

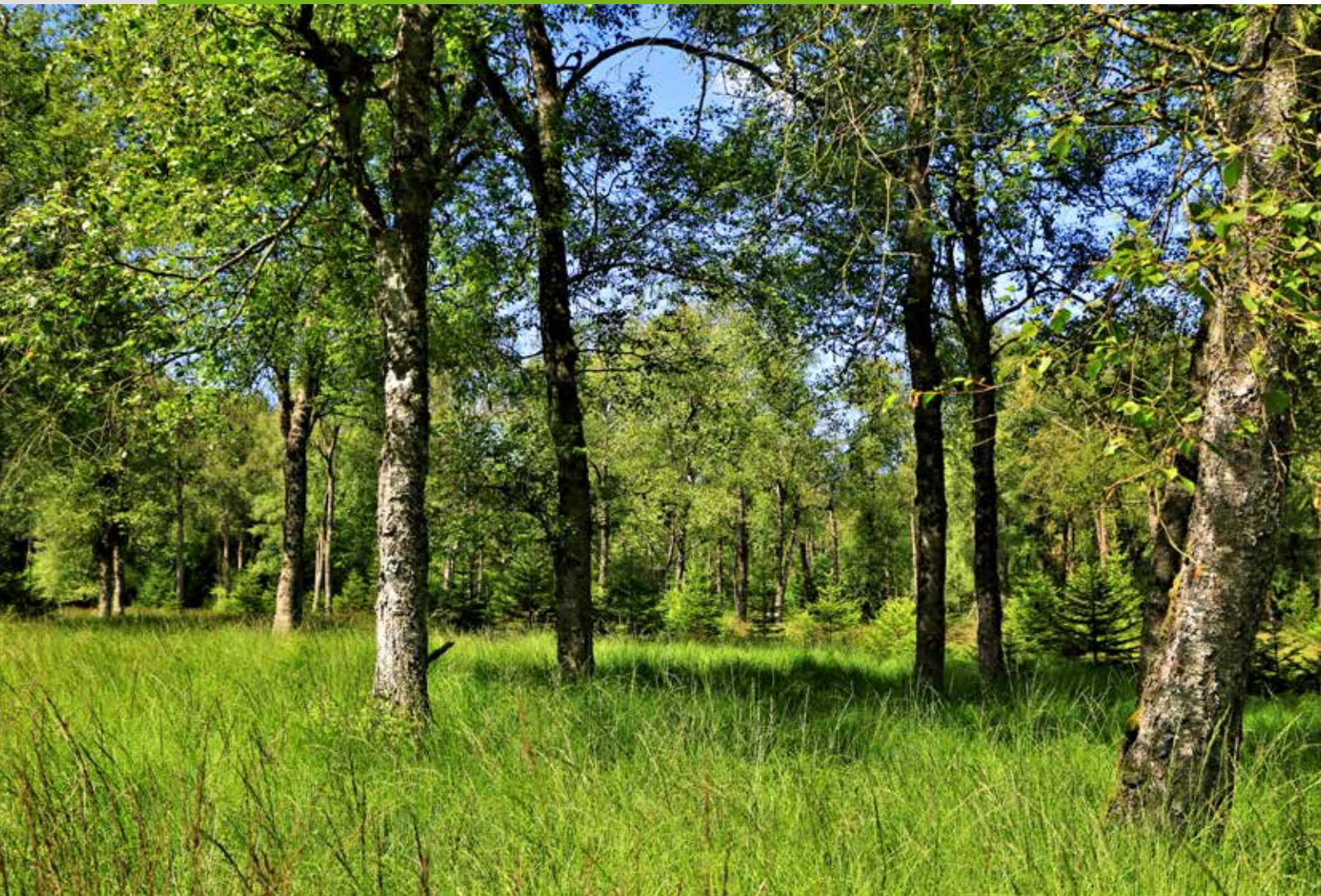


Rheinland-Pfalz

ZENTRALSTELLE DER
FORSTVERWALTUNG

DIE HANGBRÜCHER DES HUNSRÜCKS

Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 86/20



DIE HANGBRÜCHER DES HUNSRÜCKS

Erkenntnisse aus dem Projekt MoorWaldBilanz - Kohlenstoffbilanzen bei der Renaturierung von Moorwäldern am Beispiel Hunsrück-Hochwald

SCHÜLER, GEBHARD¹ ; KOPF, CHRISTOPH² ; GORECKY, ALINA²; KRÜGER, JAN-PAUL³; DOTTERWEICH, MARKUS³;
SEIFERT-SCHÄFER, ANGELIKA³; HOFFMANN, SVENJA³; SCHERZER, JÖRG³; KNEISEL, CHRISTOF⁴; TRAPPE, JULIAN⁴;
HILL, JOACHIM⁵; STOFFELS, JOHANNES⁵; DOTZLER, SANDRA⁵; NINK, SASCHA⁵; DEHNER, ULRICH⁶; STEINRÜCKEN, ULRICH⁷;
HÖLZER, ADAM; SCHLOß, SIEGFRIED;

Zentralstelle der Forstverwaltung

Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz,
Trippstadt 2020

¹Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, Landesforsten Rheinland-Pfalz

²Zentralstelle der Forstverwaltung, Landesforsten Rheinland-Pfalz

³UDATA GmbH Umwelt & Bildung

⁴Institut für Geographie und Geologie der Universität Würzburg

⁵Institut für Umwelt-Fernerkundung und Geoinformatik der Universität Trier

⁶Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz

⁷Soilution Dr. U. Steinrücken und Dr. T. Behrens Gbr.

VORWORT

„Natur Natur sein lassen“ ist die zentrale Botschaft von Nationalparks. Hauptziel ist es, naturdynamische Prozesse ohne unmittelbare menschliche Einwirkung zuzulassen. Weder der Weg ist bekannt, noch gibt es definierte zu erreichende Ziele. Die Entwicklung wird begleitet durch Forschung und Monitoring. Nicht in allen Fällen ist es möglich, den „Urwald von morgen“ ohne jede Einflussnahme aus der bisherigen Nutzung zu entlassen. Oft sind es Randsituationen, die mit Blick auf benachbarte Wirtschaftswälder eine gezielte Zurücknahme waldschutzrelevanter Baumarten erforderlich machen. Ein typisches Beispiel ist die Überführung reiner Fichtenbestände in buchenbetonte Mischwälder, um eine latente Gefahr von Borkenkäfer-Massenvermehrungen zu durchbrechen. Der Gesetzgeber lässt einen bis zu 30-jährigen Übergangszeitraum zu, in dem diese initialen Maßnahmen durchgeführt werden können.

In anderen Situationen stellt sich die Frage, inwieweit es sinnvoll ist, zu Beginn des Entwicklungszeitraumes diejenigen anthropogenen Faktoren auszuschalten, welche geeignet sind, auf Dauer einen naturdynamischen Prozess zu bremsen oder gar zu blockieren. Dies kann der Fall sein, wenn Bruchwälder und natürliche Feuchtstandorte durch Grabensysteme entwässert werden, deren Wirkung auch nach Aufgabe der Unterhaltung anhält. Das Gebiet des Nationalparks Hunsrück-Hochwald ist ein zentraler Bereich, in dem dieses Thema Bedeutung hat. Über ein Zehntel der Gebietsfläche hat solche fortwirkend überprägenden Standortssituationen. Mehrere hundert Kilometer Grabensysteme wurden insbesondere im 19. Jahrhundert angelegt. Bruchwaldflächen wurden in Fichtenbestände umgewandelt.

Mit dem EU-Life-Projekt „Hangmoore im Hochwald“ wurden Flächen identifiziert, die sich für Renaturierungs-Maßnahmen eignen. Sie nehmen ca. 1,2% der Nationalparkfläche ein. Nach bereits vorausgegangenen Life-Projekten in Eifel und Hunsrück konnte auf Erfahrungen und ein Set von Methoden zurückgegriffen werden. Geradezu ein Glücksfall war es, dass mit Unterstützung des Waldklimafonds das Projekt MoorWaldBilanz unter der Federführung der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz gestartet werden konnte. Die wissenschaftliche Begleitung der Maßnahmen konnte durch wesentliche Grundlagenerhebungen, vertiefende und breit angelegte Untersuchungen und die Verankerung mittel- und langfristigen Monitorings verstärkt werden.

Die durchaus leidenschaftlich geführte Diskussion um Pro und Contra einzelner Maßnahmen, Art und Umfang der Durchführung, Entwicklung und Prüfung von Arbeitshypothesen bis hin zur Befassung im politischen Raum hat deutlich gemacht, welche hohe auch klimarelevante Bedeutung die Hangbrücher als solche haben und wie wichtig ihre Beobachtung und die Begleitung der Entwicklung sind. Das Nationalparkamt hat dank der Projekte eine solide Basis, auf deren Grundlage Forschung und Monitoring hierzu fortgesetzt werden können. Dies zeigt sich auch im mittlerweile beschlossenen und genehmigten zehnjährigen Nationalparkplan. Dort ist verankert, dass in den Hangbrüchern ausschließlich Forschung und Monitoring greifen sollen. Es besteht nun die Möglichkeit, Variantenstudium zu betreiben und viele aktuell im Raum stehende Fragen Zug um Zug mit aus der Entwicklung gewonnenen Erkenntnissen zu untermauern.

Unser großer Dank gilt dem breit aufgestellten und routinierten Forschungsteam und Autorenkollektiv unter der Federführung der FAWF in Trippstadt. Die Ergebnisse und die Veröffentlichung zeigen einmal mehr, dass gute interdisziplinäre und vernetzte Forschung essentiell sind für die langfristige wissenschaftliche Begleitung von Ökosystemen. Die Gruppe der Forscher*innen ist nicht gänzlich neu zusammengekommen, sondern hat schon in vielen anderen Themenfeldern gut miteinander kooperiert. Das ist ein großer Vorteil für effizientes Arbeiten. Einer Ressortforschungsanstalt, die koordinieren und vermitteln kann, gleichzeitig aber auch Garant für Stetigkeit ist, kommt hierbei eine besondere Bedeutung zu.

Birkenfeld, im Juni 2020

Dr. Harald Egidi
Nationalparkamt Hunsrück-Hochwald

INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung.....	1
Summary.....	2
1. Zielsetzung.....	3
2. Untersuchungsmethoden	5
3. Ergebnisse und Diskussion	11
Karten und Datenauswertung	11
Prozessierung von flugzeuggestützten und terrestrischen Laserscanning-Daten.....	13
Physisch-geographische Einzugsgebiets- und Hangmoorkartierung und geoelektrische Widerstandstomographie	21
Auswahl und Einrichtung von Monitoringflächen zur CO ₂ -Bilanzierung.....	31
Hydrologisches Monitoring	46
Torfmächtigkeitskartierung.....	64
Säure-Base-Stufen der Hangbrücher	74
Trophiestufen der Hangbrücher	74
Hydrogenetischer Moortyp	74
Geobotanische Kartierungen und Untersuchungen	74
Palynologische Ergebnisse und Ergebnisse der Großrestanalysen.....	77
Hangbruchgenese und Wasserhaushalt	83
Alter der Hangbrücher	84
Kohlenstoffbilanzierung	87
Gefährdung der Hangbrücher des Hunsrücks durch Entfichtung	94
Erhaltung und Förderung des Lebensraumes „Hangbruch“	94
4. Literatur	96
Danksagung.....	102

Zusammenfassung

Im Projekt MoorWaldBilanz wurde die Kohlenstoff-Speicherung in den Hunsrück-Hangbrüchern und in den darauf stockenden Moorwäldern in der Region des Nationalparks Hunsrück-Hochwald flächen-deckend bilanziert. Diese schützenswerten Quell- und Hangmoore mit ihren Moorwäldern sind charakteristische Naturelemente im Hunsrück und einzigartige Lebensraumtypen, die der Erhaltung der biologischen Vielfalt dienen. Jedoch wurden seit dem 19. Jahrhundert in den hochsensiblen Moorwald-flächen des Hunsrücks 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 ökosys-temare Prozesse und Kreisläufe angepasst, wiedervernässt und renaturiert werden. Gegenstand von MoorWaldBilanz war daher auch, den Wasserhaushalt im Bereich ausgewählter Hangmoore durch eine Methodenkombination von geophysikalischen Sondierungen und In-situ Messungen zu charakterisieren. Die gleichzeitige Einrichtung von Monitoringflächen lässt die Entwicklung der Kohlenstoffspeicher nach Renaturierungsmaßnahmen beurteilen, die als Reaktion der Waldmoorstandorte auf den Klimawandel notwendig ist. Mit Hilfe von Kartierungen und Analysen von Torfkernen wurden die Kohlenstoffvorräte bei unterschiedlichen Degradationsstadien ermittelt. Die Ergebnisse aus MoorWaldbilanz dienen damit dem Schutz und dem Erhalt von Moorwäldern und lassen Maßnahmen zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit der Waldmoore an den Klimawandel sowie zur Sicherung und Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung beurteilen.

Hangbrücher sind in einem heterogenen Mosaik von verschiedenen organischen Böden und hydromorphen, mineralischen Böden entstanden. Eine Kartierung der Torfmoose ergab, dass überall im Projekt-gebiet Torfmoose vorkommen, ohne dass sich jeweils auch ein Moor gebildet hätte. Interflow fließt im quarzitären Schutt oder auch in den periglazialen Deckschichten hangabwärts. Tritt das 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 Torfauflagen von nur 10 cm Mächtigkeit festgestellt, seltener 40 cm, im Einzelfall bis zu 100 cm. Die Torfauflagen passen sich in das Mikro-Oberflächenrelief des Geländes ein. Bei Renaturierungsmaßnahmen sind Abflussregulierungen also nur angezeigt, wenn ehemalige Drainagegräben zur Tiefenerosion neigen und nicht Teil des natürlichen, reliefbedingten Entwässerungssystems sind. Bedeutsam ist, dass Torfauflagen bei künstlichen Störungen des Wasserhaushaltes, durch z.B. Entwässerungsgräben, Wegebau, oder auch bei Kahlschlag durchlüftet werden, dann wird Torf abgebaut, und die Hunsrückbrücher mutieren von einer Kohlenstoff-senke zur Kohlenstoffquelle. Auch die Torf-Altersdatierungen in MoorWaldBilanz 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 in ihrer Torfmächtigkeit und ihrer räumlichen Ausdehnung zurückgehen werden.

In den untersuchten Hangbrüchern befinden sich zwischen 70 und 90 % der Kohlenstoffvorräte ($0 - 200$, maximal 800 t ha^{-1}) in der Torfauflage und in den Wurzelbiomassen der aufstockenden Bäume. Nur ein Viertel oder weniger des Kohlenstoffes (durchschnittlich 47 t , z.T. bis 160 t ha^{-1}) ist im aufsto-ckenden Moorwald oder im künstlich eingebrachten Fichtenwald gespeichert.

Zur Unterstützung der Kohlenstoff-Senkenfunktion muss der Wasserhaushalt der Hangbrücher so ge-staltet werden, dass die Torfauflage permanent vernässt ist und Zersetzeraktivitäten gehemmt werden. Die günstigste Kohlenstoffbilanz wird dann erreicht, wenn die auf dem Moor wachsenden Bäume belas-sen werden, auch wenn sie Restbestände aus der zurückliegenden Fichtenbewirtschaftung sind. Der sich sukzessiv entwickelnde Moorwald und die wachsende Torfauflage speichern den Kohlenstoff, der durch die absterbenden Fichten freigesetzt wird.

Summary

In the project MoorWaldBilanz the carbon storage in the Hunsrück peatlands and in its peatland forests in the region of the Hunsrück High Forest National Park was balanced. These peatlands, worthy of protection, with their swamp and peatland forests, are characteristic natural elements in the Hunsrück region, unique habitat types which serve to preserve biological diversity. However, since the 19th century, networks of drainage ditches have been systematically created and maintained in the highly sensitive peatland forest areas of the Hunsrück, in order to be able to use these sites for timber production, especially with spruce trees. In order to regain the typical characteristics of these slope peatlands, they must be regenerated as gently as possible to ecosystem processes and cycles, rewetted and renatured. Therefore the MoorWaldBilanz project also aimed to characterise the water pathability in the area of selected slope peatlands by a combination of geophysical research and in-situ measurements. The simultaneously established monitoring areas allow the assessment of the development of the carbon stock after so-called renaturation measures, which is also necessary to investigate the impacts of climate change on forested fen sites. Carbon stocks in peat layers at different stages of degradation were determined by mapping and analysis of peat cores. The results of the carbon balance in those peatland forests thus serve their protection and preservation, and allow assessing measures to increase the forested peatlands' ability to adapt to climate change and to secure and increase carbon sequestration.

Slope peatlands have developed in a heterogeneous mosaic of different organic soils and hydromorphic, mineral soils. The mapping of the peat mosses showed that peat mosses occur everywhere in the project area, but without the formation of a fen or a bog. Interflow flows downhill in quartzitic debris or in the periglacial cover layers. If this interflow comes to the surface, e.g. in springs or in a so-called return flow, peat layers are formed as long as the peat mosses remain permanently wet. Peat layers of only 10 cm thickness were often found in the slope fens, less frequently 40 cm, but in individual cases also up to 100 cm. The peat layers fit into the micro-surface relief of the terrain. Therefore, discharge regulations as part of renaturation measures are only indicated if former drainage ditches tend to deep erosion, and if they are not part of the natural, relief drainage system. If peat layers are aerated in the event of artificial disturbances of the water balance, e.g. by drainage ditches, road construction, or even clear cutting, then peat is mineralised, and the Hunsrück peatlands mutate from a carbon sink to a carbon source. The peat age dating in MoorWaldBilanz also suggests that peat was only accumulated during cold phases of the Holocene, but decomposed during warm phases. Taking global warming into account, there is a tremendous risk that the peat thickness and spatial extent of the slope peatlands will decrease in the future.

70 to 90 % of the carbon stocks (0 - 200, maximum 800 t ha⁻¹) are found in the peat layers and in the root biomass of the up-growing trees in the investigated slope peatlands. Only one quarter or less of the carbon stock (in average 47 t, partly up to 160 t ha⁻¹) is stored in the peat forest or in the artificially introduced spruce forest.

In order to support the carbon sink function, the water balance of the slope peatlands must be preserved or adapted in such a way that the peat layer is permanently wetted and decomposition activities are inhibited. The most favourable carbon balance is achieved if the trees growing on the peatlands are left in place, even if they are remnants from past spruce cultivation. The successively developing peat forest and the growing peat layer store the carbon released by the dying spruces.

1. Zielsetzung

Moorwälder sind nach der NATURA 2000-Definition Laub- und Nadelwälder auf feucht-nassem Torfsubstrat, in der Regel mit Sphagnum-Arten und Zwergsträuchern, oligotrophen Nährstoffverhältnissen und hohem Grundwasserspiegel (Code: 91D0, www.bfn.de/0316_typ91d0.html). Oft sind sie eng mit anderen Moorbiotoptypen verzahnt oder liegen im Randbereich der Moore. Im Unterwuchs sind Torfmoose und Zwergsträucher zu finden. Aufgrund der speziellen Lebensbedingungen tritt dieser Lebensraum in Deutschland zwar fast überall, aber oft nur kleinflächig und vereinzelt auf. Intakte Moorwälder und generell Moore besitzen einen dauerhaft gesättigten Wasserkörper und bauen aufgrund der sauerstoffarmen Bedingungen organische Biomasse auf. Das durchschnittliche Torfwachstum beträgt in mitteleuropäischen Mooren zwischen 0,5 und 1,5 mm pro Jahr. Ein funktionierendes Hochmoor kann pro Hektar und Jahr 1,2 t Kohlenstoff bzw. 4,4 t CO₂ sequestrieren (MLUV 2009). In Moorwäldern kommt noch der Kohlenstoff hinzu, der im aufstockenden Holzbestand gespeichert ist. Somit stellen Moore und Moorwälder neben ihren ökologischen Funktionen auch eine bedeutende Senke für Treibhausgase und leisten einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz.

Im Gegensatz dazu stellen in den letzten Jahrzehnten die Moore in Deutschland mit Emissionen von 46 Mio. Tonnen CO₂-Äquivalenten pro Jahr die zweitgrößte Einzelquelle der Treibhausgasemissionen dar (DRÖSLER et al. 2011). Ursache hierfür sind frühere Entwässerungsmaßnahmen und die Umwandlung der Moore in Land- und Forstwirtschaftsflächen. Bei häufig anzutreffenden Moorwasserständen von 40 bis 60 cm unterhalb der Mooroberfläche sind jährliche Freisetzungen in Höhe von 15 bis > 20 t Kohlendioxid pro Hektar zu erwarten (MLUV 2009). Man schätzt, dass durch Extensivierung und konsequente Wiedervernässung auf naturnahe Wasserstände die jährlichen Emissionen auf den betroffenen Moorflächen in Deutschland um rund 35 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente gemindert werden könnten (FREIBAUER et al. 2009).

In Rheinland-Pfalz schätzt man den Flächenanteil der Moore auf ca. 7000 ha wobei Hauptverbreitungsgebiete vertorfte Altarme in den Flussauen des Oberrheins, die Eifelmaare, der Westerwald und die Hangbrücher im Hunsrück (Hunsrückbrücher) sind (DEHNER et al. 2014). Auf saarländischem Gebiet tritt dieser Lebensraumtyp am Dollberg und im Eisener Wald auf. Die Moore und Moorwälder im Hunsrück finden sich vor allem an den Hängen eines Quarzitrückens, da dort aufgrund der wasserstauenden Schichten und dem niederschlagsreichen Klima in den Hochlagen ideale Bedingungen für die Bildung von Quell- und Hangmooren gegeben sind. Ausgeprägte Moorwälder finden sich vor allem in den Randbereichen der Moore und sind vorwiegend mit Schwarzerlen und Moorbirken bestockt (BUSHART 1989).

Ziel des Projektes MoorWaldBilanz ist die flächendeckende Bilanzierung der Kohlenstoff-Speicherung bei der Renaturierung von Moorwäldern in der Region des Nationalparks Hunsrück-Hochwald. Die Wirkung von intakten Mooren als Kohlenstoffsенке ist allgemein anerkannt (PARISH et al. 2008), während Moore, die einem Degradierungsprozess unterliegen, als bedeutende Emittenten von Treibhausgasen gelten (WIBISONO et al. 2011). Die positive Klimabilanz von Mooren resultiert v.a. aus der Torfbildung während der Genese bzw. der Wiederherstellung. Die Klimabilanz von intakten Mooren soll aufgrund der anaeroben CH₄-Emission in etwa ausgeglichen sein (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN 2012), obwohl die CO₂-Bilanz von Moorwäldern derzeit noch nicht ausreichend erforscht ist (REDMANN et al. 2011). Bei der Renaturierung von Moorwäldern ist darüber hinaus zu berücksichtigen, dass beim Torfaufbau Kohlenstoff gebunden wird, während die Entnahme standortsfremder Bestockungen (z. B. von Fichten) CO₂-Emissionen verursacht. Das Emissionsminderungspotenzial durch eine Extensivierung und konsequente Wiedervernässung wird in Deutschland auf rund 35 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente pro Jahr geschätzt (FREIBAUER et al. 2009). Obwohl bei der Renaturierung von Mooren neben den naturschutzfachlichen Zielen auch Klimaschutzziele verfolgt werden, finden bisher kaum ein

Monitoring und noch eine Bewertung bezüglich der Klimawirksamkeit dieser Maßnahmen statt (REDMANN et al. 2011). Daher sollen im Projekt MoorWaldBilanz auch die Grundlagen für ein späteres Monitoring gelegt werden.

MoorWaldBilanz hat daher eine wichtige Beispiel- und Vorbildfunktion und liefert einen Beitrag sowohl zur Quantifizierung der Kohlenstoffflüsse von Moorwald-Ökosystemen als auch zum Monitoring von Kohlenstoffbilanzen insgesamt. Als Projektgebiet wurde der neu gegründete Nationalpark Hunsrück-Hochwald in Südwest-Deutschland, welcher von den Landesregierungen Rheinland-Pfalz und Saarland erst im Mai 2015 offiziell eröffnet wurde, ausgewählt. Die Hunsrückbrücher gelten dort als Alleinstellungsmerkmal. Schützenswerte Quell- und Hangmoore mit ihren Sumpf- und Moorwäldern, die sogenannten „Hunsrückbrücher“, sind charakteristische Naturelemente im Hunsrück (HOFFMANN 1957; REICHERT 1975). Dennoch wurden seit Beginn des 19. Jahrhunderts systematisch Netze von Entwässerungsgräben in den hochsensiblen Moorwaldflächen des Hunsrück angelegt und unterhalten (RITTER 2016), um auch diese Standorte für die Holzproduktion, insbesondere für die Fichte, nutzen zu können (HOFFMANN 1957). Dies führte zu einer starken Degradation der Torfkörper und zur Freisetzung von Treibhausgasen. Wenn die typischen Eigenschaften und Ökosystemdienstleistungen der Hangmoore wiedergewonnen werden sollen, müssen diese Flächen möglichst schonend und an ökosystemare Prozesse und Kreisläufe angepasst wiedervernässt und renaturiert werden (SCHÜLER 2007, 2012). So werden seit 2015 im Rahmen eines EU-LIFE-Programmes Renaturierungsprojekte auch im Gebiet des Nationalparks durchgeführt. Hierbei werden insbesondere Maßnahmen zur Beseitigung von Fichten, Wiedervernässung und Wegerückbau durchgeführt (Laufzeit 2015 – 2020, STIFTUNG NATUR UND UMWELT RLP 2015). Obwohl bei Renaturierungsmaßnahmen die naturschutzfachlichen Ziele mit dem Klimaschutz verzahnt werden, findet dort kein an das Life-Projekt gebundenes Monitoring in Bezug auf die Klimawirksamkeit statt.

Um die Ziele von MoorWaldBilanz zu erreichen, wurde der oberflächennahe Untergrund und dessen Wasserwegsamkeit im Bereich ausgewählter Hangmoore, und deren Einzugsgebiete durch eine Methodenkombination aus minimal bis non-invasiven geophysikalischen Sondierungen und in-situ Messungen untersucht.

Mit der Einrichtung von Monitoringflächen nach einem einheitlichen System wurde eine wichtige Forschungslücke geschlossen, die zur Beurteilung der Entwicklung des Kohlenstoffspeichers nach Renaturierungsmaßnahmen und zur Erforschung von Reaktionen auf den Klimawandel auf Waldmoorstandorten notwendig ist.

Es wurde schließlich ein GIS-gestütztes Moorkataster geschaffen, in dem Informationen zur Verbreitung von Torfböden und deren Flächennutzung, zum Zustand und CO₂-Sequestrationspotenzial der Moorwälder im Hunsrück, zu ihrer Entwicklung, ökologischen Charakterisierung und hydrochemischen Eigenschaften dargestellt sind. Mit Hilfe von Kartierungen und Analysen von Torfkernen wurden die Kohlenstoffvorräte bei unterschiedlichen Degradationsstadien ermittelt. Das Gesamtziel einer flächendeckenden Kohlenstoffbilanzierung wurde erreicht, indem ein Upscaling der Kohlenstoffvorräte bei unterschiedlichen Renaturierungsszenarien auf der Grundlage des Moorkatasters durchgeführt wird.

Die Ergebnisse liefern somit eine wertvolle Grundlage zum Schutz und zum Erhalt von Moorwäldern und bei der Beurteilung von Maßnahmen zur Erhöhung der Anpassungsfähigkeit der Waldmoore an den Klimawandel sowie zur Sicherung und Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung.

