Nationalpark Hunsrück-Hochwald - Genese und Perspektiven. Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde der Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Brsg. **Staubli, P. (2004):** Regeneration von Hochmooren im Kanton Zug. Naturforschende Gesellschaft, Zürich.

Steingötter, K. (2005): Geologie von Rheinland-Pfalz. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

**Trappe, J.; Kneisel, Ch. (2019):** Geophysical and Sedimentological Investigations of Peatlands for the Assessment of Lithology and Subsurface Water Pathways. In: Geosciences 9, 3, 118.

**Zemke**, J.J.; Hahn, J.; Bastijans, J.-E.; Hagemann, J. (2019): Beurteilung der Auswirkungen unterschiedlicher Methoden der Wiedervernässung von Hangmooren im Nationalpark Hunsrück-Hochwald auf Bodenhydrologie und Stoffmobilisierung. Präsentation auf der Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 2019, Bern.





Die Zerschneidung von Ökosystemen hat generell weitreichende Folgen, u. a. die Isolierung, Fragmentierung und Verinselung von Flächen. Darunter leiden die vorhandene Fauna und Flora und die biologische Artenvielfalt erheblich. Diese Folgen werden auch bei der Zerschneidung von Moorökosystemen durch Straßen und Wege ersichtlich. So auch an den Hangmooren im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Dieser Moorkomplex gehört zum Gebiet des EU-LIFE-Projektes "Wiederherstellung und Erhalt von Hang- und Zwischenmooren im Hochwald (Hunsrück)". Ein aktuelles Problem im Gebiet ist das durch die Forstwege und Wegseitengräben gestörte Abflussregime. Da einige Wege im Nationalpark aufgrund der Nutzung als Zufahrten funktionsfähig bleiben müssen, können sie nicht rückgebaut werden. Somit sind Lösungsansätze zum Umbau der Forstwege notwendig, durch die das Abflussregime verbessert und eine positive Entwicklung der Moore gefördert wird. In Kooperation mit der Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz, die das Projekt koordiniert, entstand eine Bachelorarbeit zu diesem Thema. Mittels umfassender Literaturrecherche und Expertengesprächen zu technischen Lösungsmöglichkeiten, Begehungen des Geländes und Modellierungen des Abflussverhaltens konnte eine Handlungsempfehlung zu einzelnen Wegabschnitten im Projektgebiet ausgesprochen werden. Da bislang nahezu keine Untersuchungen zu diesem Themenkomplex vorliegen, können die in diesem Projekt gewonnenen Erkenntnisse auch für andere Regionen mit vergleichbaren Herausforderungen hilfreich sein.

### Einleitung

Etwa 4 Millionen km² unserer Erde, das entspricht etwa 3 % der Landesmasse, sind mit Moorgebieten bedeckt. Mit 5 % dieser Gesamtfläche gehört Mitteleuropa zu den moorreicheren Gebieten (Dierßen und Dierßen 2001). Durch anthropogene Nutzung wurden in den letzten Jahrhunderten jedoch weltweit etwa 20 % der Moorflächen zerstört. In Deutschland reduzierte sich die intakte Moorfläche von einst 15000 km² auf nur noch 150 km² (Joosten und Couwenberg 2001). Moore gehören somit zu den seltensten und am meisten gefährdeten Lebensräumen. Aus diesen und vielen weiteren Gründen stellt die Moorrenaturierung eine wichtige Aufgabe des Naturschutzes dar.

Ein in Deutschland eher unbekannter, aber sehr spannender Moorkomplex befindet sich südöstlich des Erbeskopfes im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Er besteht aus einem Netz ehemals zusammenhängender Nassstandorten, die "Brücher" genannt werden. Dieses Moorökosystem gehört zum Projektgebiet des EU-LIFE-Projektes

"Wiederherstellung und Erhalt von Hang- und Zwischenmooren im Hochwald (Hunsrück)". Das Projektgebiet umfasst die in Abbildung 1 dargestellten Hangmoore im Nationalpark, die durch anthropogene Nutzung geschädigt wurden. Die Aufgabe des EU-LIFE-Projektes ist es, das gestörte Feuchtgebietssystem an den Hängen des Hunsrücks zu restaurieren und einen Anstoß zu einer positiven Entwicklung der Moorstandorte zu geben.

Ein prekäres und für die Renaturierung der Moore essenzielles Problem im Gebiet ist das durch Forstwege und Wegseitengräben gestörte Abflussregime.

### Aktueller Forschungsstand

In den letzten Jahren ist die Anzahl an Projekten im Naturschutz, die sich mit dem Thema der Ökosystem- und Landschaftszerschneidung befassen, stetig gestiegen. Dennoch ist die Datenlage in Bezug auf die Zerschneidung von Moorökosystemen durch Straßen unzureichend. Die nega-

tiven Folgen einer Zerschneidung sind bekannt, jedoch mangelt es an quantitativen Messungen und alternativen Bauweisen. Straßen und Wege beeinträchtigen vor allem den Wasserhaushalt dieser sensiblen Ökosysteme, indem sie wie eine Barriere wirken und die Wasserversorgung von unterliegenden Moorbiotopen unterbinden. Die beste Lösung für die Natur ist ein kompletter Rückbau der Wege. Dieser Rückbau ist aber, wie auch bei einigen Wegen im Nationalpark, nicht immer möglich.

# Weshalb ist ein intaktes Abflussregime so wichtig?

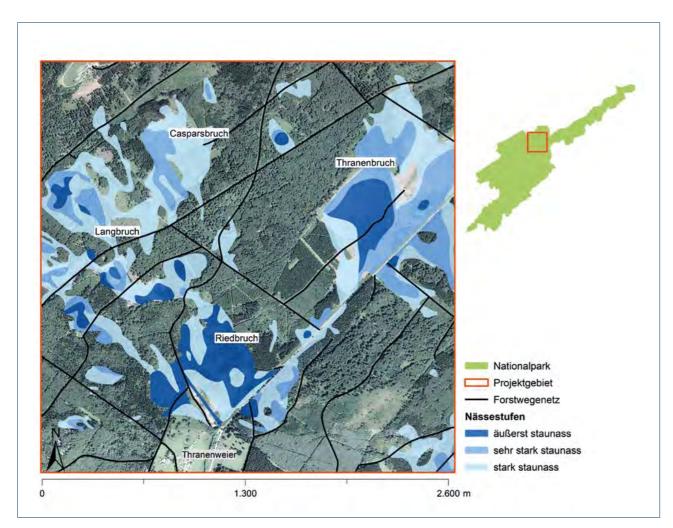
Moore sind definiert als Landschaften, in denen Torf gebildet wird oder oberflächlich ansteht. Torf sind Ablagerungen aus überwiegend abgestorbenem, humifiziertem Pflanzenmaterial, welche durch eine hohe Wassersättigung entstehen (Koppisch 2001).

Eine der wichtigsten Standortbedingungen für die Bil-

dung und Entwicklung eines Moores ist die über einen langen Zeitraum kontinuierliche Wasserzufuhr. Die Moore im Hunsrück konnten sich durch das niederschlagsreiche und kühle Klima bei bis zu 1.100 mm pro Jahr und einer Jahresdurchschnittstemperatur von 7 bis 8 °C bilden. Zudem werden sie durch zuströmendes Oberflächenwasser, hoch anstehendes Grundwasser und durch Niederschlagswasser gespeist. Ist der flächige Wasserzug zu den Moorbereichen gestört, kommt es zur Trockenlegung und Degradation des Moores. Somit gilt, ohne Wasser gibt es kein Moor (Scholtes und Nindel 2017).