2. Untersuchungsmethoden

Um die CO₂-Speicherung bei der Renaturierung von Moorwäldern in der Region des Nationalparks Hunsrück-Hochwald flächendeckend bilanzieren zu können, wurden zunächst Informationen zur Verbreitung von Torfen und deren Nutzung, zu ihrer Entwicklung, ökologischen Charakterisierung und hydro-chemischen Funktion gesammelt (KOPF 2019). Daraus konnten sowohl Angaben zum aktuellen Kohlenstoffgehalt der Torfkörper und des aufstockenden Waldbestandes ermittelt als auch Informationen zu einer möglichen Entwicklung bei Renaturierungsmaßnahmen abgeleitet werden.

Zur Charakterisierung des Bodenwasserhaushaltes wurde eine Methodenkombination aus minimal bis non-invasiven geophysikalischen Sondierungen und In-situ Messungen angewandt (TRAPPE & KNEISEL 2019). Der Einsatz von geophysikalischen Sondierungen und geoelektrischen Messungen (hier insbesondere Geoelektrik und Georadar) stellte eine innovative Methode und methodische Besonderheit zur Charakterisierung der Hangmoorstandorte dar. Mit diesen Methoden wurden in diesem Projekt geophysikalische zwei- oder dreidimensionale Untergrundmodelle erzeugt, aus denen sich detaillierte hydro-pedologische und lithologische Informationen zu den Hangmooren und deren Einzugsgebieten ableiten ließen. Zur Charakterisierung der raumzeitlich variablen Wasserflüsse und Wasserwegsamkeit wurden in regelmäßigen Abständen geoelektrische Wiederholungsmessungen (Monitoring) an fest installierten Elektroden unternommen. Die erfolgreiche Anwendung geoelektrischer Verfahren zur Untersuchung des oberflächennahen Untergrunds basiert auf der Tatsache, dass sich die verschiedenen im Untergrund auftretenden Materialien hinsichtlich ihrer elektrischen Leitfähigkeit bzw. ihres spezifischen elektrischen Widerstands unterscheiden. Bei Festgesteinen spielt hierfür unter anderem die Leitfähigkeit der gesteinsbildenden Minerale eine Rolle, während bei Lockergesteinen die Größe und Füllung der Zwischenräume von Bedeutung ist. Für die Leitfähigkeit beider Gruppen gilt jedoch, dass das im Porenraum vorliegende Wasser eine dominante

Rolle einnimmt. Die elektrolytische Leitfähigkeit hängt von der Wassersättigung der Poren, den im Porenwasser gelösten Stoffen sowie von deren physikalischen und chemischen Eigenschaften ab (REYNOLDS 2011). Durch die Bestimmung der räumlichen Verteilung der elektrischen Leitfähigkeiten bzw. der spezifischen Widerstände können geophysikalische Modelle des oberflächennahen Untergrundes abgeleitet werden. Hauptanwendungsbereich der Methode sind geologische, hydrogeologische, geomorphologische und bodenhydrologische Fragestellungen (KNEISEL 2003, KNEISEL et al. 2015). Die Technik wurde in ihrer eindimensionalen Variante bereits erfolgreich zur Erfassung der Mächtigkeit von Mooren eingesetzt (SASS et al. 2010), darauf aufbauend erfolgte die zweidimensionale Anwendung im Rahmen dieses Projektes im Bereich der Hangmoore und deren Einzugsgebieten.

In Kombination mit den In-situ Messungen und Kartierungen insbesondere den Bohrstockkartierungen und Rammkernsondierungen konnten auf der Basis der geophysikalischen Sondierungen und den Daten aus dem geoelektrischen Monitoring lithologische Modelle des oberflächennahen Untergrundes abgeleitet werden. Für eine GIS-basierte Reliefanalyse wurden verschiedene Tools von ArcGIS 10.6.1 und SAGA-GIS 6.4.0 verwendet. Bohrungen wurden zum einen mit einem 1 m Pürckhauer Bohrstock durchgeführt und zum anderen mit einem Wacker Neuson BH65 gebohrt (mit Rammkernsonden im Durchmesser von 80 bis 30 mm). Die Bodenprofile wurden nach BKA5 (AG Boden) angesprochen. Für die geoelektrischen Sondierungen wurden eine Syscal/Pro bzw. eine Syscal Junior Switch 72 (Iris Instruments) verwendet. Die Prozessierung der Daten erfolgte mit dem Programm Res2dinv (Geotomo Software). Zur Validierung der geoelektrischen Daten wurden diese durch Aufnahmen des Bodenradars mit 50 und 100 MHz Antennen ergänzt (Sensors&Software). Die Daten wurden mit Hilfe von Ekko_Project (Sensors&Software) ausgewertet. Die Verortung der Messprofile und Bohrpunkte erfolgte mit Hilfe eines differentiellen GPS mit Real Time Kinematic (RTK) mit einem Basis-(G10) und Rover-(G14) System des Herstellers Leica.

Um ein GIS-gestütztes Moorkataster für den Nationalpark Hunsrück-Hochwald zu erarbeiten, wurden insbesondere folgende Fragen verfolgt:

- Welche Flächen werden von Moorwäldern eingenommen (Topographie, Geologie und Ausdehnung)?
- Was zeichnet die Moorwälder im Nationalpark aus (Struktur, Baumbestand, Fragmentierung)?
- Wie sind die Torfkörper aufgebaut (z. B. Torfarten, Zersetzungsgrad, pH-Wert, Kohlenstoffgehalt, Dichte und Durchlässigkeiten)?
- In welchem Stadium der moorgenetischen Entwicklung stehen die Torfkörper?
- Welche Mächtigkeiten und Volumina nehmen die Torfkörper ein (Profilaufbau)?
- Welche direkten und indirekten anthropogenen Überprägungen sind vorhanden (Entwässerung, Wegenetz, wirtschaftliche Nutzung, Hemerobie)?
- Welche besonderen biotischen Merkmale sind vorhanden und mit welchem Baumbestand sind die Flächen bestockt?
- Welchen Schutzstatus nehmen die einzelnen Moorwälder ein?

Einen zentralen Bestandteil der methodischen Arbeit nimmt die Erhebung und Aufbereitung von Daten zur Flächenausdehnung, Mächtigkeit, Struktur, Hydrologie und Degradation der einzelnen Torfkörper und Angaben über die Geländeformen, Expositionen und Vegetationsbestände ein. Zur Bestimmung der räumlichen Verbreitung und Ausdehnung der Moorwälder wurden vorhandene Daten und Kartenmaterialien gesichtet, bewertet und in ein Geographisches Informationssystem (GIS) überführt (KRÜGER et al. 2019). Als Grundlage für eine flächendeckende Erfassung mussten je nach Abdeckung und Informationsgehalt bestehende Fernerkundungsdaten, topographische, bodenkundliche und geologische Übersichtskarten, forstliche Standortkartierungen sowie sonstige boden- und vegetationskundliche Aufnahmen herangezogen werden. Die Nutzung verschiedener Kartengrundlagen birgt jedoch auch zahlreiche methodische Probleme. So zeigt sich in einer vergleichenden Studie im Landstuhler Bruch, dass die errechneten Flächenanteile der Moorlandschaften stark von der verwendeten Kartengrundlage abhängen. In Rheinland-Pfalz und im Saarland existiert bisher kein Moorkataster und

Informationen zur Verbreitung der Moorwälder im Nationalpark Hunsrück-Hochwald liegen nur fragmentiert vor. Da die bisherigen Kartierungen zudem unterschiedlichen Zielsetzungen unterlagen, wie z. B. Fokus auf die Torfmoose, Pflanzengesellschaften, Torfmächtigkeiten oder Vernässungsgrade, sind die Daten zudem sehr uneinheitlich. Oft werden zu den Moorwäldern nur Punktangaben gemacht (z. B. REICHERT 1975) und Angaben zur räumlichen Ausdehnung fehlen meist. Eine mögliche Grundlage für eine flächendeckende Erfassung der Moorwälder bietet z. B. die Bodenkundliche Übersichtskarte (BÜK 50) im Maßstab 1:50.000. In der BÜK 50 nehmen die Moorstandorte nahezu die doppelte Flächengröße als in der höher aufgelösten forstlichen Standortkartierung ein (DEHNER et al. 2014). Auch die forstliche Standortkartierung liefert je nach Gebiet Informationen in analoger Form zur Moorwaldverbreitung im Maßstab 1:10.000 oder 1:25.000. Kleinparzellige oder stark degradierte Moorstandorte werden damit nur unzureichend erfasst. Zwar werden derzeit im Rahmen des Projektes „EU-LIFE Hangmoore Hochwald“ Moorkartierungen in einem Teilgebiet des Nationalparks durchgeführt, jedoch liegt dort der Fokus auf der Kartierung der Vegetation und den mittleren Torfmächtigkeiten.

Als Ergänzung sind auch die vorhandenen Geobasisdaten nutzbar. Jedoch bieten auch diese Quellen oft nur unzureichende Informationen zur flächenhaften Ausdehnung potenzieller Moorstandorte. Diese lassen sich oft nur über indirekte Angaben, wie über die Signatur für „Moor, Moos, Sumpf, Bruch, nasser Boden oder Torfstich“ ableiten. Als hochauflösende Basis bietet sich noch die „Geologische Karte von Preußen und benachbarten deutschen Ländern“ im Maßstab 1:25.000 an, die jedoch für das Arbeitsgebiet nur als Scan vorliegt und die Situation vor ca. 100 Jahren darstellt. Dieses Material kann aber durchaus für eine historisch vergleichende Betrachtung sehr wertvoll sein. In diesem Kontext sind auch die Urmesstischblätter im Maßstab 1:25.000 und die Urkatasteraufnahmen im Maßstab 1:5.000 aus der Mitte des 19. Jh. verwertbar, da dort Informationen zur Landnutzung oder Bodenbedeckung enthalten sind.

Bei der Identifizierung und Kartierung der Moore spielte auch der Einsatz von hochaufgelösten digitalen Geländemodellen, die aus den luftgestützten (airborne) Laserscandaten des Landesamt für Vermessung und Geobasisinformationen (LVerGeo) Rheinland-Pfalz errechnet werden, eine zentrale Rolle. Mit der Modellierung des komplexen Mikroreliefs im Dezimeterbereich wurden typische Formen (wie Bulten und Schlenken) und individuelle Ausbreitungsmuster von Moorkörpern, auch bei einer stark überprägten Landnutzung sichtbar. Potenzielle Moorstandorte liessen sich so effizient in einem GIS digital erfassen und anschließend im Gelände verifizieren und bewerten.

Mittels Schwerpunktkartierungen wurden die Daten ergänzt und widersprüchliche Informationen in den Daten- und Kartenquellen bereinigt. An Referenzstandorten wurden die Torfmächtigkeiten mittels Bohrungen und Bodenaufschlüssen erfasst und relevante chemische und physikalische Parameter, wie z. B. pH-Wert, Leitfähigkeit, Dichte, Farbe, Sauerstoff- und Kohlenstoffgehalt gemessen. Damit lassen sich sowohl unterschiedliche Ausprägungen von Moorböden als auch die Mächtigkeiten von Substraten und Horizonten ableiten, wie sie z. B. von DEHNER et al. (2014) im Landstuhler Bruch durchgeführt wurden.

Zur einheitlichen hochpräzisen Analyse der Topographie des Nationalparks sowie zur Identifikation und Charakterisierung von Mooren wurden räumlich hochauflösende Laserdaten eingesetzt (STOFFELS et al. 2019). Die Technik der flugzeuggestützten Fernerkundung mittels Laserscanner (oder auch LiDAR) hat sich in den letzten Jahren rasant entwickelt und gilt inzwischen in den Bereichen Photogrammetrie, Geländeerfassung und Forstinventur als etabliert (WAGNER et al. 2003). Sowohl Fernerkundung per Luftbildkamera oder Satellitenscanner als auch Laserscanning nutzen elektromagnetische Strahlung als Energie- und damit Informationsübertragungsmedium. Eine besondere Stärke dieser Sensorsysteme liegt dabei im Eindringvermögen in Strukturen mit hohem Blattflächenindex bzw. hoher Biomasse (XIE et al. 2008; LILLESAND et al. 2014). Dabei erfassen Laserscanner die dreidimensionale Struktur und geben damit Einblicke in den Aufbau

von Waldökosystemen, die vorher nicht möglich waren (LEFSKY et al. 2002; LEFSKY et al. 2005). Laserscanningbefliegungen können unter anderem für Holzvorratsschätzungen, Waldwachstumsmodellierungen, Charakterisierung von Ökosystemen, Ableitung von forstlicher Inventurparameter (Baumhöhe, Kronenansatz, Stämme pro Hektar, Brusthöhendurchmesser) genutzt werden (BUDDENBAUM 2010; WULDER et al. 2012). Ebenso können die Daten zur Ableitung komplexer Baum-Vektormodelle, zur genauen Erkennung und Verortung von Baumpositionen oder auch zur verbesserten Geolokalisierung von Geodaten und klassischen forstlichen Inventurdaten eingesetzt werden (LAMPRECHT et al. 2015; LAMPRECHT et al. 2017). Auch für die Erfassung topographischer Merkmale und zur Ableitung von hochauflösenden Gelände- und Oberflächenmodellen ist Laserscanning inzwischen die führende Technologie (LLOYD & ATKINSON 2002; SOUTHEE et al. 2012). Die hochauflösenden räumlichen Oberflächenmodelle können zur Ableitung von unterschiedlichen topographischen und hydrologischen Derivaten und Indizes genutzt werden (MOORE et al. 1993; SØRENSEN et al. 2006). Auch für die Kartierung von Moorkörpern eignen sich flugzeuggetragene LiDAR-Systeme besonders, da eine gleichzeitige und hochpräzise Erfassung der gesamten Fläche ohne Störungen an der empfindlichen Oberfläche durchgeführt werden kann. Zudem können nur über LiDAR-Daten Modellierungen des komplexen Mikroreliefs von Moorkörpern durchgeführt werden (MILTON et al. 2005; O'KELLY et al. 2007). In Ergänzung zu den flugzeuggestützten Sensoren stellen terrestrische Laserscanner eine sehr nutzbringende Ergänzung zur Erfassung von 3D-Informationen in der Umweltbeobachtung dar (FRÖHLICH & METTENLEITER 2004). Über terrestrische LiDAR-Systeme erfasste 3D-Punktwolken können strukturelle Informationen über Waldbestände und Geländeoberflächen in einem Detailgrad abgeleitet werden, die durch keine andere Methode erreicht werden können (WATT & DONOGHUE 2005; LAMPRECHT et al. 2015). Ebenso können die Systeme zur hochauflösenden Erfassung von lokalen Geländemodellen und zur hochgemuten Objekterfassung genutzt werden (MILENKOVIĆ et al. 2015).

Als innovative Methode für eine verbesserte strukturelle und volumetrische Bestimmung des Baumbestandes auf den Moorwäldern wurden für ausgewählte Pilotstandorte eigens erhobene terrestrische Laserscanaufnahmen genutzt, die bis in den Zentimeterbereich auflösen (STOFFELS et al. 2019). Dies ermöglichte eine Kalibrierung luftgestützter Laserscandaten zur Holzvolumenberechnung und eine genauere Ermittlung der Holzvolumina aller Moorwaldstandorte. In Ergänzung zu den flugzeuggestützten Sensoren stellen terrestrische Laserscanner eine sehr nutzbringende Ergänzung zur Erfassung von 3D-Informationen in der Umweltbeobachtung dar. Dabei werden auf Stativen montierte Laserscanner auf verschiedenen Positionen innerhalb und außerhalb der zu untersuchenden Fläche aufgestellt. Die auf den jeweiligen Positionen erhobenen Punktwolken werden anschließend zusammengeführt und zu einem komplexen 3D Datensatz zusammengefasst. Dieser erlaubt zum einen die Darstellung von besonders feinen morphologischen Strukturen. Zum anderen erlaubt die Positionierung innerhalb von Wäldern den datentechnischen Zugriff auf die Gesamtstruktur eines Waldes und damit die Ableitung von Bestands- und Einzelbaum charakterisierenden Größen (FRÖHLICH & METTENLEITER 2004). In der Kombination mit den terrestrischen Laserscandaten konnten für ausgewählte repräsentative Standorte dreidimensionale hydro-pedologische Modelle der Waldmoore, einschließlich des darauf aufstockenden Vegetationsbestandes erstellt werden.

Als weitere Aufgabe wurden der aktuelle Kohlenstoffspeicher ermittelt und die CO₂-Speicherung bei der Renaturierung von Moorwäldern im Nationalpark bilanziert. Neben dem Moorkataster als Datengrundlage nahmen hierbei die Monitoringflächen eine wichtige Rolle ein, die im Rahmen des Projektes in Abstimmung mit Projekt „EU-LIFE Hangmoore Hochwald“ auf ausgewählten Standorten eingerichtet wurden. Hierbei wurden die Referenzstandorte mit intakten und entwässerten Moorwäldern mit Renaturierungsstandorten verglichen. Dieser Ansatz ermöglichte eine Bewertung der zusätzlichen Kohlenstoffspeicherung bei Renaturierungsmaßnahmen. Aufbauend auf den Messungen in der Projektlaufzeit sollen

auch danach im Rahmen des Langzeitmonitorings abiotische Parameter wie Wasserstand, Bodenfeuchte, Sackung oder Zuwachs des Torfkörpers, Leitfähigkeit als Indikator der Nährstoffverfügbarkeit, pH-Wert, Redoxpotential und die Torfqualität (C/N und Humifizierungsgrad) ermittelt werden. Da nach Renaturierungsmaßnahmen ein stabiles Torfwachstum aufgrund der sehr langsam ablaufenden Regenerationsprozesse innerhalb der Projektlaufzeit nicht zu erwarten waren, wurden die Kohlenstoffbilanzierungen als Kombination aus einer "echten" Zeitreihe (tatsächliche Beobachtung) und einer "falschen" Zeitreihe (Moore mit einem unterschiedlichen Entwicklungsstadium bzw. Chronosequenzen) vorgenommen. Die "echte" Zeitreihe diente zur Bestimmung des Kohlenstoffspeichers während der Projektlaufzeit. Die "falsche" Zeitreihe ermöglicht hingegen bereits zum jetzigen Zeitpunkt eine vergleichende Bilanzierung des Kohlenstoffspeichers von Moorwäldern über unterschiedliche Degradations- oder Hemerobiestadien. Somit konnten bereits während der Projektlaufzeit entsprechende Empfehlungen zur CO₂-Sequestration durch Renaturierungsmaßnahmen gegeben werden.

Die bodenkundliche Kartierung in den Hangbrüchern erfolgte in Kooperation mit dem Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz – LGB RLP (DEHNER & STEINRÜCKEN 2019). Die Polygone der Torf- und Moormächtigkeitskartierung resultieren aus diesen Geländeaufnahmen (Bohrungen). Die Kartierarbeiten wurden gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung 5 (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005) durchgeführt. An sieben charakteristischen Standorten wurden zusammen mit dem LGB RLP Profilgruben angelegt, um Bodenmaterial für chemische und physikalische Kennwerte zu gewinnen. Zusätzlich konnte auf die Datenbank des LGB RLP mit weiteren 14 vollständig untersuchten Bodenschürfen zurückgegriffen werden.

Die Laboranalysen wurden nach den einschlägigen DIN-Normen beim LGB RLP durchgeführt (Probentrocknung und -aufbereitung: DIN ISO 11464, pH-Wert: DIN ISO 10390, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt: DIN ISO 10694 / DIN ISO 13878, Korngrößenzusammensetzung DIN ISO 11277).

Geobotanische Untersuchungen wurden von zwei externen Experten SCHLOß & HÖLZER (2017) durchgeführt. Dafür wurden mit einem vier Zentimeter Stechbohrer Proben im Abstand von 2,5 cm- bzw 5 cm-Schritten gewonnen. Die Probenaufbereitung der Pollenproben erfolgte im LGB RLP nach dem Verfahren der KOH-Azetolyse (SCHLOß 2019). Die Auszählung der Pollenproben erfolgte mit dem Lichtmikroskop bei 400-facher Vergrößerung durch SCHLOß (2018; Riedbruch und Thranenbruch) und durch WICK (2018; Johannbruch). Die Großrestproben wurden von HÖLZER (2018) aufbereitet. Die Ergebnisse der geobotanischen Untersuchungen wurden von SCHLOß (2018), WICK (2018) und HÖLZER (2018) analysiert und von SCHLOß (2018) sowie WICK (2018) ausgewertet.

Das Alter bestimmter Teile der Großrestfraktion aus den geobotanischen Untersuchungen wurde mittels ¹⁴C-Altersdatierung im Curt-Engelhorn-Zentrum für Archäometrie in Mannheim mit der MICADAS (Mini Carbon Dating System) bestimmt und mit dem Datensatz INTCAL13 und der Software SwissCAL 1.0 kalibriert. Sedimentproben wurden mittels der optisch stimulierten Lumineszenz (OSL) im Curt-Engelhorn-Zentrum für Archäometrie in Mannheim datiert. Die analysierten Alter wurden über das Minimum Age Model berechnet (Klaus-Tschira-Archäometrie-Zentrum 2018b).

Derzeit existiert ein breites Spektrum an Methoden sowie biotische und abiotische Proxys, aus denen sich Informationen zur Verbreitung von Torfböden, Flächennutzung, Entwicklung, ökologischen Charakterisierung und hydrochemischen Funktionen ermitteln lassen. Eine Bilanzierung der gespeicherten Kohlenstoffgehalte im Torfkörper ist derzeit eher noch die Ausnahme, da hierfür eine genaue Kenntnis des Torfkörpers vonnöten und daher meist nur auf kleine Moorflächen anwendbar ist (HAAG 2014). Im Rahmen von Monitoringprojekten bei Renaturierungsmaßnahmen werden meist vegetationskundliche Proxys verwendet (POSCHLOD 2009), jedoch geben diese keine Aussagen über die Veränderung des Kohlenstoffpools. Eine standardisierte Vorgehensweise zur Bilanzierung der CO₂-Speicherung bei der Renaturierung von Mooren oder Moorwäldern

wurde bisher nicht entwickelt. JOOSTEN & COWENBERG (2009) stellen eine Reihe von Methoden vor, mit denen sich direkte und indirekte Messungen am Kohlenstoffhaushalt durchführen lassen. Direkte Treibhausgasmessungen sind jedoch als Standardmethode mit ca. 10.000 Euro pro Hektar und Jahr sehr teuer, daher werden in der Praxis Modelle mit einfach erfassbaren und reproduzierbare Input-Parametern wie Landnutzung, Wasserstand, Moorsackung oder Vegetation ermittelt (JOOSTEN et al. 2013). HAAG (2012) führte im Rahmen seiner Diplomarbeit eine Kohlenstoffbilanz eines Moores in Rheinland-Pfalz anhand von Kartierungen und Laboranalysen durch. Auch dieses Projekt greift auf abiotische Zustandsmessungen des Moorkörpers zurück. Allerdings besteht hierbei die Gefahr, dass die nach einer Renaturierung beobachteten Veränderungen falsch interpretiert werden. Daher soll ein Monitoring auch mindestens über mehrere Jahre oder Dekaden fortgeführt werden. Bei diesem Ansatz ist auch zu beachten, dass Kohlenstoffverluste auch als gelöster organischer Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon, DOC) und partikulärer organischer Kohlenstoff (Particulate Organic Carbon, POC) über den Interflow oder über die Oberfläche ausgetragen werden (JOOSTEN et al. 2013). Dies spielt insbesondere bei der Anhebung des Wasserstandes eine wichtige Rolle. Ein Monitoring muss regelmäßig durchgeführt werden, um die Entwicklung nach Wiedervernässung zu verifizieren und die weitere Projektion – wo notwendig – zu korrigieren (JOOSTEN et al. 2013).

Der methodische Ansatz zur Bilanzierung und Abschätzung der Kohlenstoffspeicherung in Moorböden über einen längeren Zeitraum wendet die „Space-for-Time-Substitution“ (SFT) an (PICKETT 1989). Unterschiedliche aktuelle Zustandsvarianten verschiedener Waldmoore repräsentieren dabei die Zeitebenen „Vergangenheit“, „Gegenwart“ und „Zukunft“. Zur Bewertung der Zustände in Bezug auf die Ökosystemdienstleistungen gibt es im Wesentlichen zwei Konzepte. Mit dem Bewertungsansatz der „Naturnähe“ wird der Grad der Übereinstimmung eines aktuellen mit einem ursprünglichen Zustand ermittelt. Als Ausgangspunkt wird der anthropogen unbeeinflusste Zustand in der Vergangenheit herangezogen.

Zur Ermittlung dieses Nullpunktes benötigt man jedoch entsprechende Referenzstandorte, die im Hunsrück heute nicht mehr vorhanden sind. Zudem würde man mit diesem Ansatz theoretisch die Rückführung zu einem ursprünglichen Zustand eines Ökosystems verfolgen, der schon allein aus thermodynamischen Gründen unmöglich ist. Als Alternative soll daher geprüft werden, ob das aktualistisch orientierte Hemerobiekonzept nach JALAS (1955) angewendet werden kann. Hierbei wird die „Natürlichkeit“ als reziprokes Maß der Hemerobie ermittelt. Sie resultiert aus der „Gesamtheit aller Wirkungen, die bei beabsichtigten und nicht beabsichtigten Eingriffen des Menschen in Ökosysteme stattfinden“ (SUKOPP 1969). Die Hemerobie ist „ein Maß für den menschlichen Kultureinfluss auf Ökosysteme, wobei die Einschätzung des Hemerobiegrades nach dem Ausmaß der Wirkungen derjenigen anthropogenen Einflüsse vorgenommen wird, die der Entwicklung des Systems zu einem Endzustand entgegenstehen“ (KOWARIK 1988). Der Nullpunkt der Skala ist das „Endstadium einer Sukzession als Ausdruck des aktuellen Standortpotentials“ (KOWARIK 1999). Die Klassifizierung der Hemerobie-stadien erfolgt über sechs Stufen von ahemerob

(unbeeinflusst) bis polyhemerob (technogen stark überprägt), wobei die Stufe „ahemerob“ in Mitteleuropa infolge flächendeckender Landnutzung und atmosphärischer Immissionen praktisch nicht mehr zu finden ist. In der Anwendung auf die Waldmoore lässt sich mit diesem Ansatz eine Klassifizierung der Torfkörper nach Pflanzensammensetzung, Mächtigkeit, Dichte und Vernässungsgrad vornehmen. Aus den daraus ermittelten Hemerobiegraden werden dann mit der Space-for-Time Substitution die ursprünglichen und gegenwärtigen Zustände der Waldmoorstandorte einschließlich der Kohlenstoffpools abgeschätzt. Durch die Anwendung verschiedener Szenarien, wie z. B. „keine Maßnahme“ oder „Wiedervernässung durch Ausfichtung“, lassen sich auch die zukünftige Wiederherstellungs- und CO₂-Sequestierungspotenziale beurteilen und für die Planung und Bewertung von zukünftigen Renaturierungsmaßnahmen heranziehen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Karten und Datenauswertung

Das Karten- und Datenmaterial wurde für das Arbeitsgebiet insbesondere mit den Monitoringstandorten (Abb. 1) von verschiedenen Quellen (Landesämter, Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, Nationalparkamt) recherchiert und gesichtet.