#### Wieso sind Moore schützenswert?

Obwohl Moore nur einen kleinen Teil der Landesfläche ausmachen, bringen sie viele Vorteile für den Menschen und sind wertvolle Ökosysteme. Intakte Moore leisten durch die abflussdämpfende Wirkung des Torfs einen wichtigen Beitrag zum Hochwasserschutz. Außerdem wirken Moore



**Abbildung 1:** Übersicht des Moorkomplexes im EU-LIFE-Projektgebiet und Verortung im Nationalpark (Seidl, T. nach Daten von ©GeoBasis-DE / LVermGeoRP (2020), Grundlage Forstliche Standardkartierung)

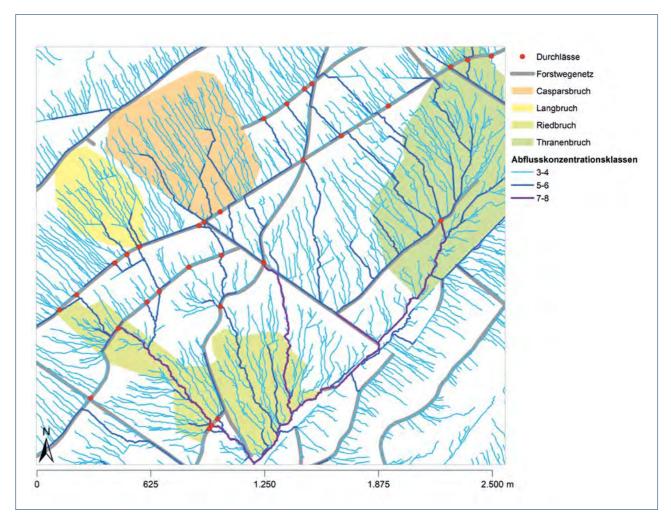
durch ihre hohen Verdunstungsraten kühlend auf die Atmosphäre. Durch die Moorvegetation werden Nähr- und Schadstoffe, die im zufließenden Wasser gelöst sind, aufgenommen und im Torfkörper eingeschlossen. Dies macht Moore zu einem wertvollen Wasserfilter. Des Weiteren beherbergen diese besonderen Landschaften eine einzigartige Artenvielfalt und sind Lebensraum für seltene Tier- und Pflanzenarten. Eine der wichtigsten Eigenschaften intakter Moore ist die Speicherung von verschiedenen Substanzen wie Kohlenstoff im Torf (Dierßen und Dierßen 2001). 1 m³ Torf kann etwa 1500 kg CO<sub>2</sub> speichern, das macht Moore heute wichtiger denn je zu einer wertvollen Kohlenstoffsenke (Koppisch 2001).

# Störung der Moore durch Wege und dessen Folgen

Die Hangmoore im Nationalpark Hunsrück-Hochwald sind gekennzeichnet durch anthropogene Überprägung. Trink-

wasserentnahme, Entwässerungsgräben, Wegebau und Aufforstungen führten hier zu erheblichen Veränderungen und teilweise zum Verlust der Moorlebensräume im Nationalpark.

Durch die intensive forstliche Nutzung wurde bis Ende des 20. Jhd. ein weit verzweigtes Wegesystem in die Feuchtstandorte gebaut. Die hangparallel verlaufenden Forstwege, die eine starke Fragmentierung des Abflusssystems zwischen den Moorbereichen bewirken, stellen ein großes Problem für eine intakte örtliche Feuchtgebietslandschaft dar. Vor Ort wird das ankommende Wasser in den Wegeseitengräben teilweise über hunderte Meter gebündelt und an einem anderen Ort zentriert durch einen Rohrdurchlass hangabwärts abgelassen. In Abbildung 2 ist die aktuelle Abflusssituation dargestellt (Stand März 2020). Die Abflusskonzentrationsklassen, auch Flussordnungszahlen genannt, geben den Grad der Verzweigung des Abflussnetzes an. Diese Zusammenflüsse summieren sich in der Abflussmodellierung des Projektgebietes bis zur Klasse 8. Aufgrund der Übersichtlichkeit ist der Abfluss hier ab Klasse 3 dargestellt.



**Abbildung 2:** Darstellung des aktuellen Abflusses (Frühjahr 2020) im Projektgebiet (Seidl, T. 2020; Abflusskonzentrationsklassen eingeteilt nach Strahler, 1952)



#### **DIE AUTORIN**

**Tamara Seidl** studiert Umweltschutz im Master an der Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen. Ihren

Bachelor in Ressourcenmanagement Wasser absolvierte sie an der Hochschule für Forstwirtschaft in Rottenburg am Neckar. Ihre Bachelorarbeit schrieb sie 2019/2020 in Kooperation mit der Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz über die Verbesserung des Abflussregimes der Hangmoore im Nationalpark Hunsrück-Hochwald.

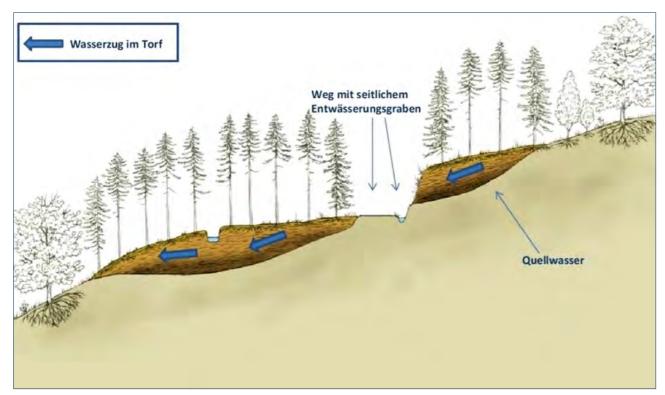
Wie in Abbildung 3 zu sehen, gibt es durch die Wege und Wegseitengräben keinen flächigen Wasserzug zu hangabwärts gelegenen Böden mehr. Dieser ist für die Moore aber vor allem in den Sommermonaten von größter Bedeutung. Darüber hinaus begünstigt der hohe Wasseranfall in den Wintermonaten eine Konzentration im Grabensystem, was zu deutlicher Erosion und Vertiefung der Gräben führt und die Entwässerung weiter verstärkt. Durch diese entwässerungsbedingte Destabilisierung der Hangmoore kommt es zu Torfrutschungen (Scholtes und Nindel 2017).

Die Folgen dieser Eingriffe in den Wasserhaushalt der

Moorökosysteme sind sekundäre Bodenbildungsprozesse. Die Böden können weniger Wasser und Gase speichern und festgesetzte Gase treten aus. So verlieren Moore ihre Akkumulationsleistung, werden von Senken zu Treibhausgas-Emittenten und tragen somit zur Klimaerwärmung bei. Im gleichen Zuge verändern sich durch die Entwässerung die Nährstoffverfügbarkeit, der pHWert, die Bodenfeuchte und damit einhergehend die Vegetation. Es siedeln sich Pflanzen an, die z. B. mit trockeneren Böden zurechtkommen, dafür verschwinden aber seltenere, an die Moore angepasste Arten (Stegmann und Zeitz 2001).

# Möglichkeiten zur Verbesserung des Abflussregimes

Betrachtet man die Folgen, die durch die Schädigung von Mooren entstehen, wird die Wiederherstellung der Funktionen der Moorökosysteme, soweit noch realisierbar, zu einer essenziellen Aufgabe des Naturschutzes. Leitbild der Renaturierung sind die Sicherung und Wiederherstellung moorbegünstigender Standortbedingungen. Durch aktive Renaturierung von entwässerten Mooren wird versucht, den Wasserspiegel anzuheben, Schwankungen auszugleichen und ein Torfwachstum zu begünstigen. Auch wenn es nicht mehr möglich ist, mit solchen Maßnahmen eine Torfbildung anzustoßen, kann gegebenenfalls der erhöhte



**Abbildung 3:** Schema eines durch Wege gestörten Hangmoores (Scholtes, M., überarbeitet durch Papenberg, M.)

Wasserspiegel dennoch der Torfschrumpfung und damit der Emittierung von Kohlenstoff entgegenwirken (Edom et al. 2007).

Forstwege, die das natürliche Überrieselungs-Wasserregime der Moore unterbrechen, sollten rückgebaut oder wasserdurchgängig gestaltet werden. Die bisher bekannten und für das Gebiet im Hunsrück relevanten technischen Ansätze, um Forstwege durchgängig und funktionsfähig zu gestalten, sind folgend mit Vor- und Nachteilen aufgelistet.

#### **Durchlass**

Durchlässe sind die gängigsten Querungsbauwerke im Waldwegebau, so auch im Projektgebiet.