Die Aufbereitung und Weiterbearbeitung des Daten- und Kartenmaterials erfolgte in QGIS 2.16. Freiverfügbare Karten für das Untersuchungsgebiet wurden beispielsweise von dem LVerM Geo-RLP Server (Landesamt für Vermessung und Geobasisinformationen, Rheinland-Pfalz) heruntergeladen und kategorisiert. Für die Datenübergabe und Diskussion zu dem Kartenmaterial, welches u.a. von Landesämtern und Universitäten zur Verfügung gestellt wurde, wurden u.a. Treffen mit der Universität Trier und dem Nationalparkamt im November 2016 und mit den Landesforsten Rheinland-Pfalz im Januar 2017 durchgeführt. Aus dem verfügbaren Kartenmaterial wurde versucht, eine Kategorisierung und auch Charakterisierung der Mooregebiete durchzuführen. Da das Material

sehr lückenhaft und nicht für alle Mooregebiete verfügbar war, konnten nicht alle Mooregebiete entsprechend kategorisiert werden. Eine Einteilung der Moore in degradierte und natürliche Moore war dennoch möglich (Abb. 2).

Dabei ist das Johannbruch das am stärksten degradierte Moor auf dem keine Entfichtung oder Wiedervernässung durchgeführt wurde. In dem mit Fichten bestockten Gebiet des Thierchbruchs und des Thranenbruchs wurden im Rahmen der Wiedervernässungsmaßnahmen des EU-Life-Projektes Gräben verschlossen und im Thranenbruch großflächig die Fichte entnommen. Im Riedbruch wurden im Randbereich Fichten entnommen und Gräben verschlossen, wobei die Kernfläche ein natürliches Hangmoor darstellt. In den Hangbrüchern bei Morbach gab es alte Grabenverschlüsse (Gebranntes Bruch) und seit vielen Jahren keinen Wildeinfluss (Palmbruch).

Neben aktuellen Karten wurden auch historische Karten, welche größtenteils georeferenziert werden mussten, für die Ausdehnung der Moore in der Vergangenheit hinzugezogen (Abb. 3). Es erfolgte eine Auswertung, Kategorisierung und gegebenenfalls Georeferenzierung des Daten- und Kartenmaterials.

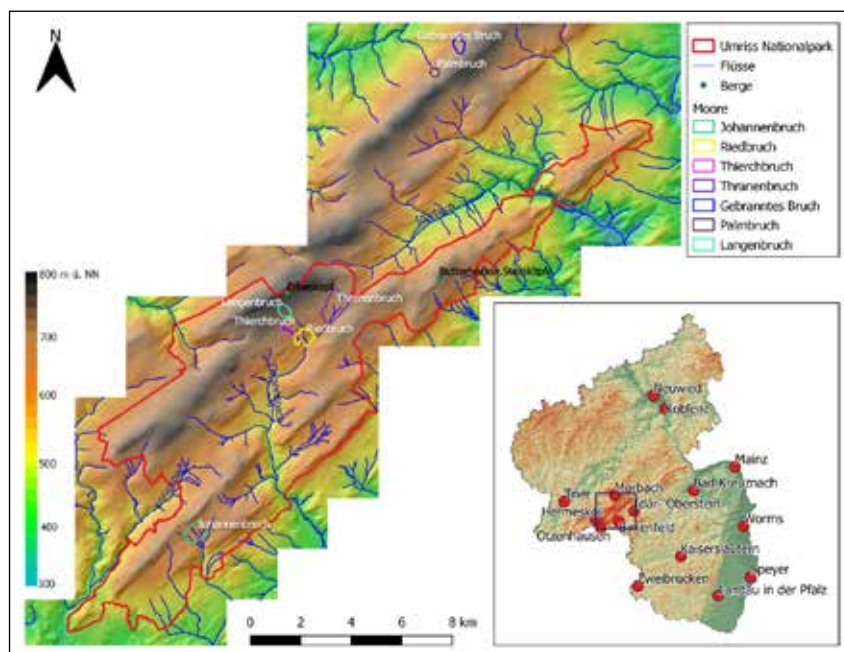


Abbildung 1: Übersichtskarte zu den Mooregebieten im Nationalpark Hunsrück-Hochwald und den Hangbrüchern bei Morbach.

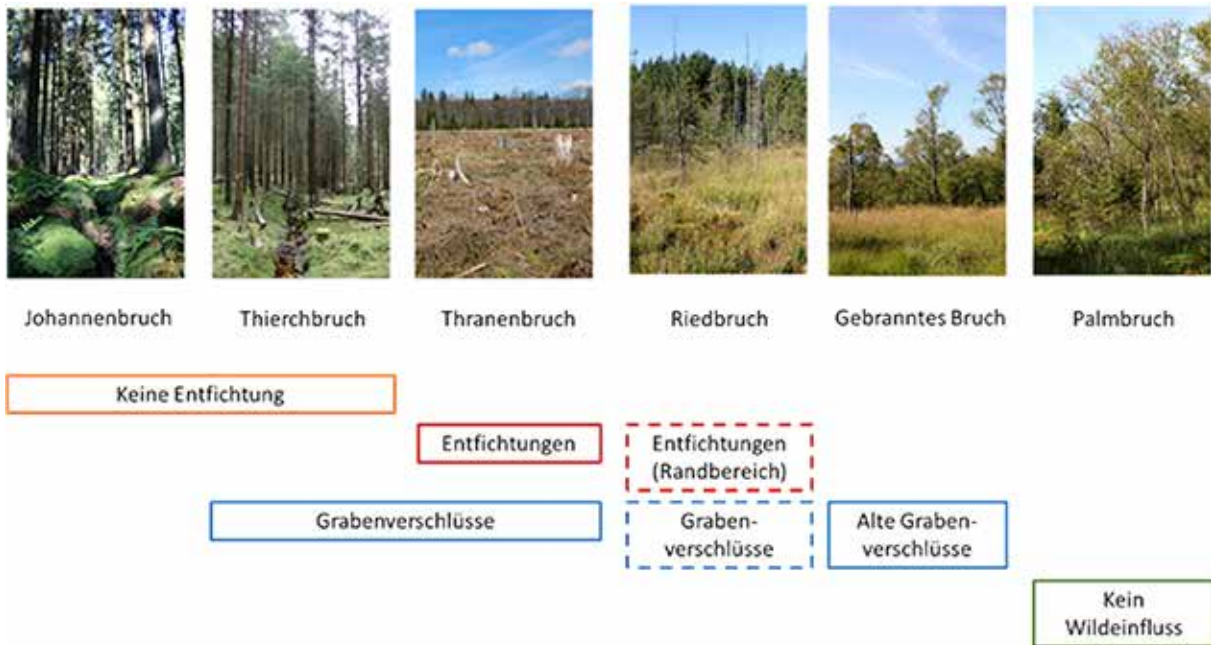


Abbildung 2: Übersicht zu den Monitoringstandorten im Projekt MoorWaldBilanz.

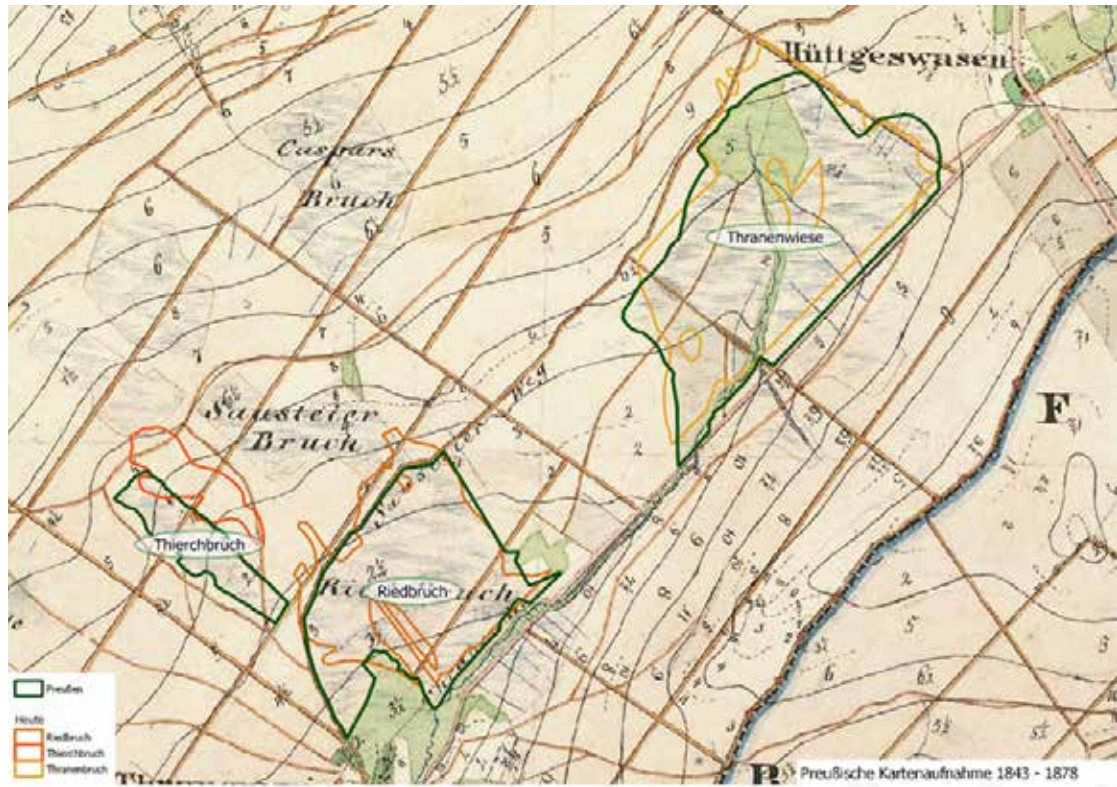


Abbildung 3: Historische Karte der Moore Riedbruch, Thranenbruch und Thierbruch, Preußische Kartenaufnahme 1843-1878.

Prozessierung von flugzeuggestützten und terrestrischen Laserscanning-Daten

Die vom Landesamt für Vermessung und Geobasisinformation Rheinland-Pfalz gelieferten Daten lagen als Punktwolken in ASCII-Dateien vor. Die Dateien enthalten jeweils Spalten mit Rechts- und Hochwert in ETRS-Projektion, sowie Höhenwert über Normalnull und Intensität des Rückgestreuten LiDAR-Signals. Die Daten sind aufgeteilt in Vegetations- und Bodenpunkte. Eine Ascii-Datei entspricht einer Kachel mit einer Ausdehnung von 1 km².

Um das DEM (Digital Elevation Model) zu erstellen, wurden für jede Rasterzelle des Ausgabedatensatzes die entsprechenden Bodenpunkte gesucht, gefiltert und gemittelt. Das Ergebnis wurde als ausgedünnte Punktwolke gespeichert. Für das DSM (Digital Surface Model) wurden Boden- und Vegetationsdatensätze kombiniert, damit auch auf unbewachsenen Flächen Werte vorhanden sind. Alle Punkte jeder Rasterzelle wurden gesucht, und das Maximum als gefilterte und ausgedünnte Punktwolke gespeichert. Die ausgedünnten Punktwolken wurden zu größeren räumlichen Einheiten zusammenfasst, damit im anschließenden Interpolationsschritt möglichst wenige Kacheln und somit möglichst wenige Nahtstellen entstehen. Die zusammengefassten Punktwolken wurden schließlich mit einer Delauney-Interpolation zu Rasterdatensätzen interpoliert.

Aus den 2D-Rasterdaten wurde unter Zuhilfenahme von „First-Pulse“, „Last-Pulse“ und „intermediate Pulse“ ein Höhenmodell, ein Oberflächenmodell (inkl. aller Bodenbedeckung wie Gebäude, Vegetation, etc.) ein Bestandesdichte- und Vegetationshöhenmodell erstellt. Die geforderten Modelle liegen in 1 m (Höhenmodell, Oberflächenmodell) und 5 m (Bestandmodell, Vegetationshöhe) vor. Eine Übersicht ist in Tabelle 1 aufgelistet. In Abbildung 4 sind drei der abgeleiteten Modelle im Ausschnitt dargestellt.

Verschiedene topographische Indizes wurden u.a. im Rahmen einer Bachelorarbeit (HERGERT 2016) gerechnet, dargestellt und bewertet. Angefangen von topographischer Information (Hillshade, Hangneigung und Exposition) wurden die Indizes RTP (Relative Topographic Position), TRI (Topographic Ruggedness Index), TWI (Topographic Wetness Index) und TST (Terrain Surface Texture) berechnet. Eine vollständige Liste der berechneten Indizes ist in Tabelle 2 dargestellt. Beispielhaft ist in Abbildung 5 ein Index im Vergleich zur topographischen Karte abgebildet.

Alle Datensätze wurden als „TIFF“ Datei gespeichert, liegen im Koordinatensystem „ETRS89 UTM zone 32N“ (EPSG Code: 25832) vor und sind INSPIRE-konform beschrieben.

Tabelle 1:

Abgeleitete 2D Raster Produkte aus 3D Punktwolken.

Modell	Beschreibung	Auflösung
Höhenmodell (DEM)	Entspricht Ground Pulse Daten	1 m
Oberflächenmodell (DSM)	Entspricht Ground Pulse und Vegetation First Pulse	1 m
Bestandesdichte	Entspricht Vegetation First Pulse im Verhältnis zu allen aufzeichneten LiDAR-Impulsen	5 m
Vegetationshöhenmodell	Differenz zwischen DSM und DEM, ohne Minimum Grenzwert	5 m

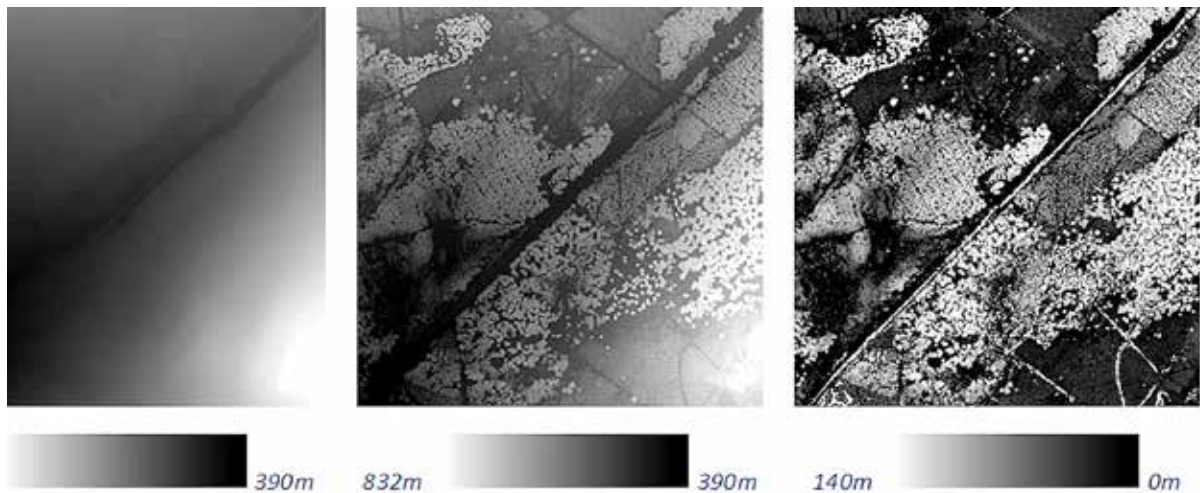


Abbildung 4: Höhenmodell (links) , Oberflächenmodell (mitte), normalisiertes Oberflächenmodell (rechts) als abgeleitete Rasterpunkte. Schwarze Pixel entsprechen geringeren Höhenwerten als weiße Pixel.

Tabelle 2:

Berechnete topographische Indizes und verwendete Quellen.

Index	Quelle
Aspect	Berechnet in ESRI ArcMAP mit den Spatial Analyst Tools auf Basis der Finite-Differenzen-Methode nach Berthold Horn (1981)
Slope	Berechnet in ESRI ArcMAP mit den Spatial Analyst Tools auf Basis der Finite-Differenzen-Methode nach Berthold Horn (1981)
Krümmung	Berechnet in ESRI ArcMAP mit den Spatial Analyst Tools auf Basis von Zevenbergen, Throne (1987)
TWI (Topographic Wetness Index)	Berechnet mit Hilfe von „slope“ und „aspect“ nach Beven und Kirkby (1979): $\ln(a/\tan \beta)$ http://gis4geomorphology.com/topographic-index-model/
TRI (Topographic Ruggedness Index)	Berechnet nach Riley et al. (1999), http://gis4geomorphology.com/roughness-topographic-position/ (Index Nr. 8)
RTP (Relative Topographic Position)	Berechnet nach: http://gis4geomorphology.com/roughness-topographic-position/ (Index Nr. 1)
TST (Terrain Surface Texture)	Berechnet mit Saga Gis, http://www.saga-gis.org/saga_tool_doc/2.2.7/ta_morphometry_20.html
Einzugsbereich/Specific catchment area	Berechnet in ESRI ArcMAP mit der D-Infinity-Methode nach David Tarboton (1997)
MRVBF (multi-resolution valley bottom flatness)	Berechnet mit SAGA GIS nach Gallant et al. (2003)

Besonders bei den topographischen Indizes ist eine hohe räumliche Auflösung nicht unbedingt von Vorteil, weshalb eine Reduzierung der Auflösung auf 10 oder auch 20 m vor Berechnung der Indizes ein leichter interpretierbares Ergebnis liefern kann. Dieser Aspekt wurde im Rahmen der Bachelor-Arbeit näher untersucht, die über den Forschungsserver des Nationalparks den Projektpartnern und weiteren Interessenten zur Verfügung gestellt werden soll.

Damit stehen 9 Datensätze bereit, die potentiell geeignet sind, die topographische und naturräumliche Charakteristik des Untersuchungsgebietes abzubilden und bei der GIS-basierten Kartierung von möglichen Moorstandorten eingesetzt werden können. Die tatsächliche Eignung der jeweiligen Informationsebenen muss unter Berücksichtigung von Expertenwissen während der GIS-Analyse vorgenommen werden.

Die Durchführung eines Airborne Laserscannings im Nationalpark Hunsrück-Hochwald bietet auf Grund der hohen Qualität der Daten neue Möglichkeiten zur Interpretation und zum Monitoring von Vegetationsbeständen.

Die Befliegung im Auftrag des Nationalparkamtes und des Landesamtes für Vermessung und Geobasisinformation wurde mit einem Riegl-Q560-Scanner durchgeführt. Die Flughöhe betrug 600 m und die Fläche von 563 km² wurde mit insgesamt 10300 Mio. Punkten abgedeckt. Die durchschnittliche Punktdichte betrug dabei über 17 Punkte pro m².

Mit diesen Daten steht in Rheinland-Pfalz erstmals ein LiDAR-Datensatz mit einer Punktdichte > 17 Punkte pro m² zur Verfügung. Dessen Eignung zur Ableitung von Standard- und höherwertigen Produkten muss zunächst analytisch bewertet werden.

Auf Grund der hohen Punktdichte wurden die Daten vor der Überführung in 2D Daten ausgedünnt. Die ursprünglichen Punktdichten und Punktdichtenverteilungen sind in Abbildung 6 und 7 dargestellt.

Obwohl die Punktdichte generell sehr hoch ist, ist sie doch abhängig von der Oberflächenbedeckung. Abbildung 2 zeigt den Abstand zum nächsten Punkt, je nachdem, ob freier Boden erfasst wurde oder Vegetation.

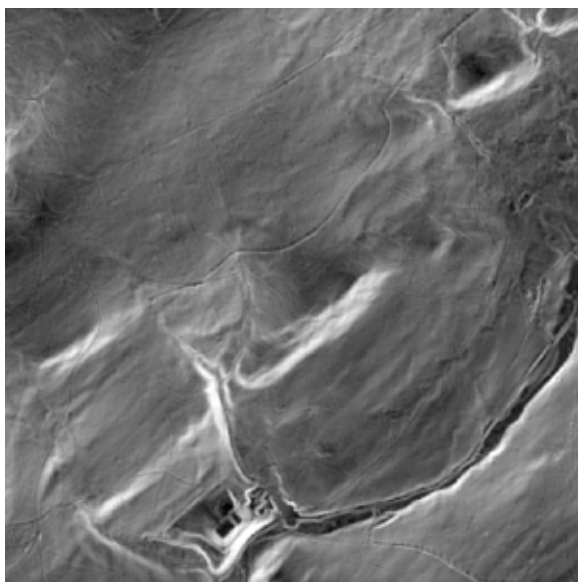


Abbildung 5: links: TRI für einen Ausschnitt des Nationalparks. Je heller ein Pixelwert, umso rauer oder schroffer ist die Oberfläche, je dunkler ein Pixel, umso glatter ist die Oberfläche. Rechts ist der entsprechende Abschnitt der Topographischen Karte dargestellt.

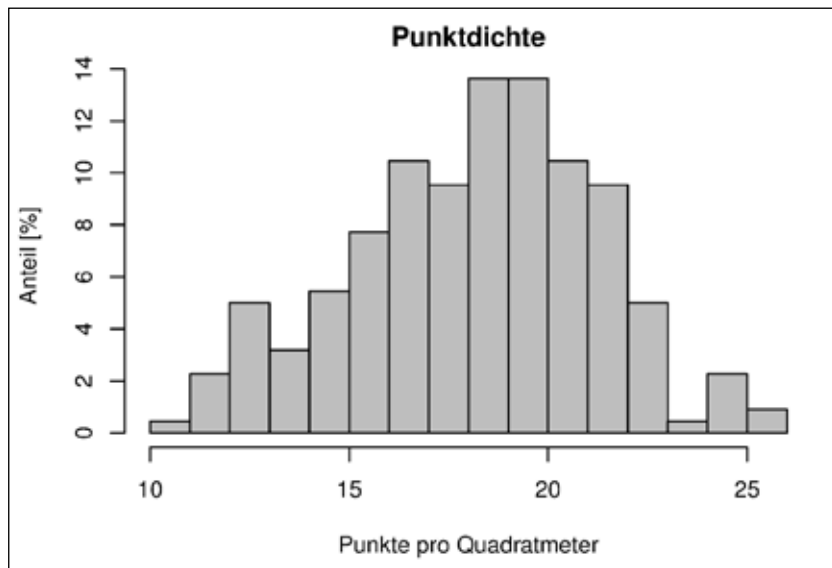


Abbildung 6: Verteilung der Punktedichte pro m².

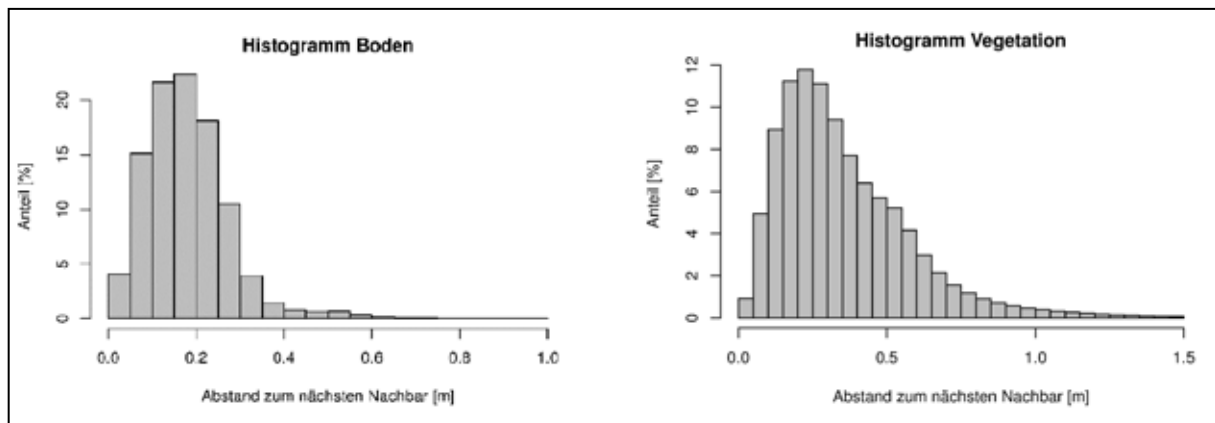


Abbildung 7: Abstand zum nächsten Bodenpunkt (links) und nächsten Vegetationspunkt (rechts).

Trotz der hohen Variabilität der Punktdichte hat die Analyse der Daten gezeigt, dass sich die hohe Qualität der Daten zur weiteren Charakterisierung von Vegetationsbeständen, wie z.B. die Ableitung von Vegetationshöhen und Kronendichte hervorragend eignen (Abbildung 8).

Die ermittelte Datencharakteristik wurde bei der Ableitung der Rasterdatensätze (Höhenmodell und Oberflächenmodell) berücksichtigt.

Teststandorte für die GIS-basierte Relieffanalyse wurden auf der Basis eines terrestrischen Laserscannings festgelegt. Geländebegehungen vor Ort

unter Zuhilfenahme historischer Karten zeigten, dass das Thrauntal ein sehr geeignetes Gebiet für die verschiedenen Messmethoden darstellt, da hier unterschiedliche Degradationsstufen von Moorflächen zu finden sind und ein großer Teil an Fichtenbeständen später gerodet werden sollte. Diese Konstellation war damit prädestiniert für vergleichende Vorher-Nachher-Messungen. Ein weiteres Kriterium für die TLS Testflächen ist die Lage im Nationalpark, welcher mit Laserscanningdaten abgedeckt ist. Die GIS-basierte Auswertung der digitalen Standortdaten der Forstverwaltung RLP weist diese Gebiete zudem als

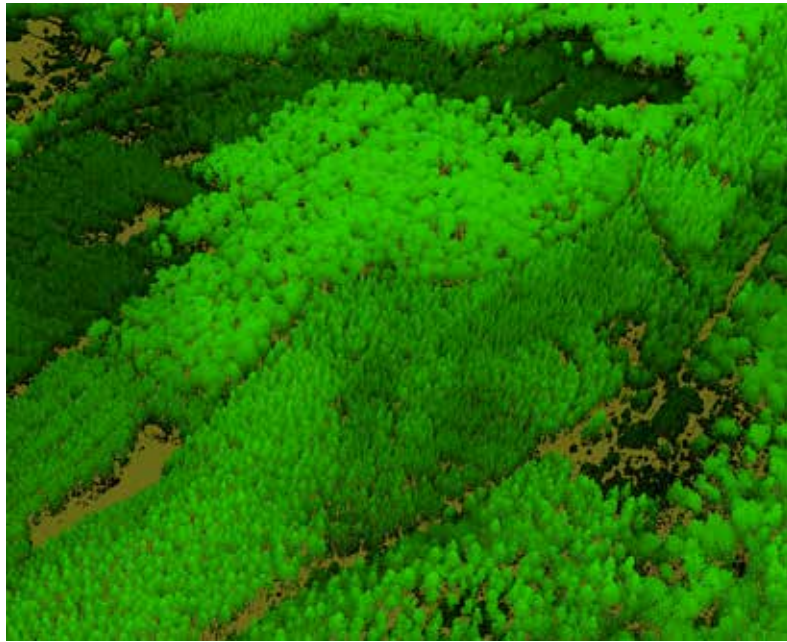


Abbildung 8: Vegetationshöhen im Waldstandort für einen Ausschnitt des Laserscanning Datensatzes. Bodenpunkte sind in braun dargestellt, dunkelgrün beschreibt geringe Vegetationshöhen, hellgrüne Pixel beschreiben große Vegetationshöhen.