Vorteile: Durchlässe haben geringe Material- und Einbaukosten. Sie können den Nutzlasten des vorgesehenen Verkehrs standhalten und haben eine komfortable Befahrbarkeit. Der Umgang mit Durchlässen ist standardisiert und einfach. Sie bieten bei passenden topographischen Gegebenheiten und Einhaltung bestimmter Abstandsregelungen (mindestens alle 50 m) die Chance, das Wasser zur Talseite zu leiten und somit den Bruchgebieten zur Verfügung zu stellen.

Nachteile: Durchlässe verstopfen sehr schnell und sind aufwendig in der Unterhaltung (Fachstelle für Forstliche Bautechnik Liechtenstein 2014). Das zeigen auch die Erfahrungswerte im Nationalpark. Bei Einbau von Durchlässen wird talseits des Weges der Boden abgegraben, damit das Wasser abfließen kann. Aufgrund dieses Eingriffes wird die Erosionsbasis, das Niveau, bis zu dem Erosion durch fließendes Wasser wirken kann, herabgesetzt (Thuerkow 2009). Durch die Erosion entstehen Rinnen, die das Wasser in konzentrierte Bahnen lenken. Es besteht somit das Risiko, dass das Wasser von einem diffusen Fluss in konzentrierte Flüsse gewandelt wird. Zudem wird die Strömung turbulent, was zu weiterer Erosion und Trockenheit im umgebenden Gebiet führen kann (Grosvernier et al. 2018).

### Furt

Eine Furt wird normalerweise bei Straßen gebaut, die einen Bach oder einen Flusslauf queren. Hierbei wird der Weg an dieser Querung auf die Grabensohle des Gerinnes gesetzt, dadurch kann das Wasser an dieser Stelle offen über den Weg fließen (Fachstelle für Forstliche Bautechnik Liechtenstein 2014).

**Vorteile:** Eine Furt kann bei geeigneter Bauweise ohne Probleme die Nutzlast tragen. Aufgrund der offenen Was-

#### IM ÜBERBLICK

- > Forstwege und Straßen stören nachhaltig das Abflussregime von Mooren.
- > Bislang gibt es nur wenige Lösungsmöglichkeiten, um Wege wasserdurchlässig zu gestalten.
- > An den Hangmooren im NLP Hunsrück-Hochwald ist der Einbau von Rigolen an ausgewählten Wegabschnitten zur Verbesserung des Abflussregimes sinnvoll.



Abbildung 4: Durchlass im Projektgebiet (Seidl, T. 2020)

serführung ist die Unterhaltung sehr viel einfacher als bei Durchlässen. Sobald viel Geäst oder Sediment im Einlass oder in der Fließrinne anfällt, wird es durch ein stärkeres Regenereignis abgetragen oder es kann leicht manuell entfernt werden. Die Fließrinne der Furt liegt auf dem Weg, wodurch der Auslass auf dem gleichen Höhenniveau ist, wie das Gelände talseitig des Weges. Dadurch kann das Wasser flächiger in den Bestand fließen, ohne dass die Erosionsbasis herabgesetzt werden muss.

Nachteile: Je nach Bauart der Furt fallen hohe Kosten und ein hoher baulicher Aufwand an. Der Fahrkomfort ist eher schlecht, dies kann aber durch die bauliche Ausgestaltung optimiert werden (Fachstelle für Forstliche Bautechnik Liechtenstein 2014). Nachteilig ist zudem, dass bei einer Furt das Wasser genau wie bei einem Durchlass nur punktuell über den Weg geleitet wird. Das Wasser wird konzentriert über die Fließrinne geführt, dadurch kann eine turbulente Strömung entstehen. Folglich kommt es zu Erosion.



Abbildung 5: Furt im Projektgebiet (Seidl, T. 2020)

# Rigole

Der Wegekörper einer Rigole besteht aus grobem Schotter, der als eine Art Drainagekörper fungiert. Eine weitere Schicht mit Feinmaterial wird auf den groben Schotter aufgebracht und verdichtet. Die Rigole ist circa 2 m breit und verläuft diagonal zum Weg. Der Graben auf der Bergseite der Rigole wird zu einem "Sedimentierbecken" erweitert. Diese Mulde dient der Verlangsamung des zufließenden Wassers und der Sedimentation von Schwemmgut. Das Wasser fließt von dem Becken durch die Poren des Schotters zur Talseite des Weges (Backes et al. 2007).