Flächen mit den höchsten Staunässestufen aus. Diese Daten wurden dazu verwendet auch bei einer geringen Anzahl an Untersuchungsstandorten eine möglichst hohe Variabilität abzudecken.

Der Einsatz eines terrestrischen Laserscanners zur Charakterisierung des Mikroreliefs auf Hangmoorflächen und potentiellen Hangmoorflächen erfordert ein systematisches und planvolles Vorgehen um sicherzustellen, dass alle Bereiche der zu scannenden Fläche auch während des Sannvorgangs erfasst werden.

Ein Messprotokoll für die terrestrische 3D-Erfassung von Monitoringflächen wurde angefertigt. Mit Hilfe des Messprotokolls wurden drei Testflächen mit Aufnahmen aus mehreren Blickrichtungen erfasst. Die Lage der Standorte ist in Abbildung 9 dargestellt. Abbildung 10 zeigt eine 2D-Visualisierung der 3D-Punktwolke auf einem mit Fichten bestandenen potentiellen Hangmoorstandort.

Mit Hilfe eines terrestrischen Laserscanners (FARO Photon 120) wurden an vier Standorten je 5 Scans durchgeführt und zusammengesetzt, um eine 3D-Abbildung der Standorte zu generie-

ren. Plot 17, 18 und 19 befinden sich auf trockenen Standorten mit Fichtenbewuchs, die 2016 im Rahmen der Moor-Renaturierung des Life Projekts gefällt wurden. Plot XX befindet sich auf einem nassen Standort mit dichtem Molinia Bewuchs und wenigen Bäumen (vor allem Fichten und Birken) mit stark eingeschränktem Wuchs auf Grund der hohen Staunässe.

Mit Hilfe automatisierter Verfahren wurden die Anzahl der Bäume, der Brusthöhendurchmesser und das Holzvolumen aus den Scans abgeleitet.

Für die vier Plots lassen sich folgende Kennwerte zu Anzahl der Bäume, Holzvolumen, Bestandesdichte und mittlerer Baumlänge ableiten (s. Tabelle 3):

Das Holzvolumen in m^3/ha auf der Fläche, auf der die Plots 17-19 stehen, beträgt laut WÖFIS-Daten (Waldökologisches Forstinformationssystem) von 2016 $663 \text{ m}^3/\text{ha}$. Die Differenz zwischen den Werten und der Extrapolation aus den Laserscan Daten zeigt bereits deutlich wie schwierig es ist, unterschiedliche Schätzverfahren miteinander zu vergleichen.

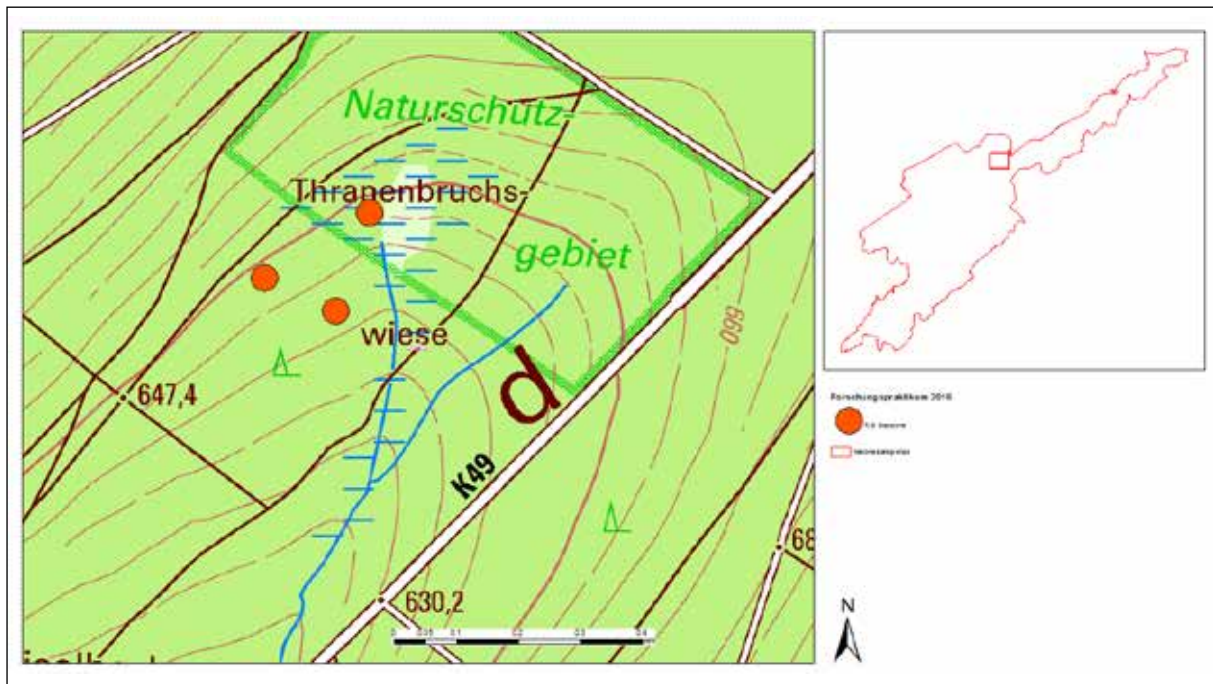


Abbildung 9: Lage der drei TLS Probeflächen im Trauntal (rote Kreise).



Abbildung 10: 2D-Visualisierung der 3D-Punktwolke, berechnet aus fünf Scannpositionen.

Für relativ trockene Standorte wurden hochauflösende Höhenmodelle abgeleitet. Dafür wurden die einzelnen Punktwolken georeferenziert und zu einer Punktwolke zusammengesetzt. Die Referenzierung geschieht automatisch mit Hilfe der im Gelände aufgenommenen Baumkoordinaten (basierend auf LAMPRECHT et al., 2017), wobei durch Rotation möglichst viele übereinstimmen-

de Baumpaare mit einem Abstand von weniger als 60 cm identifiziert werden.

In einem weiteren Schritt wird ein Höhenmodell erstellt (Abb. 12). Hierzu wird die Punktwolke zunächst gefiltert, indem iterativ jeweils der Punkt mit minimaler z-Koordinate identifiziert wird und alle Punkte mit einem Abstand zu diesen Punkt

Tabelle 3:

Kennwerte für die vier TLS Plots zu Bestandesdichte, Holzvolumen, Anzahl der Bäume, mittlerer Baumlänge.

PLOT	17	18	19	XX
Anzahl Bäume	26	30	32	10
Bestandesdichte [Bäume/ha]	286	330	352	110
Mittlere Baumlänge [m]	18.16	17.32	13.65	6.76
Mittleres Volumen pro Baum [m ³]	1.79	1.85	1.48	0.34
Holzvolumen pro Plot [m ³]	46.42	55.58	47.38	3.36
Holzvolumen pro Bestand [m ³ /ha]	511	612	522	37

kleiner 2 m entfernt werden. Alle so aufgesuchten lokalen Minima werden trianguliert (Delaunay) und dienen so als Höhenmodell. Die Höhen der Punkte über Grund werden daraufhin mit Hilfe des Höhenmodells durch lineare Interpolation geschätzt. Alle Punkte über 30 cm werden als Vegetation gekennzeichnet. Abschließend werden die Bodenpunkte in ein 10 cm x 10cm Raster überführt. Auf Grund eines Ellipsoid Anpassungsproblems beim Einmessen der Scan-Mittelpunkte mussten die Höhenwerte nachträglich auf Referenzpunkte des LIDAR-Höhenmodells angepasst werden. Das LiDAR-Höhenmodell hat eine Genauigkeit von 2 cm und liegt im Koordinatensystem ETRS89 UTM Zone 32N vor.

Die Generierung von Oberflächenmodellen, oder eine direkte Modellierung der Vegetationshöhe ist nicht möglich, weil nur vom Boden aus gescannt werden kann und somit kein Baum von oben erfasst wird.

Die Höhenmodelle aus den TLS-Scans wurden auf eine Kreisfläche mit 15 m Radius angepasst, um eine ausreichend hohe Datenqualität zu garantieren (Abb. 13). Die räumliche Auflösung des Höhenmodells beträgt 10 cm.

Generell ist die voll automatische Prozessierung der Höhenmodelle aus den terrestrischen Laser-scans als sehr erfolgreich zu bewerten. Dennoch

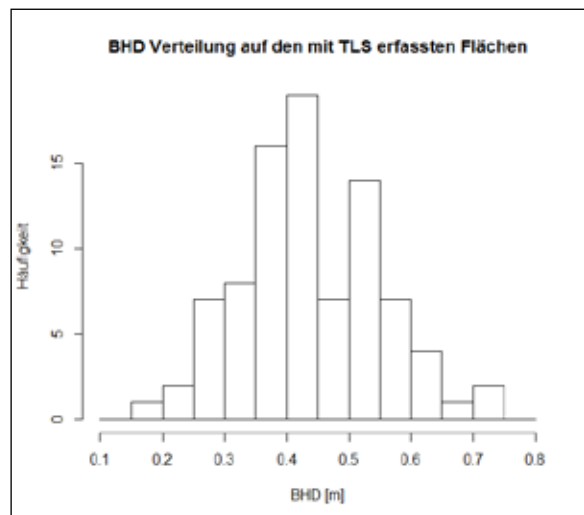


Abbildung 11: BHD Verteilung auf allen 3D erfassten Flächen.

kann es immer zu Artefakten kommen, wenn z.B. kleinere Bereiche von größeren Steinen abgeschattet werden. Hier wäre eine manuelle Nachbearbeitung notwendig, um die Artefakte zu minimieren. Die größte Unsicherheit bei der Erstellung des Höhenmodells ist jedoch die Verortung der Baumpositionen, die im Gelände vom Plot Mittelpunkt mittels Kompass und Entfernung bestimmt wurde. Geringe Abweichungen in der Winkelposition, sowie der Längenbestimmung führen zu einem sich fortplanzenden Fehler in

der Referenzierung des gesamten Scans. Für eine nachträgliche Validierung des Höhenmodells wäre es für zukünftige Versuche hilfreich, eindeutige Punkte im Plot zu definieren und mit einem differentiellen GPS zu vermessen, um die ermittelten Höhen zu validieren.

Als weitere flächenhafte Information wurde der Holzvorrat im Nationalpark für Fichtenflächen

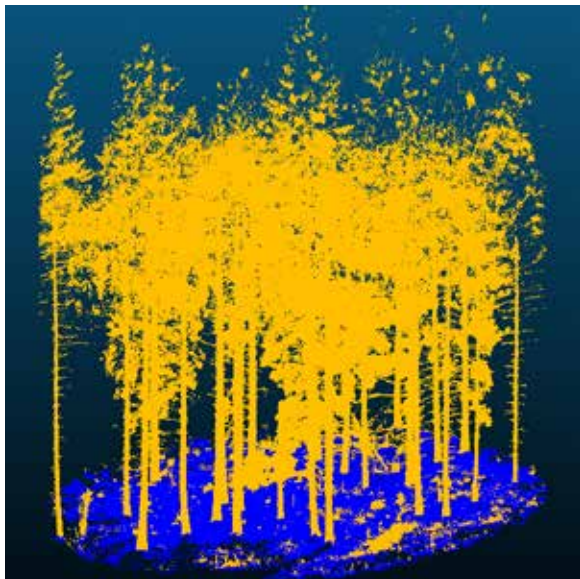


Abbildung 12: Screenshot aus Cloud Compare. Trennung von Bodenpunkten und Vegetation.

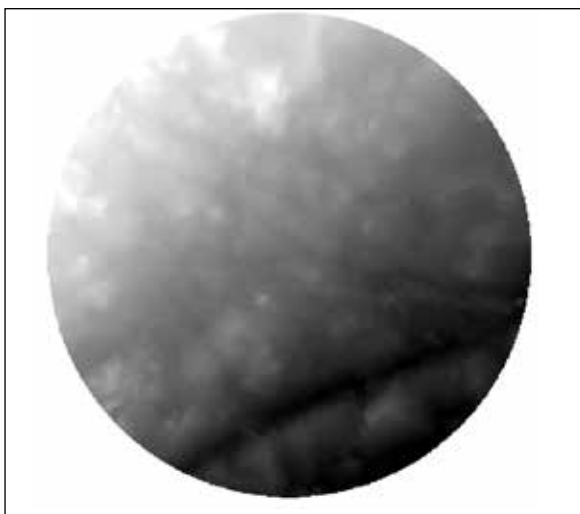


Abbildung 13: links: Ableitung der Bodenpunkte über triangulierte Minima.

modelliert nach NINK (2015). Da sich potentielle Moorflächen weitestgehend auf Flächen befinden, die mit Fichten bestockt sind und das Holzvolumen von Fichten ausreichend gut über die Wuchshöhe angenähert werden kann, wurde nur das Volumen für Fichten berechnet und nicht für andere Baumarten.

Für den Nationalpark liegt ein flächendeckendes LiDAR-Höhenmodell aus dem Jahr 2015 vor. Mit Hilfe der WÖFIS-Daten von 2016 kann über eine k-Nearest-Neighbour-Methode der Vorrat in m^3/ha für die gesamte Nationalparkfläche geschätzt werden. Dafür wird das Modell mit Referenzdaten trainiert, die die Beziehung zwischen Wuchshöhe (LiDAR-Höhenmodell) und Vorrat pro ha (WÖFIS) beschreiben. Die Referenzpunkte wurden in Waldorten mit mindestens 80% Fichten gesetzt und über die Fläche des Nationalparks verteilt. Im Saarland konnten keine entsprechenden Trainingsdaten gesetzt werden, weil entsprechende Referenzdaten nicht vorliegen. Die Korrelation zwischen Wuchshöhe aus den LiDAR-Daten und Vorrat aus den WÖFIS-Daten liegt bei 0.67, die Parametrisierung des Modells zur Vorratsschätzung ergab einen RMSE von 26%.

Eine Validierung mit 127 Vergleichspunkten zwischen Vorratsdaten aus WÖFIS und modelliertem Vorrat ergab ein R^2 von 0.57 und einem RMSE von 24%. Da die Referenzdaten aus der WÖFIS Datenbank auch geschätzt sind und keine Messwerte sind, ist das Ergebnis dennoch als positiv zu werten.

Für die flächenhafte Darstellung (Abb. 14) wurde der Zusammenhang zwischen Wuchshöhe und Vorrat auf alle Nadelwaldflächen übertragen, die über eine hochaufgelöste Laub-/Nadelwaldmaske identifiziert wurden.

Durch die vollständige Berücksichtigung der INSPIRE-Konformität und des Metadatenstandards ISO19139 sind die abgeleiteten Daten kompatibel mit nationalen und europäischen Geodateninfrastrukturen und könnten (abhängig von der Freigabe durch die Nationalparkverwaltung) durch behördliche oder andere Nutzer direkt in Kombination mit anderen Geodaten genutzt werden.

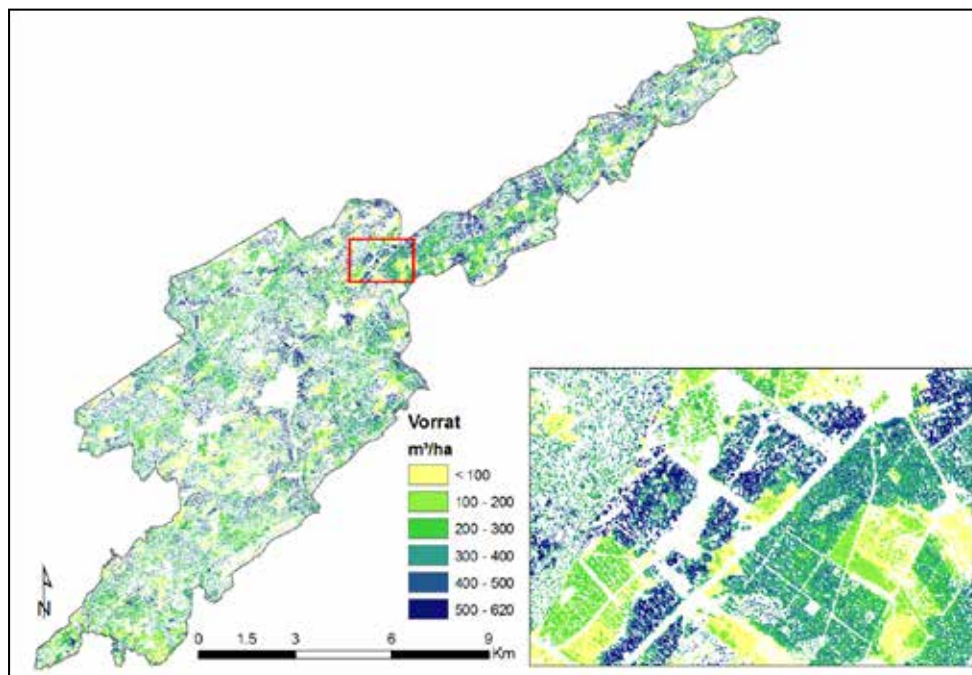


Abbildung 14: Modelliertes Holzvolumen für Nadelwald im Nationalpark Hunsrück-Hochwald mit einer Auflösung von 5m.

Physisch-geographische Einzugsgebiets- und Hangmoorkartierung und geoelektrische Widerstandstomographie

Aus ausgewählten sechs Pilotflächen im Bereich des Nationalparks Hunsrück-Hochwald und den Hangbrüchern bei Morbach wurden im Rahmen des Teilprojektes für die Detailuntersuchungen zwei Standorte ausgewählt (Thranenbruch und Gebranntes Bruch als Vergleichsfläche). Zur Übersicht der nachfolgenden Ergebnisse zeigen Abbildung 15 und Abbildung 16 die Lage einer Auswahl der aufgenommenen Daten im Thranenbruch und im Gebranntes Bruch, sowie die Lage dreier Modelle, welche als Synthese der Daten zu sehen sind.

Mit Hilfe einer GIS-basierten Relieffanalyse konnten die Untersuchungsgebiete hydrographisch charakterisiert werden. Bei den GIS-basierten hydrologischen Analysen muss allerdings berücksichtigt werden, dass es sich lediglich um den Oberflächenabfluss handelt und nicht um den für die Wasserversorgung der Hangbrücher bedeutenderen unterirdischen Wasserfluss (Zwischenabfluss resp. das Hangzugwasser). Dennoch konnte die GIS-basierte Relieffanalyse wertvolle Informationen liefern, welche insbesondere bei der Auswahl der Standorte und der Interpretation der nachfolgenden Daten hilfreich war.

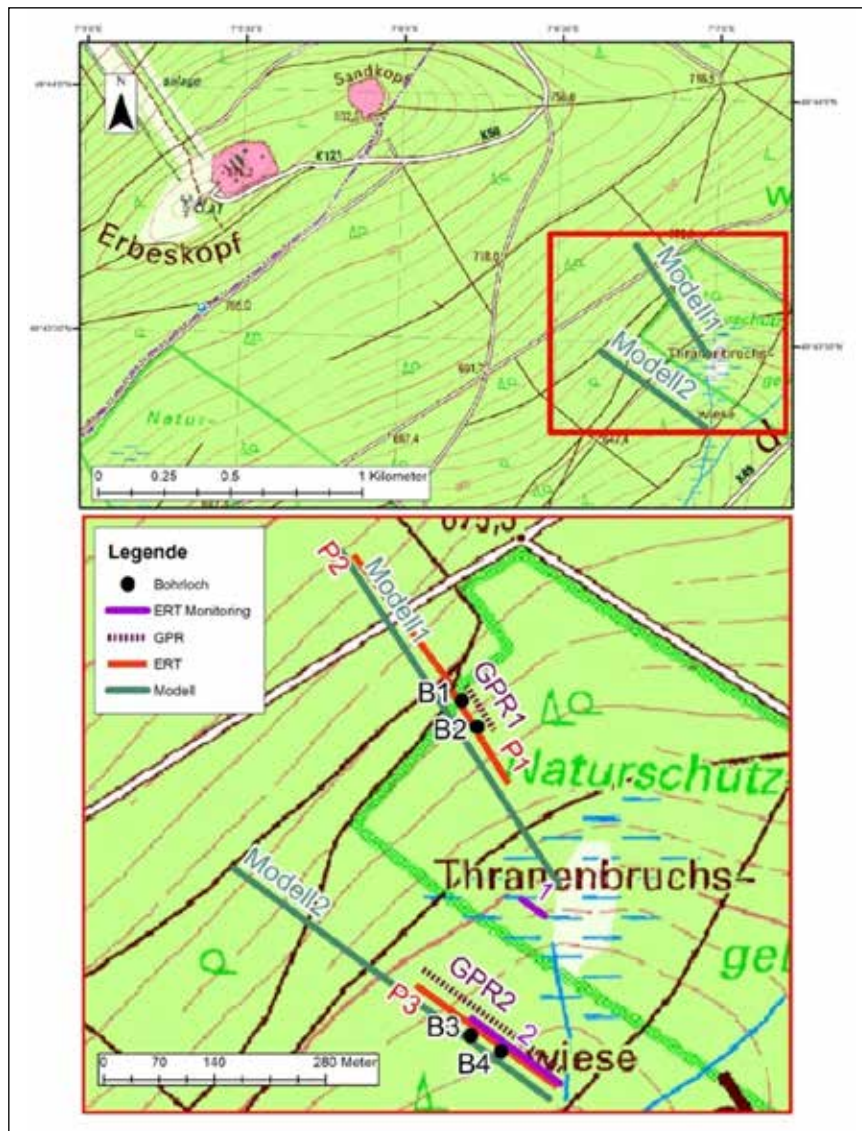


Abbildung 15: Übersicht Untersuchungsgebiet Thranenbruch.

Für die geomorphologisch-pedologische Kartierung der Einzugsgebiete der beiden ausgewählten Untersuchungsstandorte wurden neben verschiedenen Pürckhauersondungen, meist parallel zu den Geoelektrikerauslagen, mehrere Rammkernsondierungen zur direkten Ansprache der lithologischen Verhältnisse durchgeführt. Mit Hilfe dieser Befunde konnten an den Bohrstandorten auch sehr genaue Informationen zu wasserwegsam und -stauenden Schichten im oberflächennahen Untergrund gesammelt werden. Diese Ergebnisse trugen wesentlich zur besseren Interpretierbarkeit der geophysikalischen Modelle bei. Um die erhaltenen Ergebnisse in einen möglichst sinnvoll-

len Kontext setzen zu können, wurden nicht nur im Einzugsgebiet Daten erhoben, sondern auch in und um die Hangbrücher. Zusätzlich zu den lithologischen Einheiten, wurde bei der graphischen Umsetzung der Befunde aus den Rammkernsondierungen auch die Wassersättigung bzw. potentielle Wasserwegsamkeit beschrieben. Während sich B1 (Abbildung 17) und B2 im Einzugsgebiet bzw. in den nassen Bereichen des Thranenbruchs befinden, wurden B3 und B4 auf Flächen, die zum Fichtenanbau entwässert wurden, aber für eine Wiedervernässung bereits gerodet wurden, abgeteuf.

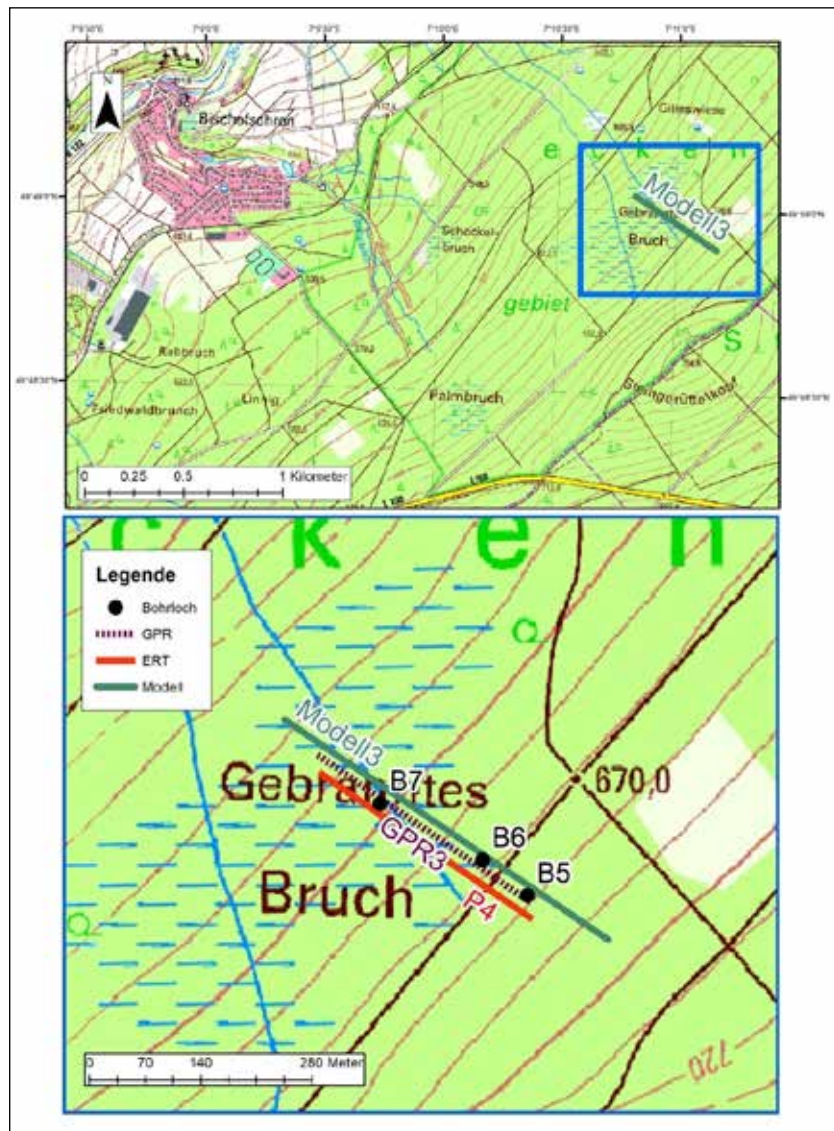


Abbildung 16: Übersicht Untersuchungsgebiet Gebranntes Bruch.

Im Profil B1 befinden sich periglaziale Lagen über schwer zu bohrendem Quarzit. Dahingegen sind im Profil B2, wenige Dekameter hangabwärts, sehr unterschiedliche Lagen, teilweise aus den Verwitterungsprodukten des Tonschiefers, teilweise aus denen des Quarzits vorzufinden. Profil B1 war zum Zeitpunkt der Abteufung durchgehend trocken, aufgrund des Porenvolumens könnte es aber potentiell wasserführend sein. Im Gegensatz dazu sind im Bereich des Moorwaldes (Profil B2) nur die oberen 80 cm trocken und theoretisch wasserleitend, während bis 5 m Tiefe

verschiedene Schichten entweder wasserleitend sind oder als Wasserstauer fungieren. Im Profil B3 stehen unterhalb der periglazialen Lagen die Verwitterungsprodukte des Taunusquarzits an, welche zu großen Teilen hangzugwasserleitend sind. Hangabwärts stehen unter quarzreichem Schutt und periglazialen Lagen, teils massive Tonlagen an, welche als Verwitterungsprodukte des Tonschiefers identifiziert werden können (Profil B4). Die Tonlagen sind weitestgehend dicht, es gibt aber auch wasserführende Bereiche.

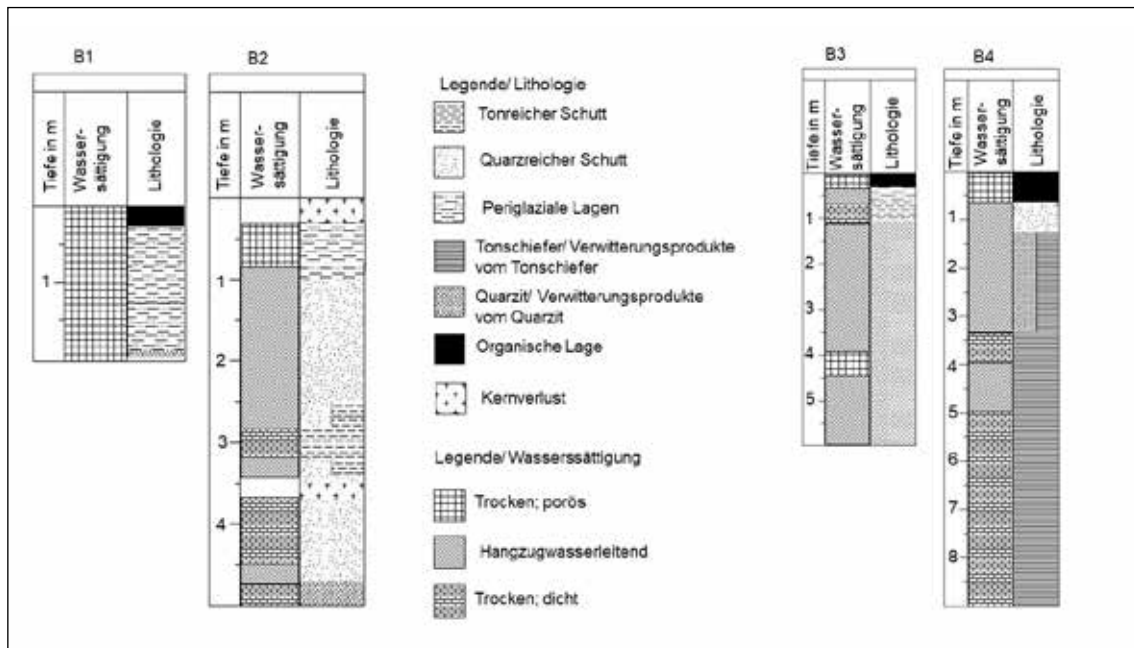


Abbildung 17: Rammkernsondierungen im Untersuchungsbiet Thranenbruch.

Aus der Auswahl der Bohrprofile im Thranenbruch geht hervor, dass sich sowohl Lithologie, als auch Wasserführung kleinräumig stark ändern und somit vermutlich verschiedene Einflussfaktoren bei der Wasserversorgung der Hangbrücher eine Rolle spielen.

Rammkernsondierung B5 (Abbildung 18) befindet sich im Einzugsgebiet des Gebranntes Bruchs, während sich B6 und B7 in den feuchten Bereichen des Moorwaldes befinden. Im Einzugsgebiet stehen verschiedene periglaziale Lagen über Quarzit an. Die periglazialen Lagen waren analog zu denen in B1 zum Zeitpunkt der Sondierung trocken, könnten aber bei entsprechendem Wassergehalt zur Wasserführung neigen. Im Randbereich des Moores befindet sich Rammkernsondierung B6. Während hier die oberen 2,20 m trocken sind und aus quarzreichem Schutt, respektive periglazialen Lagen und organischen Anteilen bestehen, wirken die Tonschichten stauend und teilweise wasserführend. Ob die Schichten stauend oder wasserführend sind, hängt auch vom Verwitterungsgrad des Tonschiefers ab. Während wenig verwitterter Tonschiefer durch hohes Porenvolumen die Möglichkeit zum Wasserdurchfluss liefert, zeigen sich stärker verwitterte Tonschiefer-

lagen oft sehr kompakt und dicht. B7 besteht aus verschiedenen Schuttsschichten unterhalb geringmächtiger periglazialer Lagen. Im Gegensatz zu den anderen beiden Profilen sind diese wasserführend. Die Schuttlagen bestehen zum Großteil aus Quarzschutt, der wasserführend ist, es sind aber auch geringmächtige Tonlagen eingeschaltet, die stauend wirken können.

Ergänzend zu den punktuellen Informationen der Rammkernsondierungen wurden um eine Flächeninformation zu erhalten zweidimensionale Geoelektrikauslagen in den beiden Untersuchungsgebieten aufgenommen. Die zur Geoelektrik komplementären Methoden Georadar und Refraktionsseismik wurden selektiv und die Interpretation der Geoelektrik unterstützend an ausgewählten Transekten eingesetzt.

Der Abstand der Elektroden bei den geoelektrischen Sondierungen betrug 0,5 bis 5 m, um einerseits den oberflächennahen Untergrund möglichst hochaufgelöst zu kartieren und andererseits hinreichende Tiefenauflösung bei den Messungen zu erhalten. In den nachfolgenden Abbildungen ist jeweils die fünfte Iteration der least square inversion (L2-norm) dargestellt.

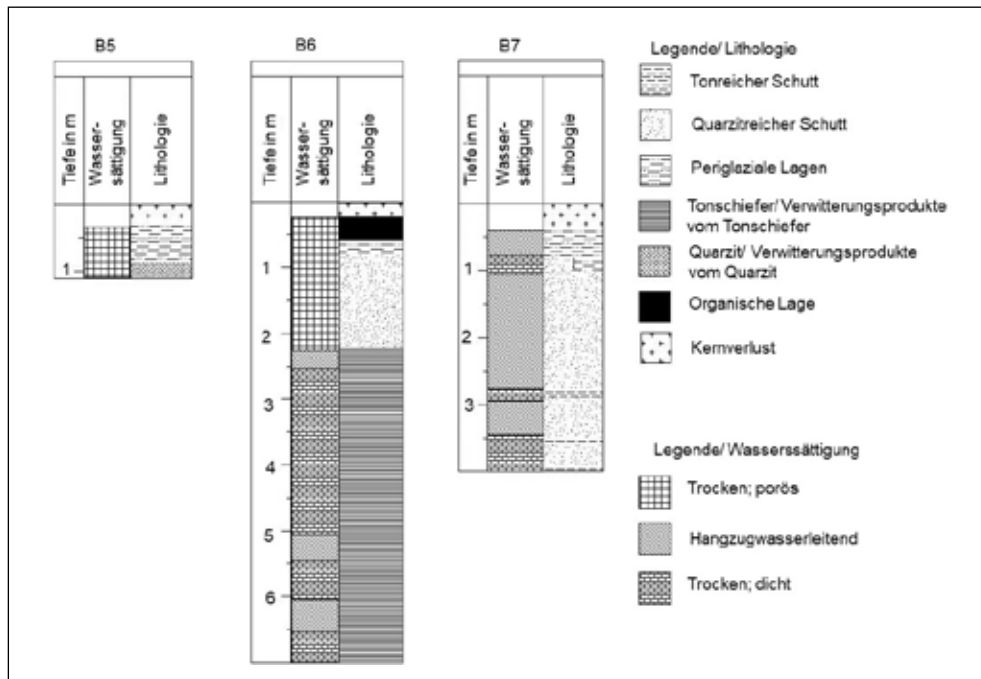


Abbildung 18: Rammkernsondierungen im Untersuchungsgebiet Gebranntes Bruch.

Die geoelektrischen Sondierungen P1 und P2 (Abbildung 19) befinden sich, wie die Rammkernsondierungen B1 und B2, im Einzugsgebiet des Thranenbruchs. Im Profil P1 sind im südöstlichen Bereich niedrige Widerstandswerte erkennbar, welche sowohl durch hohen Wassergehalt, als auch durch hohen Anteil von tonreichen Lockersedimenten beeinflusst werden und mit den oberflächennah feuchten Bereichen des Thranenbruchs korrelieren. In der südwestlichen Hälfte des Profils sind die in B1 beschriebenen periglazialen Lagen mit Widerstandswerten um $1500 \Omega\text{m}$ zu erkennen, welche sich oberhalb von Quarzschichten befinden, die sich durch deutlich höhere Widerstandswerte abgrenzen. Unterhalb der Quarzschichten, kann aufgrund der Widerstandsverteilung ein Hangzugwasserleiter vermutet werden. Im Profil P2 sind ebenfalls wasserführende Schichten im Liegenden von quarzreichen Schichten zu erwarten.

Im Radargramm GPR1 ist der Übergang von ausstreichenden nahezu horizontalen Schichten im nordwestlichen Teil zu einer Vielzahl an unterschiedlich mächtigen Schichten im Südosten des Radargramms erkennbar.

Die Geoelektrikauslage P3 (vgl. Abb. 20) befindet sich ebenso wie die Rammkernsondierungen B3 und B4 im Bereich des ehemaligen Fichtenforstes. Im nordwestlichen Teil des Profils sind die wasserleitenden Schichten durch niedrige Widerstandswerte gekennzeichnet und die sich im Liegenden befindende Quarzschicht durch höhere Widerstandswerte. Unterhalb der Quarzschicht ist analog zu P1 eine wasserführende Schicht anzunehmen. Weiter südöstlich streicht diese Schicht an der Oberfläche aus und das gesamte Profil hat in diesem Bereich niedrigere Widerstandswerte. Aufgrund der Entwässerung durch die Gräben sind in diesem insgesamt eher niedrigohmigen Bereich die Widerstandswerte oberflächennah etwas höher. Im Ausschnitt des Bodenradars GPR2 sind die drei unterschiedlichen Bereiche ebenfalls erkennbar. Während im Nordwesten die horizontale Lagerung des Quarzits ersichtlich ist, streichen im Mittelteil markant die unterlagernden Tonschichten aus und im südöstlichen Bereich ist eine diffuse Lagerung vorhanden, welche in Kombination der beiden geophysikalischen Methoden und Bohrungen als teilweise wassergesättigter Hangschutt angesehen werden kann.

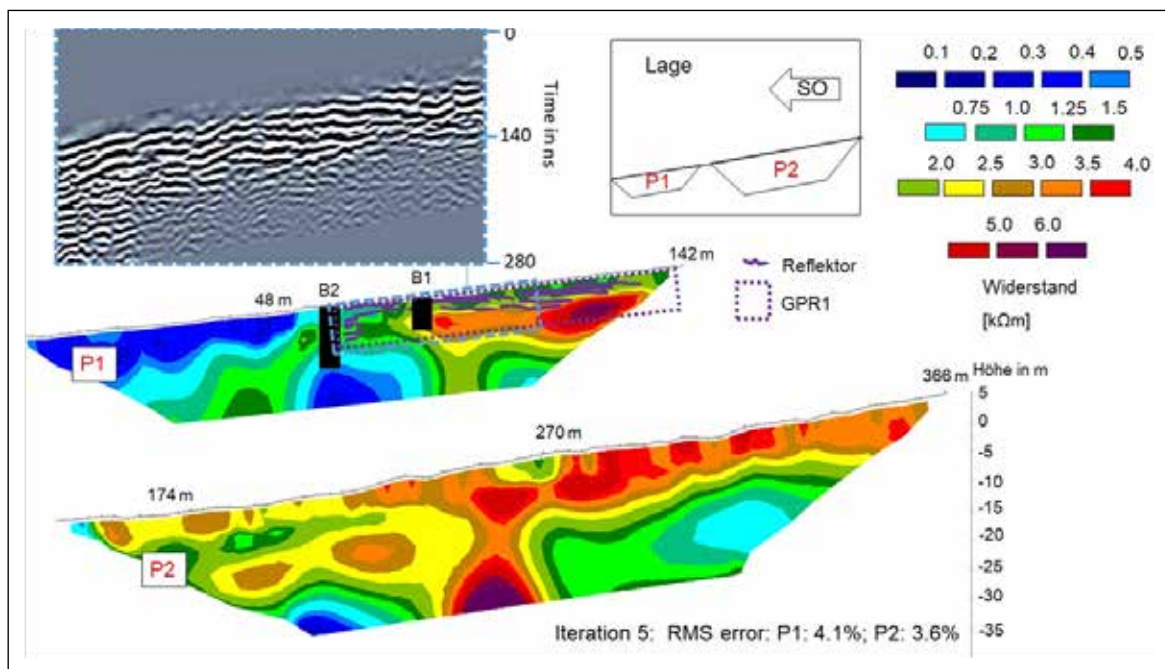


Abbildung 19: Thranenbruch Geoelektrik P1 und P2 und Bodenradar GPR1.

Die Ergebnisse der Geoelektrik und des Bodenradars im Gebranntes Bruch (Abbildung 21) zeigen drei Bereiche. Im Nordwesten ein Areal mit höheren Widerstandswerten in den oberen 10 m, die auf Quarzit hindeuten. Unterhalb eine Zone mit niedrigeren Widerstandswerten, die vermutlich einen Hangzugwasserleiter repräsentiert. Hangabwärts von diesem Bereich ist eine höherohmige Schicht, eingebettet in niedrigohmige Schichten, erkennbar. Diese Schichten lassen sich gut mit dem trockenen Quarzitschutt über teilweise wasserführenden tonigen Schichten aus B6 korrelieren. Etwa bei 150 m Profillänge scheinen die niedrigohmigen Schichten an der Oberfläche auszustreichen. Ab diesem Bereich sind die niedrigohmigen Schichten über die ganze Eindringtiefe des Tomogramms verteilt und werden nur noch partiell durch etwas höherohmige Anomalien unterbrochen, welche weniger verwitterte Bereiche des Quarzits repräsentieren könnten. Bei den niedrigohmigen Bereichen handelt es sich um wasserführenden Quarzitschutt oder tonige Schichten, die in B7 beschrieben wurden. GPR3 zeigt ebenfalls die Elemente, die beschrieben wurden. Im nordwestlichen Ausschnitt sind oberflächenparallele Schichten sichtbar, während im

mittleren Ausschnitt eine dominante Schicht ausstreicht, was zum einen zur oberflächenparallelen Lagerung der periglazialen Schichten über Quarzit passen würde, aber auch zum Ausstreichen der Tonverwitterungsschichten.

Geoelektrische Wiederholungsmessungen ermöglichen die Detektion der raumzeitlichen Variabilität der Wassergehalte und Aussagen über die Wasserwegsamkeit im oberflächennahen Untergrund. Die qualitativen Befunde basieren nicht auf Punktmessungen, sondern auf zweidimensionalen Transekten. Allerdings muss bei einem geoelektrischen Monitoring beachtet werden, dass es sich auch hierbei um die Verteilung der elektrischen Widerstände handelt und nicht die eigentliche Bodenfeuchte angezeigt wird. Aus diesem Grund haben auch andere Parameter, wie Temperatur, Chemismus des Bodenwassers und pH-Wert des Wassers einen Einfluss auf das Messergebnis.

Abbildung 22 präsentiert ausgewählte Messungen im Bereich des ehemaligen Fichtenforstes im Thranenbruch. Die Tomogramme zeigen, dass die Anomalien im oberflächennahen Untergrund am Sondierstandort in der Ausdehnung keine signi-

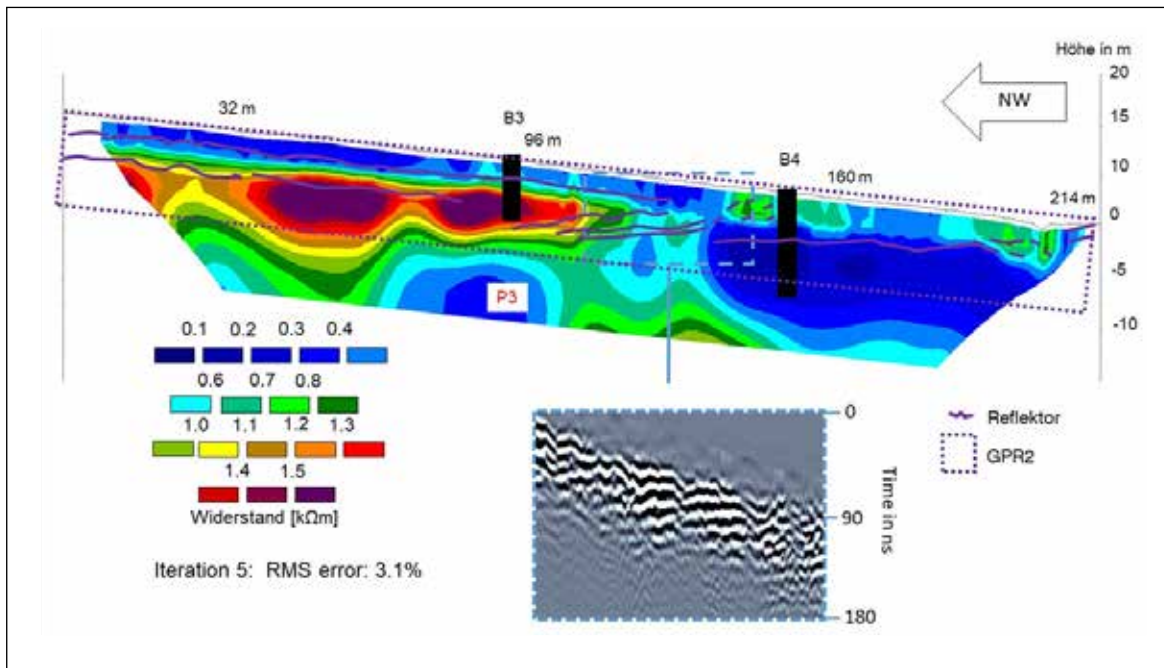


Abbildung 20: Thranenbruch Geoelektrik P3 und Bodenradar GPR2.

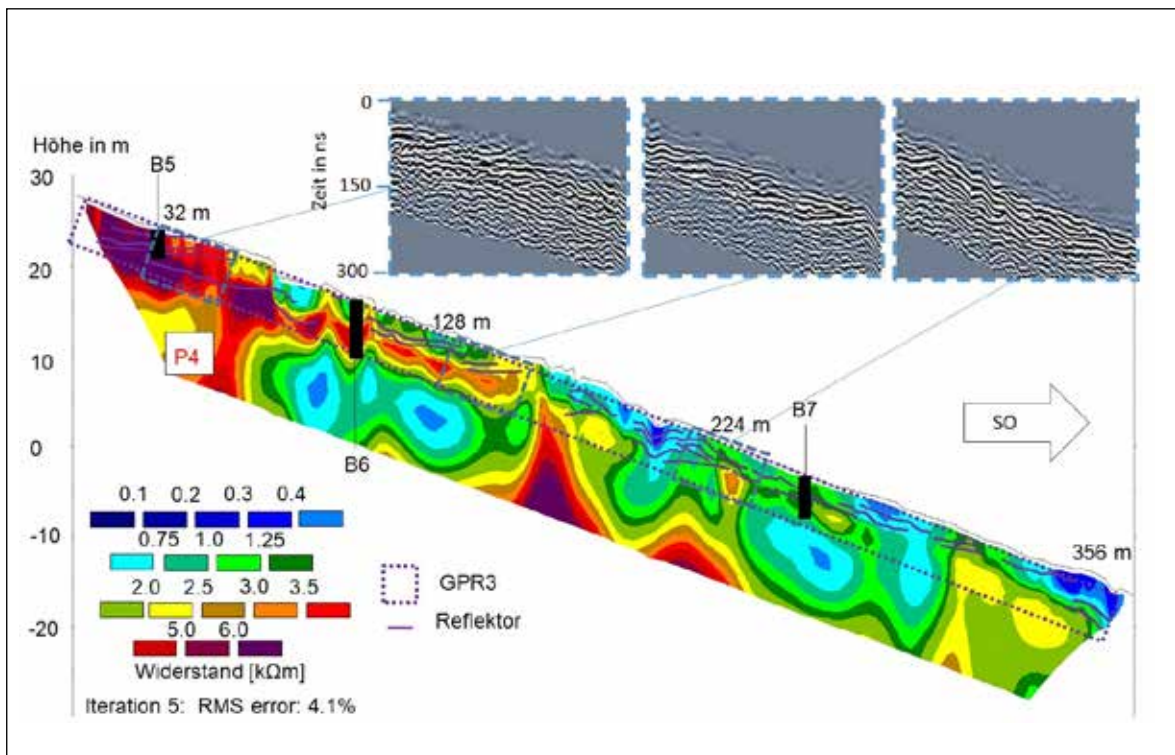


Abbildung 21: Gebranntes Bruch Geoelektrik P4 und Bodenradar GPR3.

fikanten Unterschiede aufweisen, wohingegen bezüglich der Widerstandverteilung Unterschiede festzustellen sind.

Die prozentualen Unterschiede der einzelnen Messungen zeigen, dass zwischen den Messungen im Juli 2017 und Februar 2018 die Widerstandswerte in den obersten Schichten um etwa 30% zunehmen, während die Widerstandswerte unterhalb von 4 m Tiefe konstant sind bzw. teilweise eine geringfügige Widerstandsabnahme am Standort feststellbar war. Die Wetterdaten würden eher eine entgegengesetzte Entwicklung erwarten lassen. Dies deutet darauf hin, dass die Wasserversorgung des Untersuchungsgebietes nicht nur von den Niederschlags- und Temperaturwerten abhängt, sondern auch, dass das hydrologische System eine gewisse Konstanz im Jahresverlauf aufweist, da sich die Daten nur relativ wenig ändern. Des Weiteren unterstreichen die verhältnismäßig geringen Unterschiede der einzelnen Messungen die Datenqualität im Untersuchungsgebiet, da alle detektierten Strukturen reproduzierbar sind.

Auf der Basis der im Projektzeitraum erhobenen Geländedaten der Pürckhauer- und Rammkernsondierungen und der geophysikalischen Sondierungen konnten Modelle des oberflächennahen Untergrundes der vermoorten Flächen und deren Einzugsgebiete abgeleitet werden. Insbesondere die geoelektrischen Wiederholungsmessungen lieferten hierbei wertvolle Befunde, um die Schlussfolgerungen und konzeptionellen Modelle zu verbessern. Die graphische Umsetzung dieser Synthese ist in den Abbildungen 9-11 veranschaulicht. Die Abbildungen präsentieren einen Auszug der Daten, welche zur Ableitung der Modelle des oberflächennahen Untergrundes verwendet wurden. Die anderen erhobenen Daten stützen die Aussagen dieser Schaubilder. Aus den Modellen gehen jeweils die lithologischen Einheiten und die zu erwartenden Hangzugwasserflüsse hervor. Unterschiede bestehen in der Wasserführung der Lockersedimente und periglazialen Lagen und in der Tiefenlage der Hangzugwasserbewegung.

Die Geoelektrikauslagen P1 und P2 (Abb. 23) wurden mit unterschiedlichem Elektrodenabstand gemessen, wodurch bei den Sondierungen unterschiedliche Eindringtiefen erreicht wurden.

Beide Auslagen wurden mit der Wenner-Schlumberger Konfiguration gemessen und sind in Abbildung 23 etwa maßstabsgetreu dargestellt. Im Profil P2 ist im nordwestlichen Teil ein Bereich mit höheren Widerständen über einem Bereich mit niedrigen Widerständen erkennbar. Diese Widerstandsverteilung ist ein Indiz für die „natürliche“ Wasserwegsamkeit im oberflächennahen Untergrund. Unter einem Forstweg (rote Markierung in Abb. 23) weisen höhere Widerstände auf eine eingeschränkte Wasserwegsamkeit hin, was durch Verbauung und Verdichtung erklärbar ist. Hangabwärts vom Weg befinden sich in tieferen Bereichen niedrigere Widerstände und auch in den höherliegenden Teilen sinkt der Widerstand im Vergleich zum stärker verdichteten Bereich. P1 zeigt im südöstlichen Teil niederohmige Bereiche oberflächennah und in größerer Tiefe. In diesem Areal befindet sich eine vermoorte Fläche. B1 weist Oxidationsmerkmale in periglazialen Lagen oberhalb der Verwitterungsprodukte des Taunusquarzits auf. Es kann von episodischem Hangzugwasserfluss in diesem Bereich ausgegangen werden. In B2 sind neben den Verwitterungsprodukten des Taunusquarzits ton- bzw. schluffreiche Schichten zu finden. Oberhalb von wasserstauenden Schichten sind Horizonte mit Hydromorphierungen und teilweise mit deutlichem Wasserfluss erkennbar. Die Befunde aus den Rammkernsondierungen lassen die Schlussfolgerung zu, dass die vermoorten Areale aus unterschiedlichen wasserführenden Schichten gespeist werden.

Trotz der räumlichen Nähe wird deutlich, dass sich die lithologischen Gegebenheiten und hydrologischen Verhältnisse der beiden Bereiche des Thranenbruchs (Abb. 23 und 24) stark unterscheiden und der Standort Thranenbruch insgesamt als ein sehr komplexes Prozesssystem angesehen werden kann.

Auf der Basis der Synthese der o.g. Geländemessungen kann das hydrologische System am Standort Gebranntes Bruch als weniger komplex angesehen werden. Unterhalb der Verwitterungsprodukte des Quarzits befinden sich wasserführende Schichten in und oberhalb von verwitterten Tonschieferschichten. Dort wo diese austreichen finden sich Lockersedimente und Torf mit hoher Wassersättigung (Abb. 25).

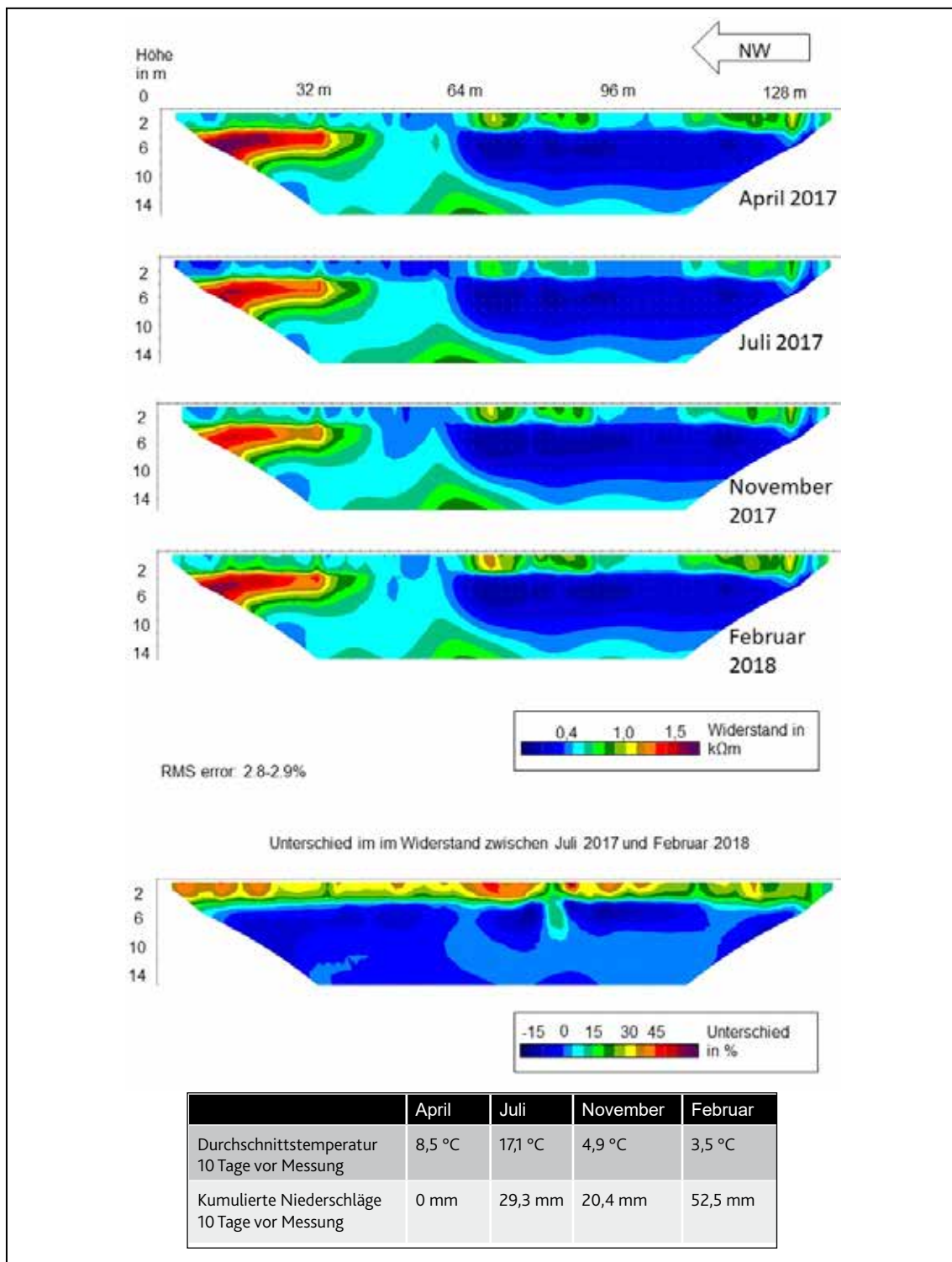


Abbildung 22: Thranenbruch Monitoring M2.