Vorteile: Diese Variante ermöglicht einen flächigeren Wasserfluss ohne starke Konzentration des Wassers. Das Sedimentierbecken beugt einer schnellen Verschlämmung der Poren vor, wodurch die Lebensdauer des Bauwerkes verlängert werden kann. Da kein großes Wegstück präpariert werden muss und je nach Bauweise nur wenig Material benötigt wird, halten sich die Baukosten in Grenzen. Die Rigole ist ohne Probleme befahrbar und hält bei geeigneter Bauweise auch den erforderlichen Nutzlasten stand.

**Nachteile:** Es ist anzunehmen, dass sich durch Lockermaterial die Poren zwischen dem Schotter schnell zusetzen werden und folglich die Wasserleitung stark verschlechtert wird. Das Sedimentierbecken kann das hin-

auszögern, aber dieses muss regelmäßig freigeräumt werden. Bei einer hohen Abflussmenge und -geschwindigkeit besteht die Möglichkeit, dass das Wegstück aus Schotter oder das Becken zerstört wird. Möglicherweise kann durch eine Bauweise mit Lagen aus feinerem Schotter und gröberem Schotter die Stabilität erhöht werden. Allerdings wird durch häufige Befahrung der Schotter verdichtet, das verringert die Durchlässigkeit und auch die Lebensdauer der Rigole.

# Sickerungsweg

Die Idee eines "Sickerungsweges" besteht in der Erweiterung einer Rigole. Bei einem längeren Wegstück, z. B. 200 m, besteht der Wegeunterbau aus Grobschotter, auf den eine Schicht Feinmaterial kommt, um die Befahrbarkeit zu gewährleisten. Der Weg fungiert als Drainagekörper.

Vorteile: Durch diese Maßnahme kann das Wasser im Graben sehr viel flächiger in den talseits gelegenen Vegetationsbestand fließen. Der Unterhaltungsaufwand ist gering. Es müssen nur gegebenenfalls die Gräben freigeräumt werden. Bei geeigneter Bauweise trägt der Weg die erforderliche Nutzlast. Diese Konstruktion wurde 2015 auch von der Stiftung Natur und Umwelt im Naturschutzgebiet Hangbrücher bei Morbach umgesetzt. Die Kosten



Abbildung 6: Rigole (Gallus, M.)



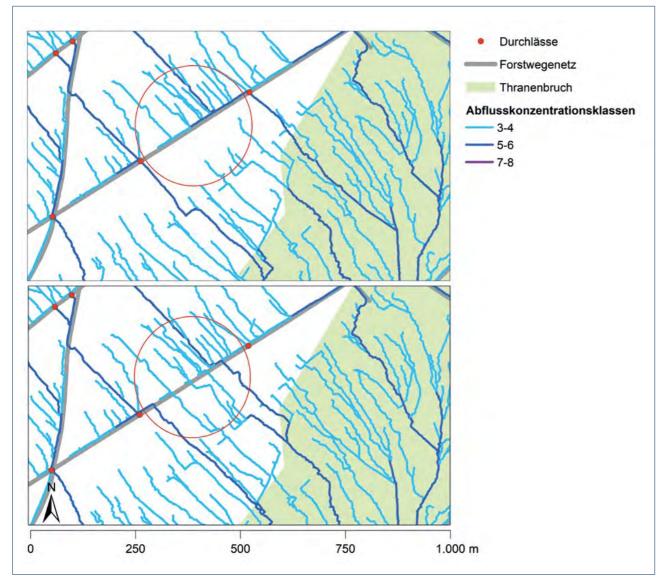
Abbildung 7: Sickerungsweg im NSG Morbach (Hoffmann, J. SNU)

beliefen sich hier bei einer Wegstrecke von 150 m auf ungefähr 6700 € und sind somit annehmbar (Josef Becker GmbH 2014).