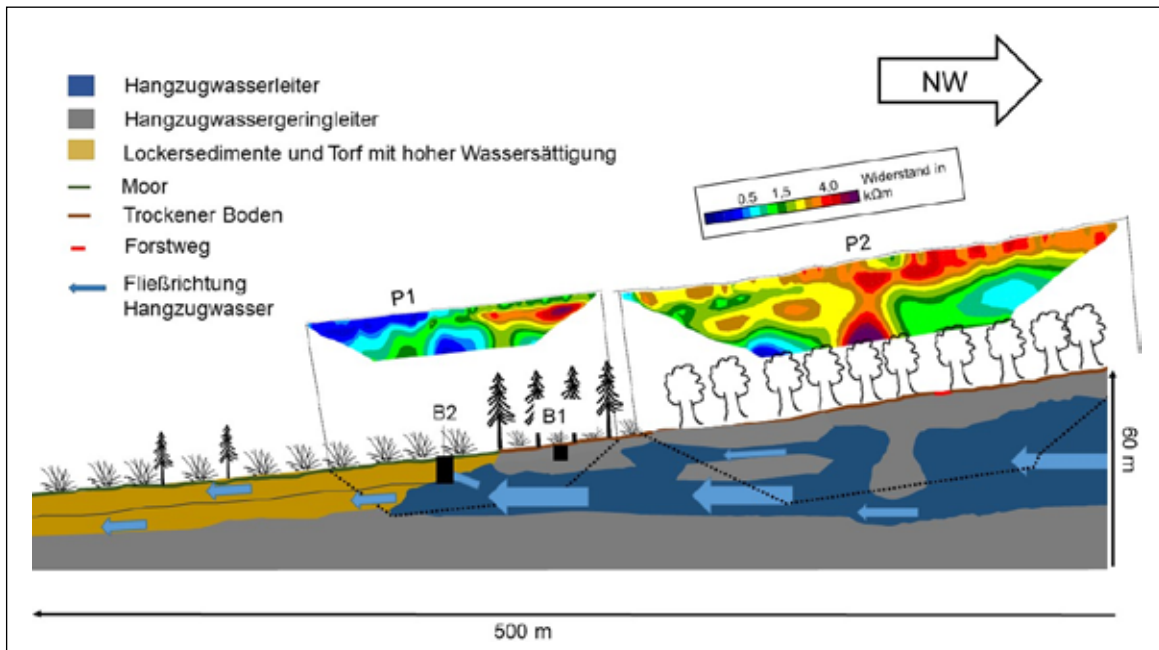


Abbildung 23: Einzugsgebiet Thranenbruch und angrenzende vermoorte Fläche.

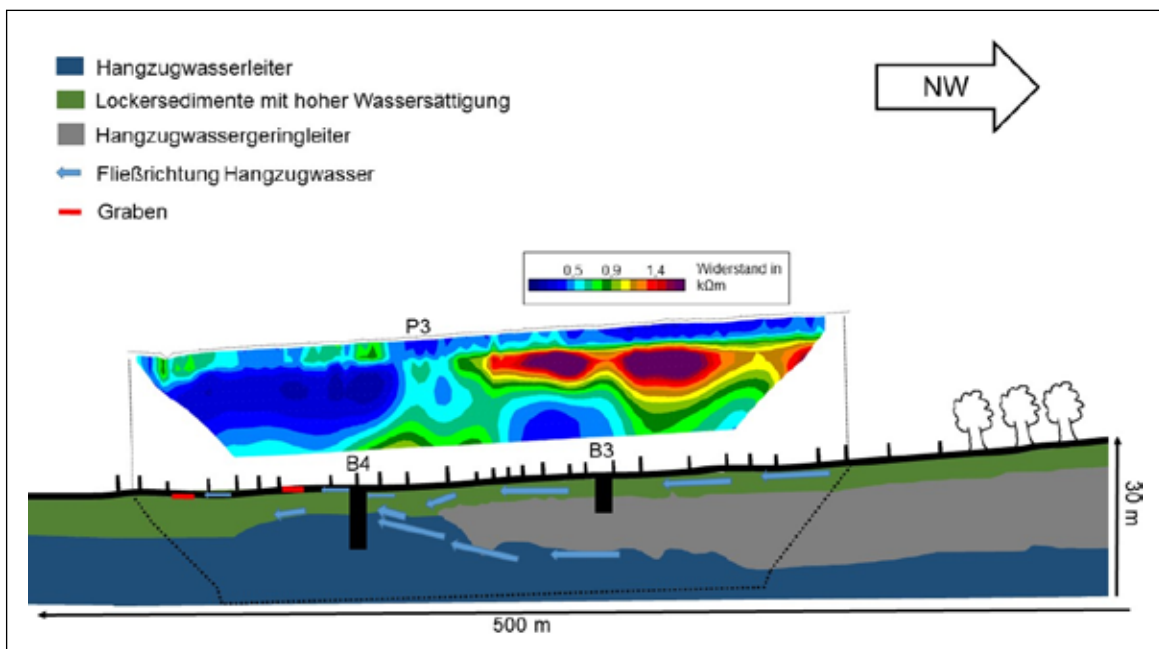


Abbildung 24: Gerodeter Bereich Thranenbruch.

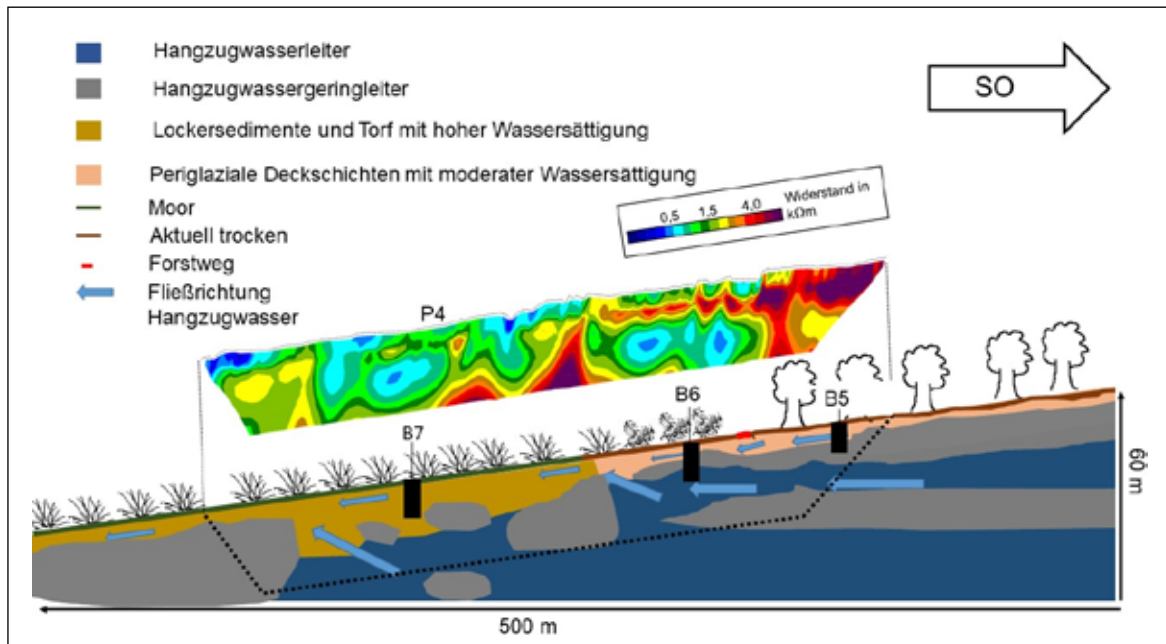


Abbildung 25: Gebranntes Bruch.

Auswahl und Einrichtung von Monitoringflächen zur CO₂-Bilanzierung

Es wurden 6 Monitoringflächen für die Kohlenstoffbilanzierung ausgewählt. Jede dieser Monitoringflächen befindet sich in einem anderen Entwicklungsstadium, so dass mit diesen eine „falsche“ Zeitreihe der Kohlenstoffbindung kalkuliert werden kann. Die Monitoringflächen sind mit Messeinrichtungen (Pegel, Wasserinhaltsstoffe (pH, Leitfähigkeit, C, N) versehen und werden auch nach Projektabschluss von den Rangern des Nationalparks Hunsrück-Hochwald vor Ort betreut und im Monitoring durch die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz weiter ausgewertet.

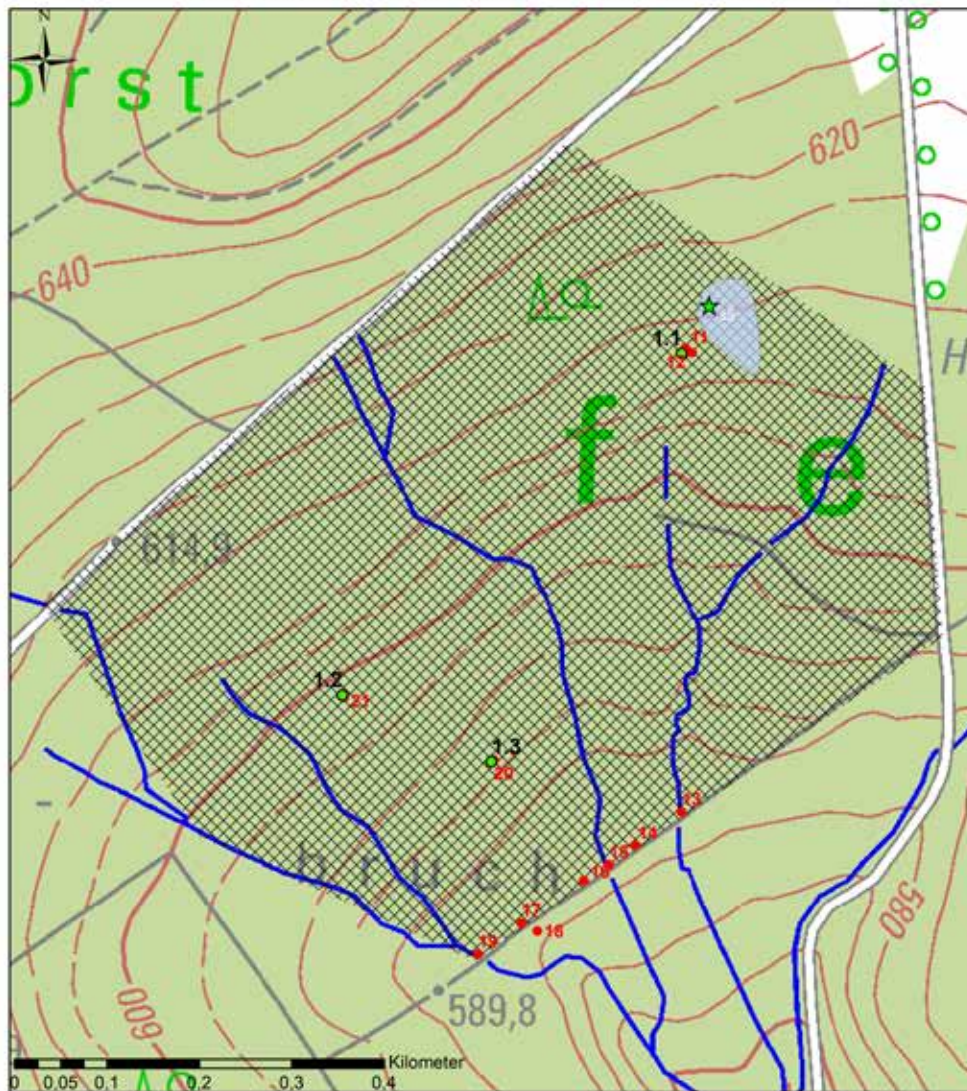
1. Johannbruch

Das Johannbruch liegt an der Grenze zum Saarland im Südosten der Gemeinde Neuhütten bei der Ortschaft Achtelsbach im Schwarzwälder Hochwald und somit im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Die Staunässestufen zeigen eine potenzielle geringmächtige Vermoorung (s5) im Nordosten der Fläche (Abb. 26).

Die Fläche ist überwiegend mit Fichte bestockt (Abb. 27). Im nördlichen Untersuchungsgebiet oberhalb der potenziellen Hangbruchfläche wachsen Buchen auf terrestrischen Standorten. Die Bestandesstruktur wird hauptsächlich von einem einschichtigen Fichtenbestand (*Picea abies*) mit über 60 % Anteil charakterisiert. Horst- und gruppenweise wurde die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) auf stärker staunassen und quelligen Stellen gepflanzt. Ihr Anteil auf der Untersuchungsfläche beträgt 37 %. Allerdings sind Vitalität und Stabilität der Schwarzerlen stark gemindert.

Die Fichte dominiert auch die Verjüngung mit über 30 Keimlingen pro m². In den nassen Bereichen, verjüngt sich die anthropogen eingebrachte Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) gut. Es folgt in großem Abstand die Verjüngung der Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) und anschließend die Buche (*Fagus sylvatica*). Letzere wurde durch forstliche Pflanzung als Vorausverjüngung eingebracht. Die Moorbirke (*Betula pubescens*) ist hier überhaupt nicht mehr vertreten, die Sandbirke (*Betula pendula*) dagegen noch auf lichten Stellen.

Detailansicht des Johannesbruchs



Legende

- Pegelstandort
- Messstelle des Multiparametermessgerätes
- ★ Pollenanalysen
- Projektgebiet Johannesbruch

Grund-/Staunässestufe

- g5/s5
- g6/s6

Maßstab: 1 : 5.500
 Projektion: Transversal Merktor
 Kartengrundlage: ESRI
 Datengrundlage:
 TK 25 (LVermGeo)
 Grund-/Staunässestufe nach
 HOFFMANN (1957) modifiziert
 von GAUER (FAWF)

Bearbeiter: Christoph Kopf
 Datum: 22.02.19

Abbildung 26: Detailansicht der Monitoringfläche Johannesbruch.

In der Krautschicht dominieren mit hohen Stetigkeiten als Indikatorart das Hunds-Straußgras (*Agrostis canina*), die Winkel-Segge (*Carex remota*), der Breitblättrige Dornfarn (*Dryopteris dilatata*), Waldsauerklee (*Oxalis acetosella*), Draht-Schmieele (*Deschampsia flexuosa*), Gemeiner Hohlzahn (*Galeopsis tetrahit*), Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*), Pfennigkraut (*Lysimachia nummularia*), Waldsauerklee (*Oxalis acetosella*), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Himbeere (*Rubus idaeus*) und das Harzer Labkraut (*Galium hircanicum*). Man kann dabei unterscheiden zwischen Arten auf eher feuchten und sauren Standorten wie Drahtschmieele (*Deschampsia flexuosa*), Harzer Labkraut (*Galium hircanicum*), Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*), Waldsauerklee (*Oxalis acetosella*), welche typische Begleitarten der bodensauren Fichtenwälder darstellen. Zum anderen treten auch Arten auf, welche auf deutlich nasse Standorte schließen lassen wie Hunds-Straußgras (*Agrostis canina*), Winkel-Segge (*Carex remota*), Pfennigkraut (*Lysimachia nummularia*). Die vorkommende Winkel-Segge (*Carex remota*) kennzeichnet zudem Gley-Böden und anstehendes Bodenwasser (LICHT 2015) (GORECKY 2018).

Charakteristisch bei dieser Fläche sind die regelmäßig und fischgrätenähnlich angelegten Ent-

wässerungsgräben, welche bis heute intakt sind und massiv entwässern (Abb. 27). In der Umgebung der Entwässerungsgräben ließ sich Sphagnum inundatum finden (GORECKY 2018). Diese Drainage ermöglichte den Fichtenanbau.

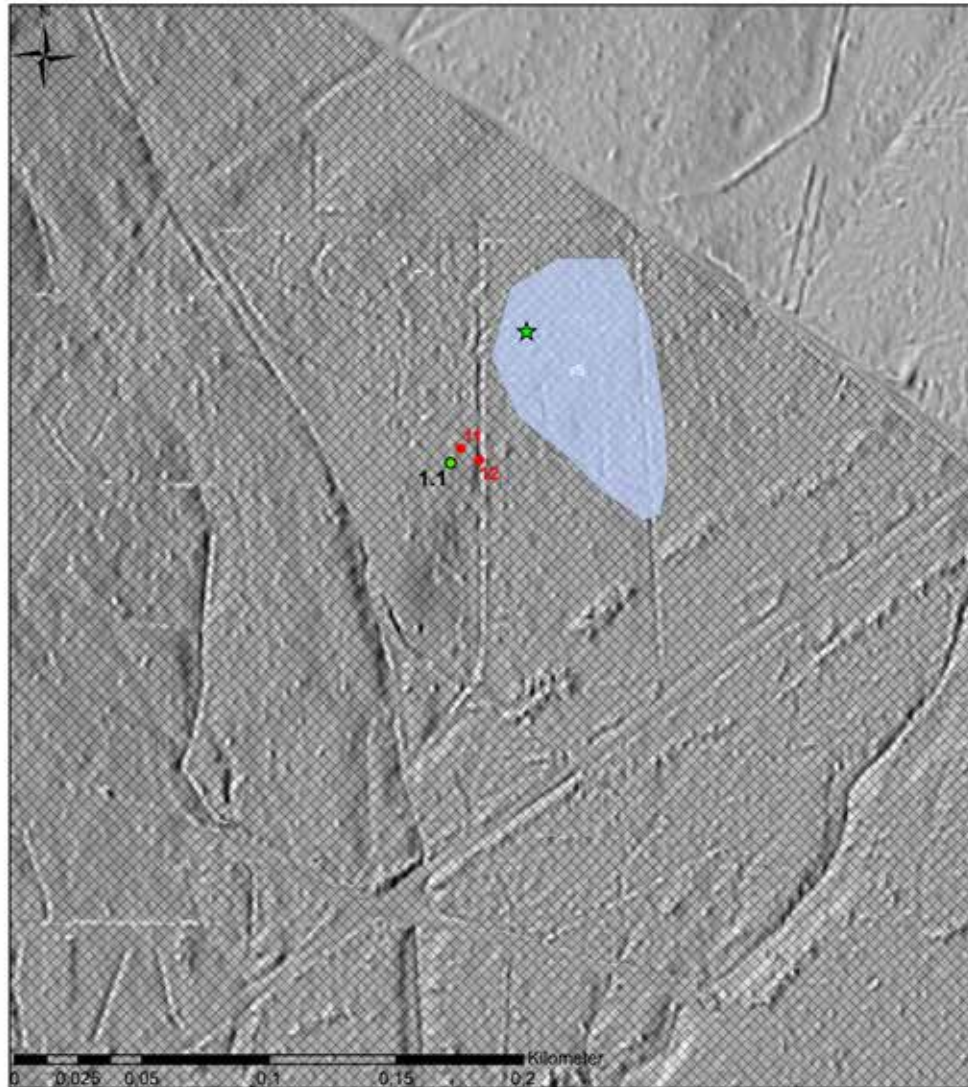
Als Bruch wird das Johannbruch nur noch wegen wenigen vereinzelt staunassen und quelligen Stellen bezeichnet (Abb. 28). In der Mooschicht lassen sich dort vier Arten der Gattung Sphagnum sowie zwei Arten der Gattung Polytrichum finden. Die höchsten Deckungsgrade bildet Sphagnum palustre (GORECKY 2018).

Das Johannbruch stellt durch die noch immer effiziente Entwässerung und die anthropogene Überformung trotz Torfmoosvorkommen keine natürliche Moorgesellschaft mehr dar. Einige Fichten (*Picea abies*) wurden in der Vergangenheit von Stürmen geworfen, was zu einigen Blößen in der Fläche geführt hat. Die Buchenvorausverjüngung auf der Fläche soll zukünftig zu einem – eigentlich für terrestrische Standorte typischen – Fichten-Buchen-Mischwald führen. Diese Fläche repräsentiert damit zahlreiche stark degradierte und relikthafte Hangmoorflächen im Hunsrück und wurde somit als Vergleichsfläche in die Untersuchung miteinbezogen.



Abbildung 27: Tiefer Entwässerungsgraben im Johannbruchs (Foto: SCHÜLER).

Ausschnitt der Detailansicht im Johannesbruch



Legende

- Pegelstandort
- Messstelle des Multiparametermessgerätes
- ★ Pollenanalysen
- Projektgebiet Johannesbruch

Grund-/Staunässestufe

- g5/s5
- g6/s6

Maßstab: 1: 2.000
 Projektion: Transversal Merkator
 Kartengrundlage: ESRI
 Datengrundlage:
 DEM (LVerM/Geo)
 Grund-/Staunässestufe nach
 HOFFMANN (1957) modifiziert
 von GAUER (FAWF)

Bearbeiter: Christoph Kopf
 Datum: 22.02.19

Abbildung 28: Ausschnitt der nordwestlichen Monitoringfläche Johannesbruch; das hinterlegte Digitale Höhenmodell offenbart das dichte Graben- und Wegenetz.

2. Riedbruch

Das Riedbruch liegt am südlichen Erbeskopfhang nahe bei der Gemeinde Thranenweiher im Nationalpark Hunsrück-Hochwald und grenzt im Süden an den Traunbach an. Es ist damit der südlichste Teil eines einst zusammenhängenden großen Hangmoorkomplexes.

Nach REICHERT 1975 handelt es sich um ein „gut erhaltenes, größeres Bruch“ mit insgesamt 21 ha Fläche. Es gilt heute als eine der intaktesten und ursprünglichsten Flächen im Gebiet. Aus diesem Grund ist diese Fläche auch Teil des Monitorings. REICHERT (1975) beschreibt es als „teilweise sehr nass und von typischen Moorgesellschaften bewachsen, teilweise aber auch stark entwässert“. Umgeben von Fichten liegt die Untersuchungsfläche im südöstlichen Teil.

Das Riedbruch ist die Untersuchungsfläche mit der zweit höchsten Artenanzahl in der Krautschicht. Hervorstechend im Vergleich zu den vorherigen Flächen ist hier das Vorkommen einiger Seggen- und Binsenarten. So wurde hier auch Schnabel-Segge (*Carex rostrata*) und Braun-Segge (*Carex nigra*) gefunden. Auffällig ist hier die durchgängige Präsenz der Spitzblütigen Binse (*Juncus acutiflorus*). Auch die Glieder-Binse (*Juncus articulatus*) ist häufig vertreten. Hochmoorähnliche Gesellschaften wie Sphagnetum magellanici und Sphagnetum papillosum sind nur noch relikthaft vorzufinden. In der Mooschicht dominiert hauptsächlich *Sphagnum fallax*, welches in den Aufnahmeflächen aber sehr hohe Deckungsgrade erreicht. Weitere Vertreter der Gattung sind *Sphagnum palustre* und *Sphagnum girgensohnii*. Die ermittelten Indikatorarten im Riedbruch sind das Sumpf- Weidenröschen (*Epilobium palustre*), Glieder-Binse (*Juncus articulatus*), Spitzblütige Binse (*Juncus acutiflorus*) und das Trägerische Torfmoos (*Sphagnum fallax*) (GORECKY 2018). Die Spitzblütige Binse (*Juncus acutiflorus*) charakterisiert permanent nasse Standorte. Zudem ist sie eine Begleitart des Molinietalia. Sie tritt oft mit der Schwesternart, der Glieder-Binse (*Juncus articulatus*) auf, welche jedoch eher als Störzeiger fungiert (GORECKY 2018).

Zusammen mit zwei weiteren Moorflächen wurde das Riedbruch im Jahr 1979 als Naturschutzgebiet ausgewiesen. Damit zählt es zu den ersten Brüchern, die im Hunsrück unter Schutz gestellt wurden (SCHOLTES 2002). Die Staunässestufen zeigen eine im östlichen Teil große vermoorte fast zusammenhängende Fläche mit potenziellen Torfmächtigkeiten über 30 cm (Abb. 29). Unter Einbezug der Substratreihen wird eine hohe Heterogenität des Monitoringstandortes und seinen angrenzenden Flächen deutlich.

Die Bestockung wechselt von baumfrei auf nassen Standorten zu Moorbirken- oder Fichtenbeständen auf örtlich trockeneren Standorten mineralisch hydromorpher Böden. Die Fichte (*Picea abies*) ist die Baumart, welche das Riedbruch im Baumbestand charakterisiert. Über 90 % der Gehölze sind Fichten. Es folgt *Alnus glutinosa* mit 6,3 %. Der Anteil der Moorbirke (*Betula pubescens*) beträgt noch nicht einmal 1 % auf der gesamten Fläche des Riedbruchs. Das südöstliche Teilgebiet wurde wegen des natürlichen Ausfalls der nicht an die nassen Verhältnisse angepassten Fichten als besonders interessant eingestuft (Abb. 30). Bei der Verjüngung dominiert die Moorbirke (*Betula pubescens*). Doch auch die Fichte findet immer wieder Keimungspotential, aber mit rückgängiger Tendenz. Vereinzelt findet man Keimlinge von Buche (*Fagus sylvatica*) und Ohrweide (*Salix aurita*) (GORECKY 2018).

Zur Untersuchung des Riedbruchs wurde sich auf den östlichen Teil konzentriert. Das Riedbruch ist durchzogen von Waldwegen und Rückegassen, die im östlichen Teil weitgehend sich selbst überlassen wurden. Im Riedbruch wurde im Zuge des EU-LIFE-Projektes „Hangmoore im Hochwald“ (SNU RLP 2019) das südliche Teilgebiet aktiv entfichtet. Auch im westlichen Riedbruch wurden jüngere Fichten herausgezogen und ältere Fichten geringelt. Grabenverschlüsse zur Wiederherstellung eines naturnahen Wasserhaushaltes konzentrierten sich auf den südlichen Teil.