Nachteile: Es ist anzunehmen, dass sich mit der Zeit die Poren zwischen dem Schotter mit Feinmaterial zusetzen werden und diese verstopfen. Die Durchlässigkeit und auch die Lebensdauer werden so verringert. Durch Befahrung des Weges wird dieser verdichtet, wodurch ebenso die Durchlässigkeit wie die Lebensdauer beeinträchtigt werden. Mit einem geeigneten Geotextil können die Durchlässigkeit und die Stabilität des Bauwerkes gegebenenfalls verbessert wird. Zusätzlich ist der Unterbau bei Neigung des Weges und hohem Wasseraufkommen erosionsgefährdet. Das Wasser fließt unter Umständen entlang der Straßenachse und konzentriert sich am Auslass. Dadurch kann es zu Bodenerosion kommen.

## Handlungsempfehlung für die Hangmoore im NLP

Basierend auf den aus dieser Arbeit gewonnenen Erkenntnissen, ist der Bau von mehreren Rigolen in Abständen von 50 bis 100 m in bestimmten festgelegten Wegabschnitten für die Vernässung einiger Bruchgebiete am sinnvollsten. Diese fungieren als Drainagekörper und können, bei kurzen Distanzen zwischen den Bauwerken, einen diffusen Wasserfluss gewährleisten. Zusätzlich sollten einige vorhandene Durchlässe geschlossen werden, um eine weitere Vertiefung der vorhandenen Furchen nach den Durchlässen zu verhindern. In Abbildung 8 ist zum einen ein Ausschnitt des aktuellen Abflusses (Abbildung oben, Stand Frühjahr 2020) und zum anderen ein Ausschnitt des Ab-



**Abbildung 8:** Abflussmodellierung eines Wegabschnittes im Projektgebiet (Oben Frühjahr 2020, unten nach Einbau) (Seidl, T. 2020)

flusses nach Einbau der empfohlenen Maßnahmen im rot umkreisten Bereich dargestellt (Abbildung unten). Es lässt sich erkennen, dass ein flächigerer Wasserzug zum Thranenbruch erzielt werden kann.

#### Fazit

Im Projektgebiet des EU-LIFE-Projektes im Nationalpark Hunsrück-Hochwald stellt die Zerschneidung der Bruchgebiete und dadurch die Austrocknung der Moorökosysteme durch Forstwege ein naturschutzfachliches und ökologisches Problem dar. Ein Umbau einiger Abschnitte der Forstwege kann eine flächigere Vernässung der Moorbereiche in den Brüchern erreichen und so eine positive Ei-

genentwicklung der Moore fördern. Eine sinnvolle Lösung zur Optimierung der Wasserversorgung im Projektgebiet ist der Einbau von Rigolen. Im Projektgebiet wurden in den Jahren 2019 und 2020 experimentell Furten und Rigolen eingebaut, um zu sehen, welche Effekte hierbei jeweils für die Moore erreicht werden können.

Da dieses sehr spezifische Thema der Moorökosystemzerschneidung augenscheinlich noch nicht ausreichend behandelt wird, gilt es, die Forschung und vor allem die Dokumentensammlung auf diesem Gebiet voranzubringen. Deshalb ist eine umfassende Dokumentation der umgesetzten Maßnahmen vonnöten, um in Zukunft Rückschlüsse auf Funktionalität und Wirkung zu ziehen und Außenstehenden neue Handlungsansätze zu bieten.

# Quellen

Backes, C.; Gallus, M.; Schubert, D.; Schüler, G.; Vasel, R. (2007): Entschärfung von linearen Abflüssen durch vorsorgende Waldwegebautechnik. In: G. Schüler, I. Gellweiler und S. Seeling (Hg.): Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen. Das INTERREG IIIB NWE Projekt WaReLa. Mitteilung aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz. Trippstadt (64/07), S. 51–60.

**Dierßen, K.; Dierßen, B. (2001):** Moore. Stuttgart (Hohenheim): Ulmer (Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht).

**Edom, F.; Dittrich, I.; Goldacker, S.; Keßler, K. (2007):** Die hydromorphologisch begründete Planung der Moorrevitalisierung im Erzgebirge. In: Akademie der Sächsischen Landesstiftung Natur und Umwelt (Hg.): Praktischer Moorschutz im Naturpark Erzgebirge/Vogtland und Beispiele aus anderen Gebirgsregionen: Methoden, Probleme, Ausblick. Grillenburg, S. 19–32.