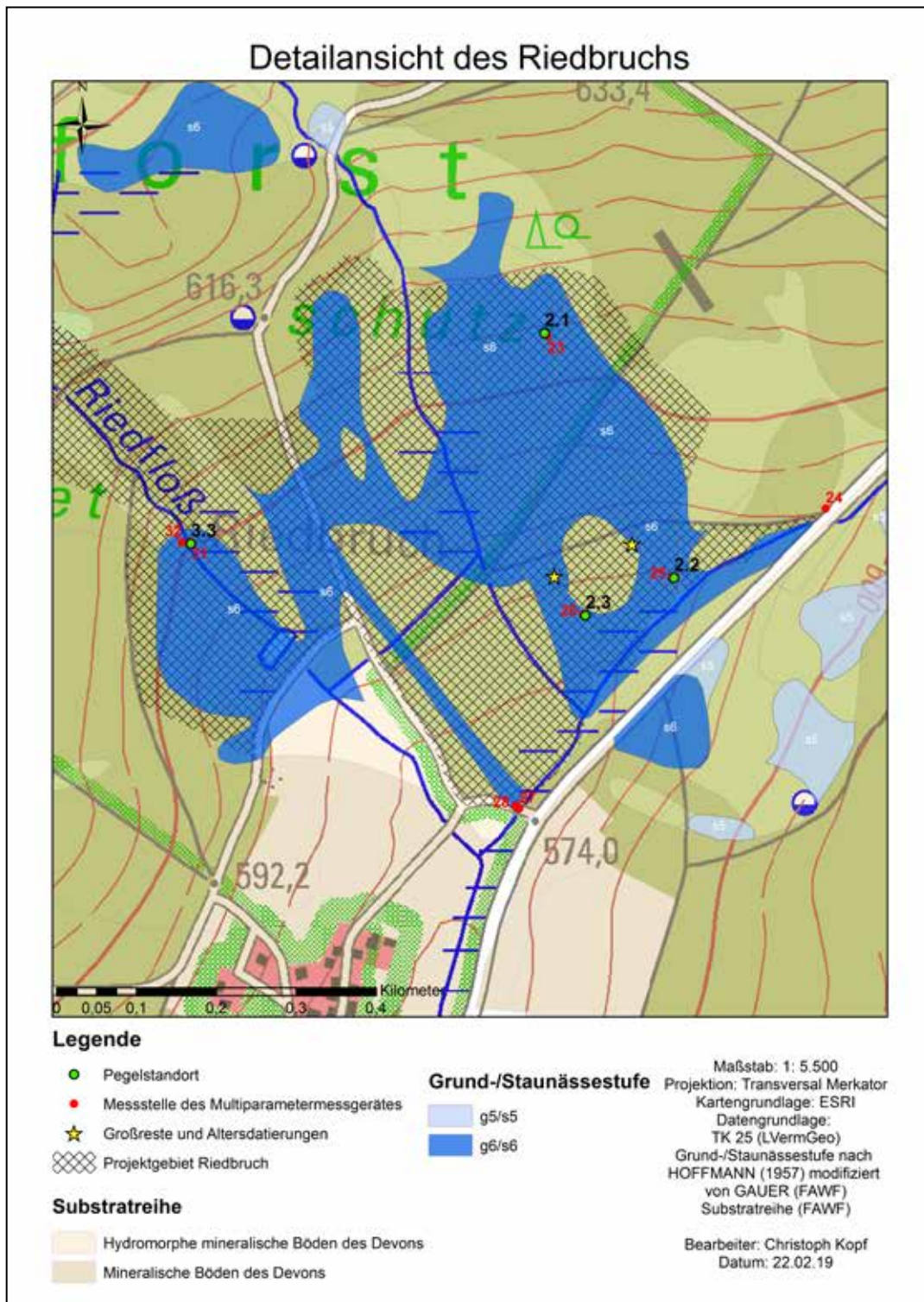


Abbildung 29: Detailansicht der Monitoringfläche Riedbruch.



Abbildung 30: Die Fichte zieht sich zunehmend aus der Hangbruchfläche im südlichen Riedbruch zurück (Foto: SCHÜLER).

3. Thierchbruch

Das Thierchbruch liegt am südlichen Erbeskopfhang oberhalb des Riedbruchs bei der Gemeinde Thranenweiher im Nationalpark Hunsrück-Hochwald.

In den staunassen Bereichen erreicht der Torf eine potenzielle Mächtigkeit über 30 cm (Abb. 31). Angrenzend gehen die Torfmächtigkeiten auf unter 30 cm zurück. Die Substratreihen zeigen kleinräumige Übergänge zwischen mineralischen, mineralisch hydromorphen und potenziell organi-

schen Böden. Das Thierchbruch ist mit Sitkafichte bestockt. Im nördlichen Kerngebiet sind kleine baumfreie Flächen zu finden. Es wurden zwei Gräben angelegt, die das Riedfloß speisen. Die beiden Gräben wurden im Rahmen der Renaturierungsarbeiten verschlossen (Abb. 32). Aufgrund der kleinflächigen Vermoorung des Thierchbruchs wurden zwei Pegel in der Kernfläche installiert. Der dritte Pegel wurde im unterhalb liegenden beginnenden westlichen Riedbruch installiert, da hydrologische Zusammenhänge vermutet wurden.

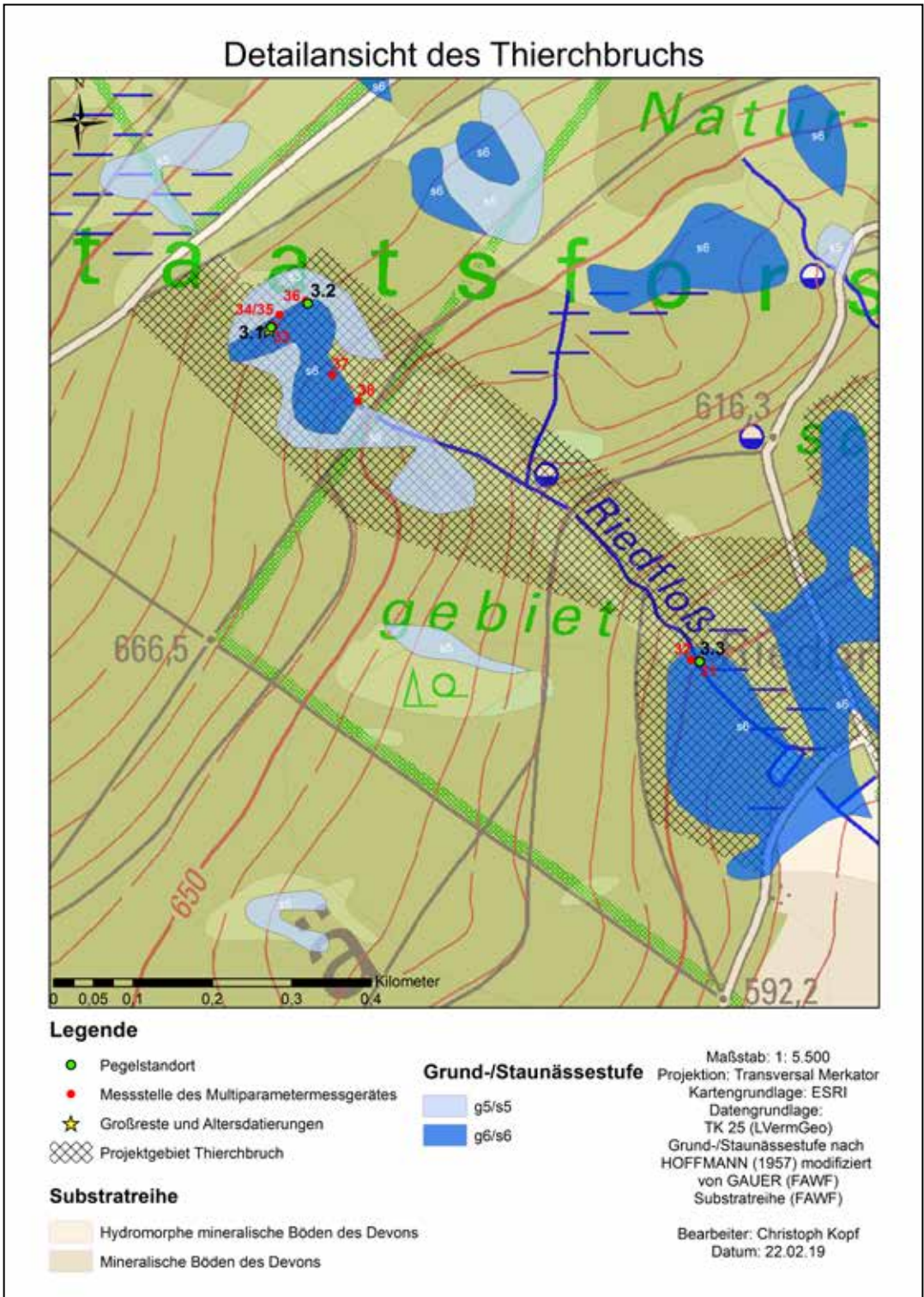


Abbildung 31: Detailansicht der Monitoringfläche Thierchbruch.



Abbildung 32: Grabenverschluss im Thierbruch (Foto: KOPF).

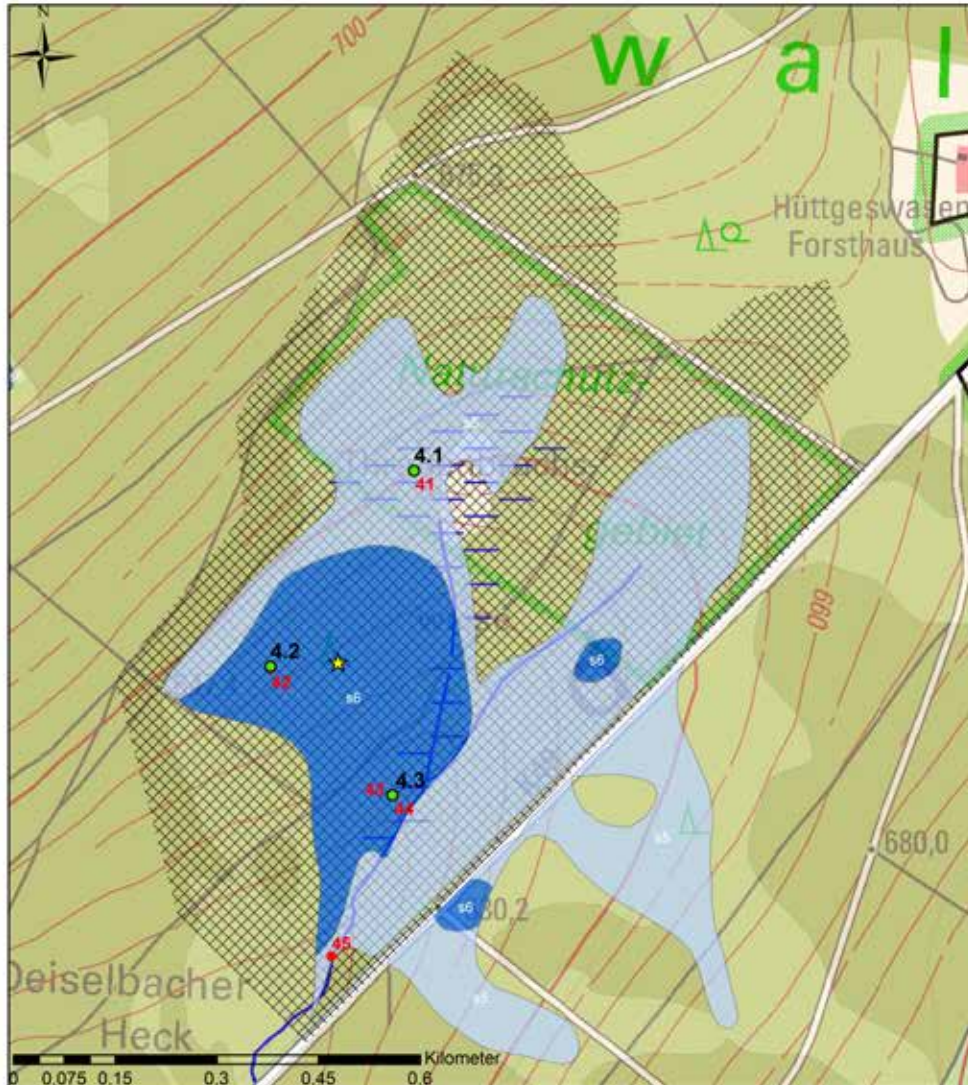
4. Thranenbruch

Das Thranenbruch liegt am südlichen Erbeskopfhang nordwestlich des Riedbruchs zwischen den Gemeinden Thranenweiher und Hüttgeswasen im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. In den staunassen Bereichen erreicht der Torfkörper über 30 cm Mächtigkeit (Abb.33).

Dieser geht hangaufwärts in potenzielle Torfmächtigkeiten zwischen 10 cm und 30 cm über. Die Substratreihen zeigen diffuse Übergänge der organischen Böden zu mineralisch hydromorphen

Böden. Das Thranenbruch ist mit Fichte bestockt. Im nördlichen Teilgebiet befindet sich ein Moorbirkenbestand (Abb. 34). Die Fläche ist mit einem intensiven Grabennetz durchzogen. Es werden über das EU-LIFE-Projekt „Hangmoore im Hochwald“ Gräben verschlossen. Zusätzlich wurde der Fichtenbestand per Kahlschlag entnommen (Abb. 35).

Detailansicht des Thranenbruchs



Legende

- Pegelstandort
- Messstelle des Multiparametermessgerätes
- ★ Großreste und Altersdatierungen
- ▨ Projektgebiet Thranenbruch

Substratreihe

- Hydromorphe mineralische Böden des Devons
- Mineralische Böden des Devons

Grund-/Staunässestufe

- g5/s5
- g6/s6

Maßstab: 1: 7.500
 Projektion: Transversal Merkator
 Kartengrundlage: ESRI
 Datengrundlage:
 TK 25 (LVerGeo)
 Grund-/Staunässestufe nach
 HOFFMANN (1957) modifiziert
 von GAUER (FAWF)
 Substratreihe (FAWF)

Bearbeiter: Christoph Kopf
 Datum: 22.02.19

Abbildung 33: Detailansicht der Monitoringfläche Thranenbruch.



Abbildung 34: Lichter Moorbirkenwald im Thranenbruch (Foto: SCHÜLER).



Abbildung 35: Kahlschlag im Thranenbruch zur „Renaturierung“ des Hangbruchs (Foto: SCHÜLER).

5. Gebranntes Bruch

Das Gebrannte Bruch liegt östlich der Gemeinde Morbach und ist Teil des Naturschutzgebietes „Hangbrücher bei Morbach“. Das Gebrannte Bruch dehnt sich insgesamt über 25 ha aus. Es handelt sich hierbei um ein ehemals gut entwickeltes Birkenmoor mit eingestreuten Erlenbruchfragmenten, das in Folge von Drainagemaßnahmen nachhaltig gestört wurde (REICHERT 1975). Im Einzugsgebiet des Gebranntes Bruches wird Trinkwasser aus Quelfassungen gewonnen (SCHOLTES 2001, MÜNCH & DITTRICH 2001). „Die gesamte Schüttung wird abgeleitet, was laut forstlicher Standortkartierung von 1957 bereits 8 Jahre nach der Aufnahme der Förderung zu deutlichen Trockenheitserscheinungen der Böden im Umfeld der Quellen geführt hat“ (SCHOLTES 2002). Das Hangbruch weist einen zentralen potenziellen Torfkörper mit über 30 cm Mächtigkeit auf. Zusätzlich gibt es eine weitere kleine äußerst staunasse Fläche im Norden des potenziellen Hangbruchzentrums. An den Kernbereich grenzen potenzielle geringmächtige Torfkörper oder hydromorphe mineralische Böden, die in mineralische Böden übergehen (Abb. 36).

Eine Besonderheit in dieser Untersuchungsfläche ist die Präsenz des Siebensterns (*Trientalis europaea*), allerdings mit niedrigen Deckungsgraden. Die Rasen-Schmiele (*Deschampsia cespitosa*) weist wieder hohe Deckungsgrade auf. Für das Gebrannte Bruch stellt sich die Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*) und Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) als Indikatorarten heraus. Erstere Art ist ein typischer Wechselfeuchtezeiger. Zugleich gilt es im Grünland als Beweidungszeiger. Es ist nicht auszuschließen, dass die Fläche als ehemalige Waldweide genutzt wurde. Die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) charakterisiert grundsätzlich bodensaure Wälder, was in dieser Fläche an den Rändern und Übergängen zu den Buchenwäldern zutrifft. Das flächige Vorkommen deutet allerdings ähnlich wie im Palmbruch auf die Austrocknung des Bruches hin. Sofern es der dichte Pfeifengrasteppich zulässt, kommt es zur Ausbildung eines Heidestadiums. Verglichen mit dem Palmbruch fehlt hier allerdings auch das Besen-Heidekraut (*Calluna vulgaris*). Insgesamt wurden 6 Arten der Laubmoose gefunden, davon

drei von der Gattung der Torfmoose (*Sphagnum* L.), eine der Gattung der Widertonmoose (*Polytrichum* HEDW.), eine der Gattung der Schlafmoose (*Hypnum* HEDW.) sowie eine der Gattung der Kurzbüchsenmoose (*Brachythecium* SCHIMP.). *Sphagnum magellanicum* ist nur noch relikthaft anzutreffen. Zusammengefasst kann man sagen, dass das Gebrannte Bruch teilweise trockene Bodenverhältnisse aufweist. Große Adlerfarnflure (*Pteridium aquilinum*) bestätigen die Austrocknung der Fläche (GORECKY 2018).

Bei den Baumarten herrscht die Moorbirke (*Betula pubescens*) im Gebranntes Bruch, auch mit jüngeren Exemplaren, mit über 80 % vor (Abb. 37). Auch die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) ist mit einem Anteil von 4,7 % vertreten. In Übergangsbereichen sind Fichten (*Picea abies*) mit 8 % und auf trockenen Rippen Buchen (*Fagus sylvatica*) mit 4,7 % zu finden. In den Verjüngungsflächen des Gebranntes Bruches lässt sich aber eine erhöhte Tendenz der Fichtenverjüngung erkennen, obwohl sich die Moorbirke (*Betula pubescens*) gut verjüngt und etabliert. Die Moorbirke (*Betula pubescens*) an sich ist grundsätzlich ein Säure- und Nässezeiger, doch scheinen sich die Verhältnisse in den letzten 80 Jahren verändert zu haben, denn es kommt nicht zu einer Ausbildung eines jüngeren Zwischenstandes. Hier scheint die Moorbirke (*Betula pubescens*) Probleme zu haben, sich langfristig zu etablieren. Eine Besonderheit in dieser Fläche ist die Mehlbeere (*Sorbus aria*), welche vereinzelt anzutreffen ist (GORECKY 2019).

Im Gebranntes Bruch sind tiefe Gräben in Falllinie des Hanges zu finden. Im Zuge des EU-LIFE-Projektes „Moore“ wurden hier die Gräben verschlossen und die Bäume im nördlichen Unterhang entnommen (SNU RLP 2019). Die Monitoringfläche wurde auf das östliche obere Gebrannte Bruch zwischen zwei hangparallelen Forstwegen beschränkt.

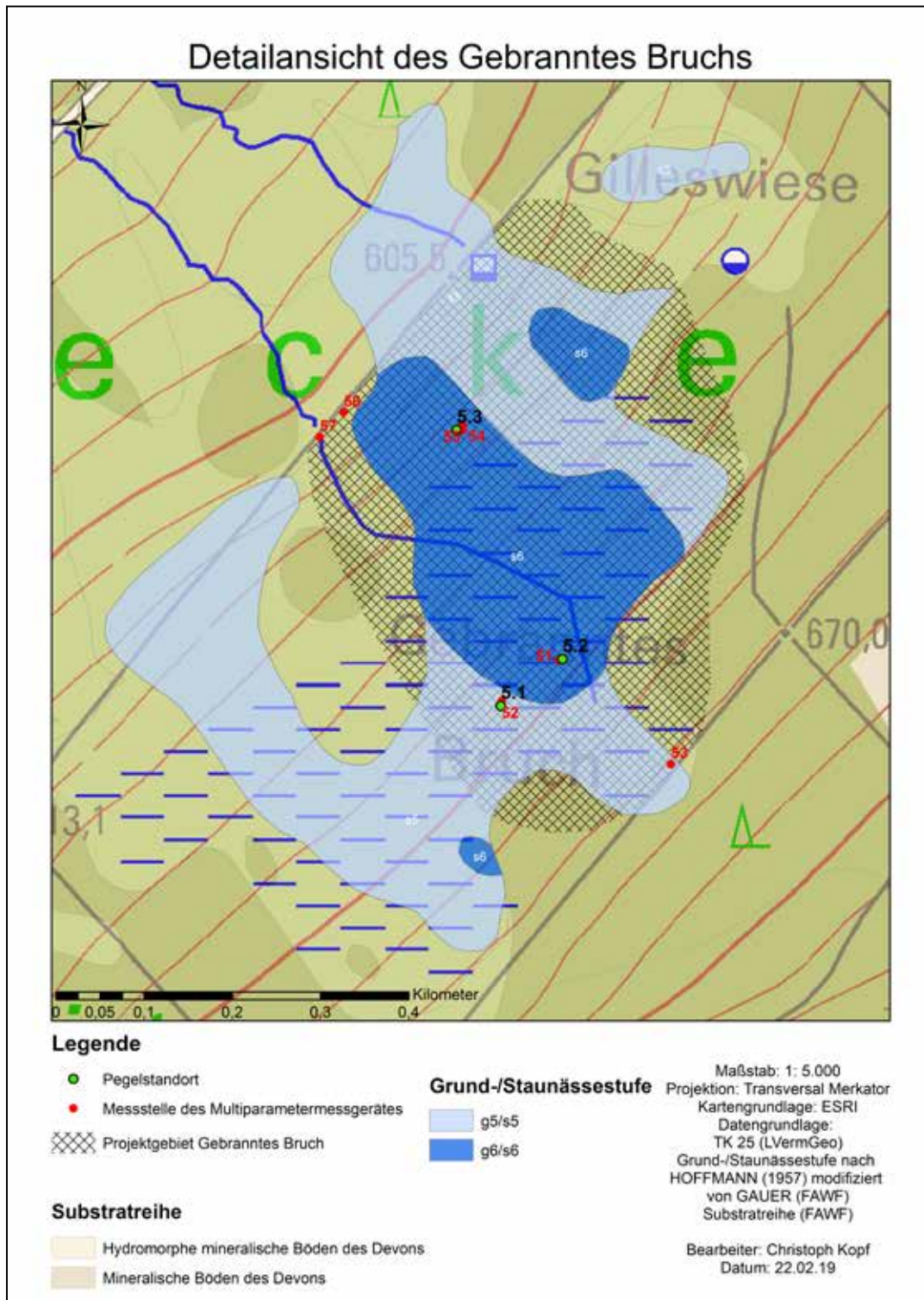


Abbildung 36: Detailansicht der Monitoringfläche Gebranntes Bruch.



Abbildung 37: Das Gebrannte Bruch mit einem Moorwald aus überwiegend Moorbirke (Foto: SCHÜLER).

6. Palmbruch

Das Naturwaldreservat „Palmbruch“ liegt am Nordwesthang des Steingerüttelkopfes, im Forstamt Hochwald östlich der Gemeinde Morbach im Idarwald. Es ist auch Teil des Naturschutzgebietes „Hangbrücher bei Morbach“. Es erstreckt sich über eine ca. 6 ha große Fläche zwischen 620-660 m ü. NN. Die Niederschläge betragen zwischen 800-850 mm im Jahresdurchschnitt. Die mittlere Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 6-8°C.

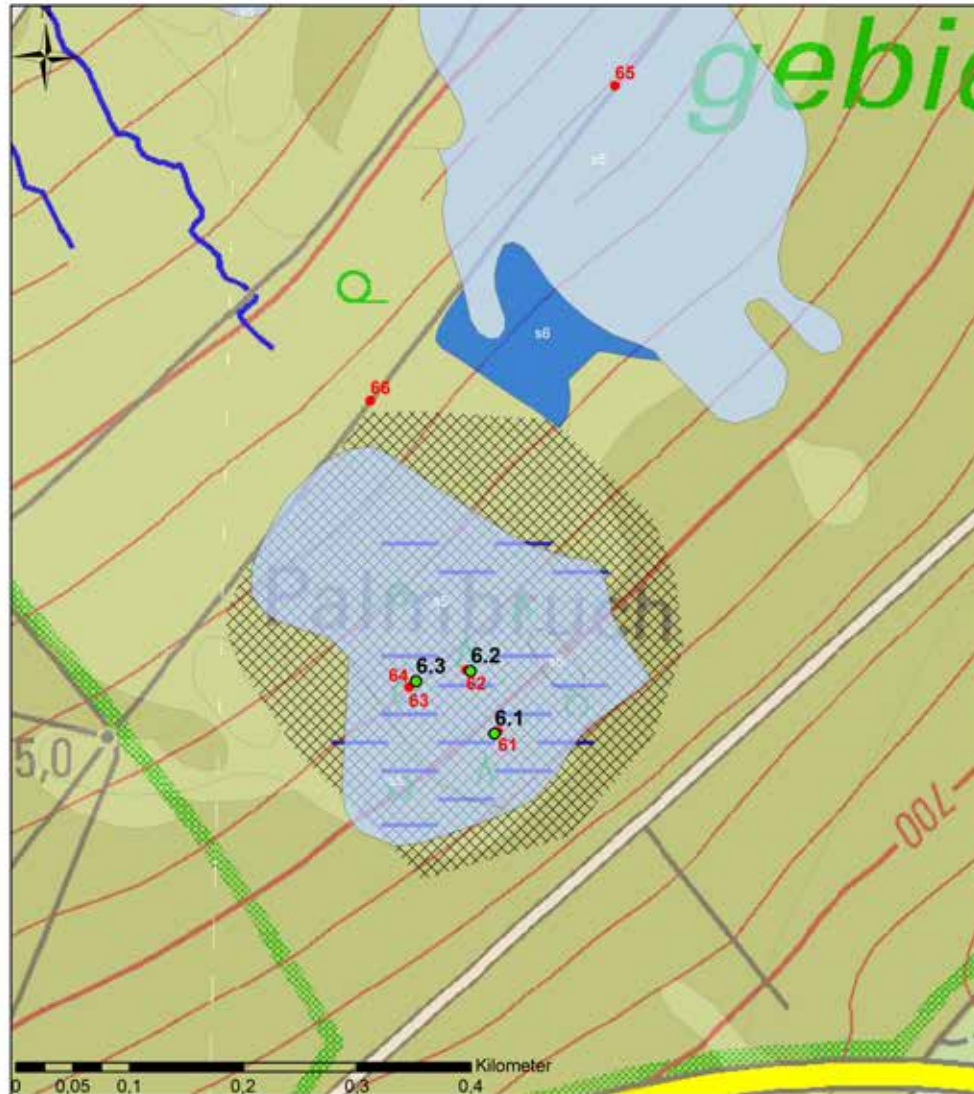
Ende der 50er Jahre wurde das Palmbruch als Naturdenkmal ausgewiesen. In diesem Zuge wurde mit der Eingatterung der Fläche begonnen. Seit 1999 ist es als Naturwaldreservat ausgewiesen und dient als Standort für die Waldforschung. In der Vergangenheit wurden hier von der Revierförsterei regelmäßige Pflegemaßnahmen durchgeführt, um die Fichtennaturverjüngung einzudämmen (REICHERT 1975).