Fachstelle für Forstliche Bautechnik Liechtenstein (Hg.) (2014): Waldstrassen und Gerinnequerungen. Einsiedeln, 02.10.2014.

**Grosvernier, Ph.; Montavon, C.; Käser, D.; Brunner, Ph.; Hunkeler, D.; Staubli, P. (2018):** Hydrologische Auswirkungen von hangmoorgerechten Strassen. In: Natur und Landschaft Inside. Bern, S. 10–14.

**Joosten, H.; Couwenberg, J. (2001):** Bilanzen zum Moorverlust. Kapitel 8.2. In: M. Succow und H. Joosten (Hg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2 Aufl. Stuttgart: Schweitzerbart-Verlag, S. 406–409.

**Josef Becker GmbH (2014):** Rechnung der Wegeinstandsetzungsarbeiten. Lorscheid, 2014. Unveröffentlichter Brief an Forstrevier Hinzerath.

**Koppisch, D. (2001):** Torfbildung. Kapitel 2.1. In: M. Succow und H. Joosten (Hg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2 Aufl. Stuttgart: Schweitzerbart-Verlag, S. 8–13.

**Scholtes, M.; Nindel, I. (2017):** Maßnahmenplanung EU-LIFE-Natur-Projekt. Wiederherstellung und Erhalt von Hang- und Zwischenmooren im Hunsrück (Hochwald). Maßnahmenplanung. Im Auftrag von Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz. Deuselbach.

**Stegmann, H.; Zeitz, J. (2001):** Bodenbildende Prozesse entwässerter Moore. Kapitel 2.4.3. In: M. Succow und H. Joosten (Hg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2 Aufl. Stuttgart: Schweitzerbart-Verlag, S. 47–57.

**Thuerkow, D. (2009):** Glossar Erosionsbasis. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Online verfügbar unter www.mars.geographie.uni-halle.de/mlucampus/geoglossar/terme\_datenblatt.php?terme=Erosionsbasis, zuletzt aktualisiert am 21.08.2009.



# **IMPRESSUM**

#### Herausgeber:

Nationalparkamt Hunsrück-Hochwald Brückener Straße 24 | 55765 Birkenfeld Telefon: 06782 8780-0 | Fax: 06782 8780-999 poststelle@nlphh.de | www.nlphh.de

#### **Design-Konzept und Gesamtproduktion:**

soonteam cc | ccinfo@soonteam.com Telefon: 06706 960044 | www.soonteam.com

**Druck:** PRINZ-DRUCK Print Media **Papier:** Magno Volume / Igepa



#### Verzeichnis der Titel- und Zusatzabbildungen:

**Redaktion:** Andrea Kaus-Thiel, Mariam Landgraf

Frank Adorf S. 140; Patricia Balcar S. 139; Sebastian Dittrich S. 82, 91; Anja Eckhardt S. 189, 244; Nicole Fournier S. 243; Konrad Funk Titelbild, S. 1, 4, 6, 10, 15, 42, 50, 74, 92, 117, 119, 120, 166, 187, 234, 254; Hubert Höfner S. 148; Markus Hoffmann / Landesforsten.RLP.de S. 67; Adam Hölzer S. 222, 232, 233; Andrea Kaus-Thiel S. 15, 18, 137; Dorothee Killmann S. 158, 180; Carsten Morkel S. 68; Hans Reichert S. 208; Wolfram Remmers S. 200, 207; Wolfgang Schmidt S. 130; Anja Schneider S. 112; Ernst Segatz S. 26; Andreas Weber-Theen S. 190, 199; Wilhelm Zimmermann S. 104; Archiv FAWF S. 60; Archiv NLPHH S. 49, 59, 100, 111

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Landesregierung Rheinland-Pfalz herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerberinnen/Wahlwerbern oder Wahlhelferinnen/Wahlhelfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Druckschrift nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung zu Gunsten einer politischen Gruppe verstanden werden könnte.