In den staunassen Bereichen kommen potentielle Torfkörper mit 10 cm bis 30 cm Mächtigkeit vor (Abb. 38). Zwei kleine Bäche entspringen in der

Fläche, welche in den Klingenbach beziehungsweise in die Drohn münden. In der unmittelbaren Umgebung befinden sich mehrere Pumpstationen zur Trinkwassergewinnung (SCHOLTES 2002). Die Substratreihen zeigen einen raschen Übergang zwischen trockenen mineralischen Böden zu potenziell organischen Böden. Am Hangfuß des Palmbruchs gehen die potenziellen Torfflächen in großflächige hydromorphe mineralische Böden über. Ehemalige Gräben/Bäche wurden in den 1990er verschlossen (RUTHSATZ & HOLZ 1997). Nach REICHERT 1975 handelt es sich beim Palmbruch um eines der floristisch bedeutensten Brücher im Hunsrück. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich auf der Fläche mehrere Vegetationsarten auf kleinstem Raum ausgeprägt haben.

Im Naturwaldreservat Palmbruch wurden insgesamt 10 verschiedene krautige Pflanzen aufgenommen (GORECKY 2019). Die höchsten Stetigkeiten besitzen das Blaue Pfeiffengras (*Molinia caerulea*), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*). Das Blaue Pfeiffengras (*Molinia caerulea*) ist überall mit

Detailansicht des Palmbruchs



Legende

- Pegelstandort
- Messstelle des Multiparametermessgerätes
- Projektgebiet Palmbruch

Grund-/Stauäsestufe

- g5/s5
- g6/s6

Substratreihe

- Hydromorphe mineralische Böden des Devons
- Mineralische Böden des Devons

Maßstab: 1: 4.500
 Projektion: Transversal Merktor
 Kartengrundlage: ESRI
 Datengrundlage:
 TK 25 (LVerm/Geo)
 Grund-/Stauäsestufe nach
 HOFFMANN (1957) modifiziert
 von GAUER (FAWF)
 Substratreihe (FAWF)

Bearbeiter: Christoph Kopf
 Datum: 22.02.19

Abbildung 38: Detailansicht der Monitoringfläche Palmbruch.

hohen Deckungsgraden vertreten und nimmt damit die Rolle als Indikatorart ein. Diese Art bildet den Verband der Pfeifengraswiesen (*Molinion*), der auf verschiedenen Standorten vorkommen kann. Es lassen sich Kalk-Pfeifengraswiesen (*Molinietum medioeuropaeum*) und Bodensaure Pfeifengraswiesen (*Junco-Molinietum*) untergliedern. Letztere fungieren als typische Ersatzgesellschaften von Birkenbrüchern und Birken-Eichenwäldern. Man findet auch Sonnentau (*Drosera rotundifolia*), Scheidiges Wollgras (*Eriophorum vaginatum*), Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*) und Siebenstern (*Trientalis europaea*). Zieht man die weiteren Arten der Untersuchung hinzu, so ist auch das gemeinsame Auftreten von der Spitzblütigen Binse (*Juncus acutiflorus*) ein Hinweis auf das Junco-Molinietum. Zudem treten Heidearten wie die Besenheide (*Calluna vulgaris*) und Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) auf. Diese Übergänge sind üblich bei der bodensauren Ersatzgesellschaft. Das Heidestadium ist allerdings im Hunsrück selten, was in den standörtlichen und klimatischen Bedingungen begründet liegt. Die Moor-Glockenheide (*Erica tetralix*), welche eine typische Moorheiden-Art ist, fehlt im Hunsrück gänzlich (GORECKY 2018).

Das Palmbruch scheint damit in einigen Bereichen bereits starke Vererdungstendenzen aufzuweisen, was für eine Zersetzung der Torfauflage spricht. Das Blaue Pfeifengras (*Molinia caerulea*) deutet ja bereits auf wechselfeuchte Standortbedingungen hin. Das Pfeifengras (*Molinia caerulea*) ist außerdem ein Humuszeiger, was zusätzlich auf die beginnende Degradation des Standortes hinweist. (LICHT 2015). Beim Palmbruch handelt es sich somit weitestgehend um eine Moorheidevegetation mit vereinzelter Hochmoorvegetation in den nassen Bereichen. Neben diesen Vererdungszeigern findet man allerdings auch noch größere zusammenhängende Torfmoosflächen mit insgesamt 5 verschiedene Torfmoosarten wie *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum papillosum*, *Sphagnum warnstorii*, aber auch Sonnentau (*Drosera rotundifolia*), Scheidiges Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) sowie Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*), welche die *Oxycocco-Sphagnetea* auszeichnet. Der Wechselfeuchte-Zeiger Faulbaum (*Frangula alnus*) findet sich immer wieder

in jungen Exemplaren in der Strauchschicht. Es scheint im Jahresverlauf also immer wieder zur Austrocknung der Flächen zu kommen. Im Palmbruch dominiert eindeutig die Moorbirke (*Betula pubescens*) mit 79 % die Baumschicht. Damit nimmt das Palmbruch den Habitus eines typischen Moorbirkenbruchs an. Daneben kommen Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) mit 7,3 %, Fichte (*Picea abies*) mit 6 % sowie Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) und Buche (*Fagus sylvatica*) mit unter 5 % vor. (GORECKY 2018).

Die vereinzelt Moorbirkenüberhälter werden auf ein Alter zwischen 80 und 150 Jahre geschätzt (Abb. 39). Die Moorbirke (*Betula pubescens*) lässt sich im gesamten Palmbruch im Zwischenstand finden. Daneben verzüchtet sie sich auch großzügig in der Fläche, und diese Verzüchtung hat sich recht gut etabliert. Insgesamt wurden Keimlinge und Anwuchs von sieben verschiedenen Baumarten gefunden. Die beste Verzüchtung mit ca. 6 Stück pro m² weist eben die Moorbirke (*Betula pubescens*) auf. Darauf folgt die Fichte (*Picea abies*) mit knapp 4 Stück. Faulbaum (*Frangula alnus*), Ohrweide (*Salix aurita*), Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*), Stiel-Eiche (*Quercus robur*) und Buche (*Fagus sylvatica*) liegen bei einer Anzahl unter 2 pro m² (GORECKY 2018).

Hydrologisches Monitoring

Um den Wasserhaushalt der Hangbrücher darzustellen werden drei charakteristische Datensätze der Jahre 2017 und 2018 vorgestellt (KOPF 2019).

Hydrologisch intaktes Hangbruch Typ I

Die jährlichen Schwankungen des ungespannten Grundwassers sind gering (Abb. 40 und 41). Im Winterhalbjahr ist der Torf dauerhaft gesättigt, sodass das Überschusswasser oberflächlich ablaufen kann. Im Sommerhalbjahr gibt es eine geringe Schwankungsamplitude von etwa 10 cm. Nach Niederschlagsereignissen erreicht der Pegelstand binnen weniger Stunden meist das winterliche hohe Wasserstands-niveau.



Abbildung 39: Der Moorwald im Palmbuch besteht aus z.T. überalterter Moorbirke und Faulbaum (Foto: SCHÜLER).

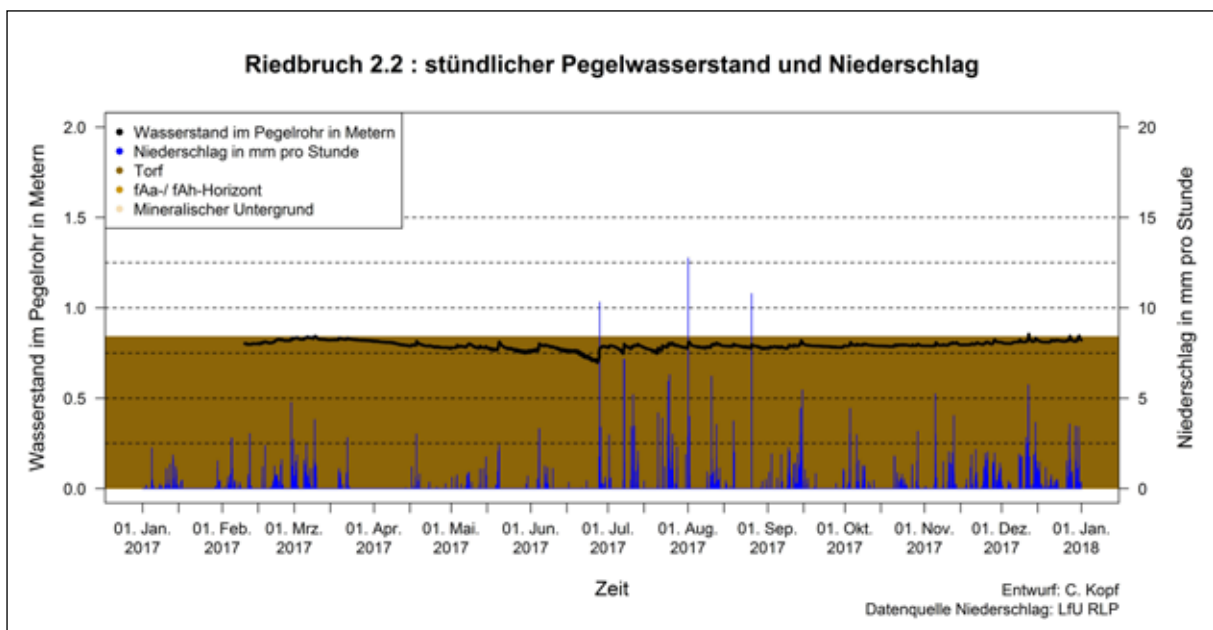


Abbildung 40: Pegelwasserstand, Niederschlag und Profilaufbau im Jahr 2017 des Pegels 2.2 im Riedbruch; der Pegel einbau erfolgte im Frühjahr 2017.

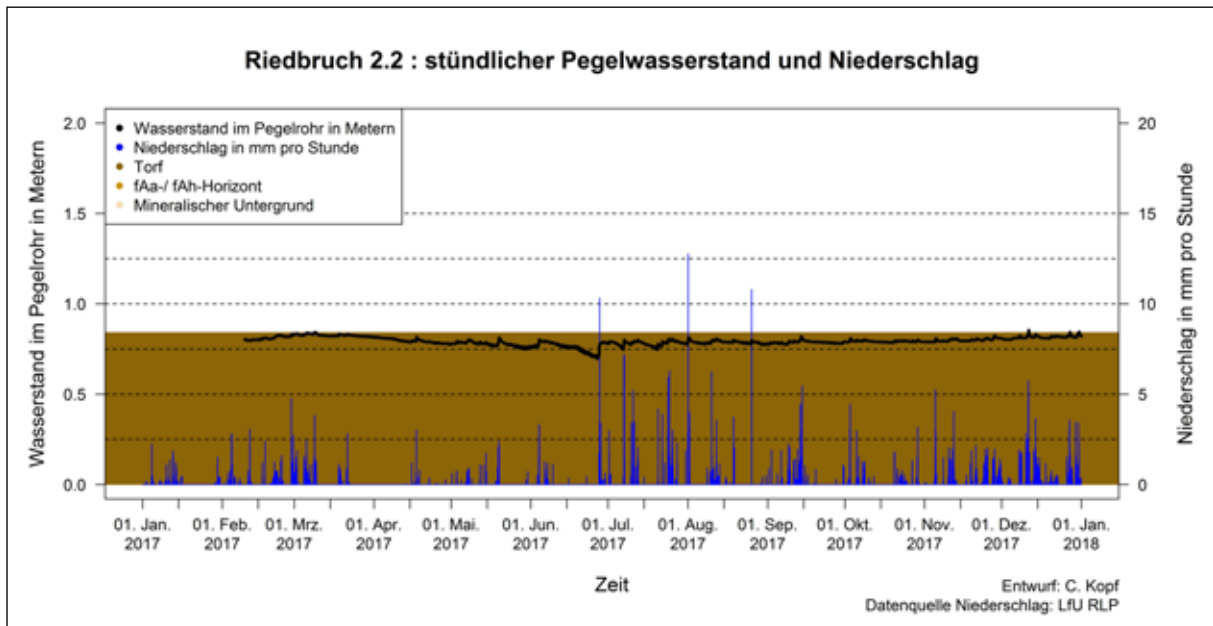


Abbildung 41: Pegelwasserstand, Niederschlag und Profilaufbau im Jahr 2018 des Pegels 2.2 im Riedbruch.

Hydrologisch intaktes Hangbruch Typ II

Der Wasserstand ist ganzjährig auf hohem Niveau, wobei eine Gliederung in zwei unterschiedliche Abschnitte sinnvoll ist (Abb. 42 und 43). Im Winterhalbjahr, welches den beginnenden Frühling und den späten Herbst mitumfassen kann, sind die Wasserstände auf hohem Niveau.

Sie liegen bei oder wenige Zentimeter unterhalb der Geländeoberfläche. Im Sommerhalbjahr kann der Wasserstand um wenige Dezimeter unter GOF abfallen. Nach Niederschlägen steigt der Wasserstand binnen weniger Stunden meist auf das winterliche Niveau an.

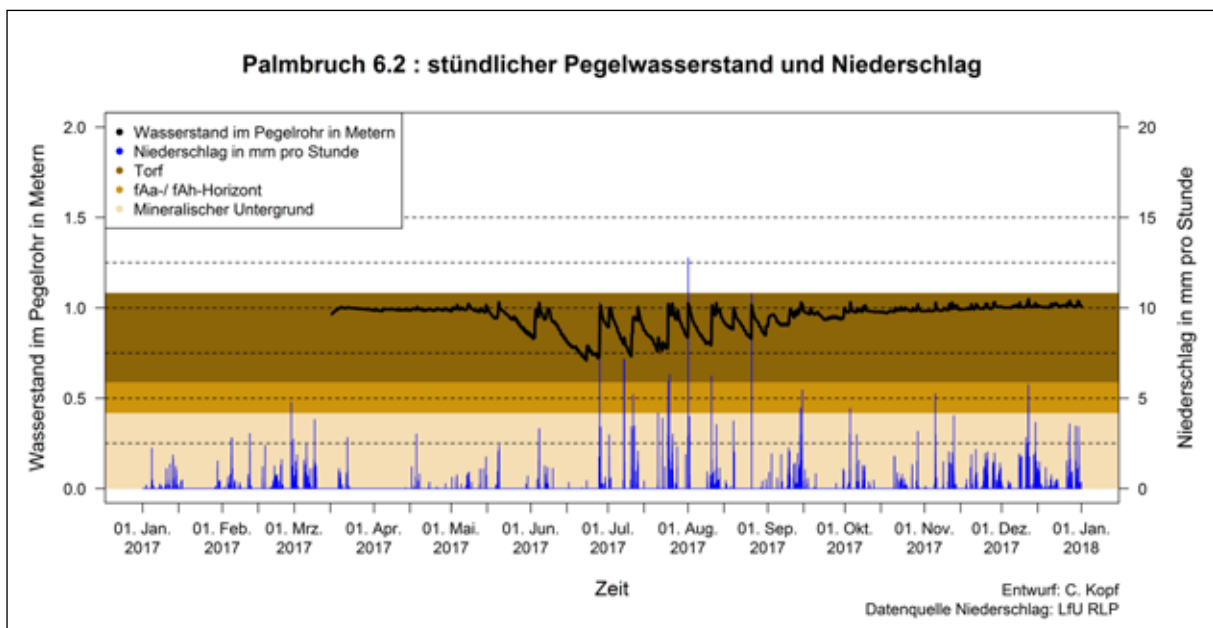


Abbildung 42: Pegelwasserstand, Niederschlag und Profilaufbau im Jahr 2017 des Pegels 6.2 im Palmbruch; der Pegel einbau erfolgte im Frühjahr 2017.

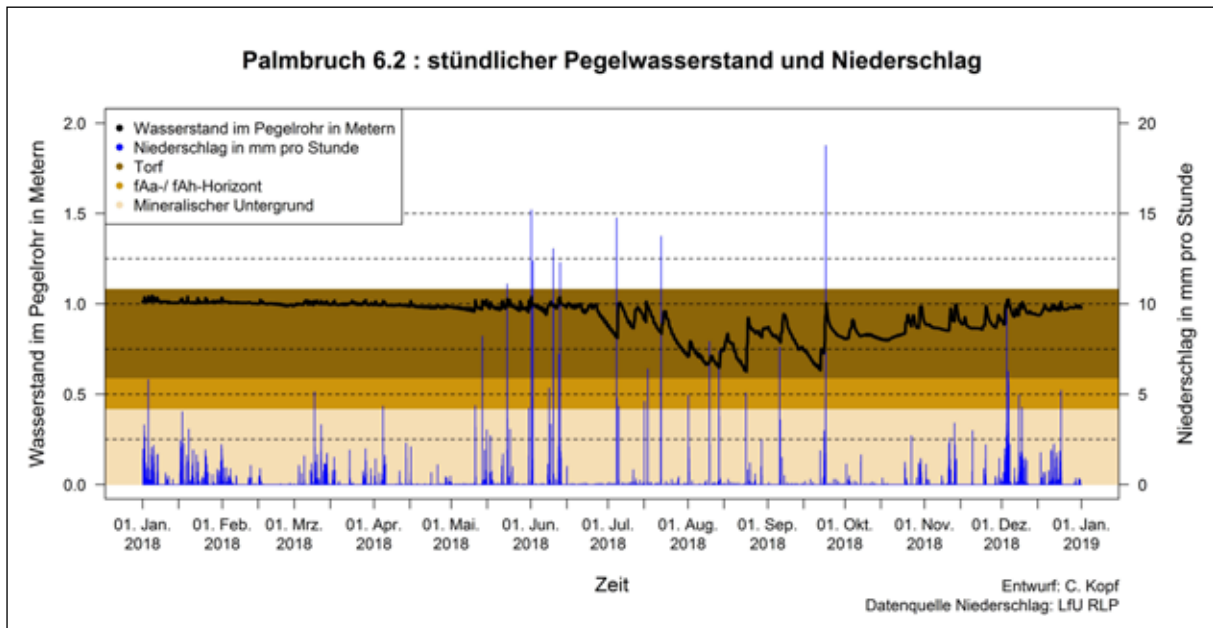


Abbildung 43: Pegelwasserstand, Niederschlag und Profilaufbau im Jahr 2018 des Pegels 6.2 im Palmbuch.

Anthropogen beeinflusstes Hangbruch

Der Wasserstand ist auf niedrigem Niveau (Abb. 44 und 45). Es ist eine Gliederung in zwei Saisons sinnvoll. Im Sommerhalbjahr fällt der Wasserstand bis an oder gar knapp unter die Torfuntergrenze. Im Winterhalbjahr steigt der

Wasserstand um mehrere Dezimeter. Dabei kann dieser die Geländeoberfläche nahezu erreichen. Nach Niederschlägen kommt es zum schnellen Auf- und Abstieg des Wasserstandes binnen weniger Stunden, sodass sich Wasserstandpeaks ergeben. Diese betragen wenige Dezimeter.

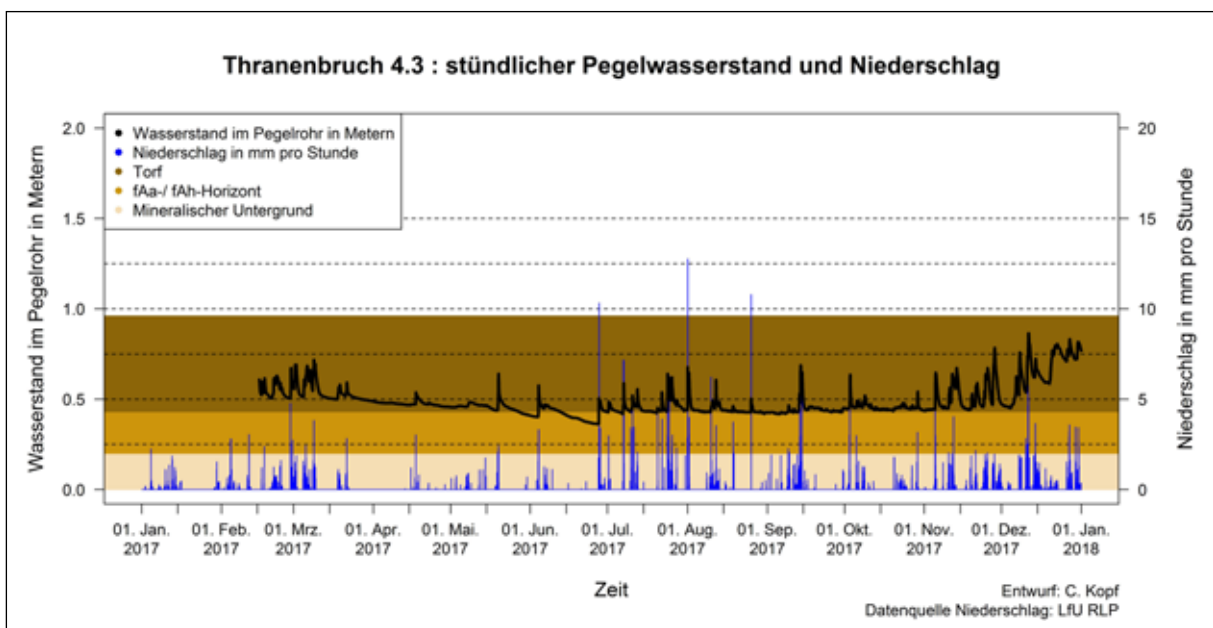


Abbildung 44: Pegelwasserstand, Niederschlag und Profilaufbau im Jahr 2017 des Pegels 4.3 im Thranenbruch; der Pegel einbau erfolgte im Frühjahr 2017.

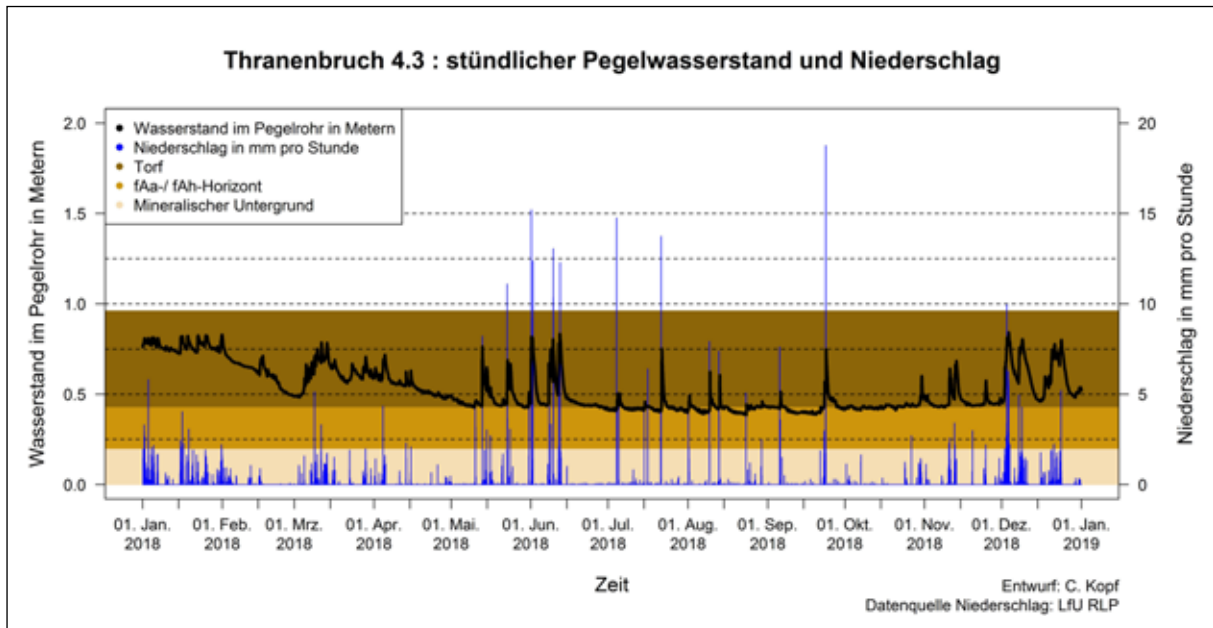


Abbildung 45: Pegelwasserstand, Niederschlag und Profilaufbau im Jahr 2018 des Pegels 4.3 im Thranenbruch.

Die graphische Datenaufbereitung der Hanggrundwasserdaten zeigt einen Einfluss der Niederschläge auf den Wasserstand in den Hangbrüchern. Die Hangbrücher mit ganzjährig hohen Wasserständen und mit oder ohne Ausbildung von Sommer- und Winterhalbjahren werden als hydrologisch intakt betrachtet. Der statistische Nachweis über den Zusammenhang zwischen Niederschlägen und dem Pegelwasserstand ist schwierig. Auf Niederschläge reagiert der Wasserstand kurzfristig, spätestens nach 8 Stunden. Beispielhaft wurden für den Pegel im Palmbruch für das Kalenderjahr 2018 statistische Zusammenhänge berechnet. Die Korrelation wurde, wie untenstehend, aus dem Niederschlag und der Differenz aus dem Pegelwasserstand zum Zeitpunkt des Niederschlages plus i -Stunden und dem Pegelwasserstand zum Zeitpunkt des Niederschlages berechnet.

r = (precip) korreliert mit (Pegelwasserstand $((x+i)-x)$)

wobei:

r = Korrelationskoeffizient

precip = Niederschlag (engl. precipitation) in Millimeter pro Stunde (mm/h)

x = Pegelwasserstand zum Zeitpunkt x

i = Zeitversatz zwischen zwei Pegelwasserstandsmessungen in Stunden

Bei der Datenauswertung wurden die stündlichen Datensätze der Niederschläge mit den dazugehörigen Differenzen der Pegelwasserstände korreliert. Als Variable der untersuchten Daten wurde die Niederschlagshöhe oder der Zeitversatz in i Stunden verändert (vgl. Tab. 4 und 5).

Tabelle 4:

Berechnung des statistischen Zusammenhangs bei variablen Niederschlägen (mm/h) und konstantem Zeitversatz von vier Stunden für den Pegel 6.2 im Palmbruch und das Kalenderjahr 2018.

Berechnung des statistischen Zusammenhangs zwischen Niederschlagsereignissen und Wasserstandsdifferenzen zum Zeitpunkt (x+i)-x bei einem Zeitversatz von i = 4 Stunden für unterschiedliche Niederschlagsereignisse des Jahres 2018 und dem Pegel 6.2 im Palmbruch								
Niederschlagshöhe in mm/h	> 1	> 2	> 3	> 4	> 5	> 6	> 7	> 8
Anzahl n an Niederschlagsereignissen	297	103	57	43	29	20	17	12
normalverteilt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Berechnungen nach Pearson (Normalverteilung vorausgesetzt)								
Korrelationskoeffizient r	0,18	0,26	0,30	0,31	0,66	0,62	0,54	0,49
Bestimmtheitsmaß R ²	0,03	0,07	0,09	0,10	0,43	0,38	0,30	0,24
Berechnungen nach Spearman (Rangtest: Ordinalverteilung)								
Korrelationskoeffizient r	-0,02	0,00	0,13	0,25	0,54	0,43	0,13	0,03
Bestimmtheitsmaß R ²	0,00	0,00	0,02	0,06	0,29	0,19	0,02	0,00
Niederschlagshöhe in mm/h	> 9	> 10	> 11	> 12	> 13	> 14	> 15	
Anzahl n an Niederschlagsereignissen	11	9	8	7	5	3	2	
normalverteilt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	
Berechnungen nach Pearson (Normalverteilung vorausgesetzt)								
Korrelationskoeffizient r	0,65	0,80	0,80	0,85	0,93	0,90	1	
Bestimmtheitsmaß R ²	0,42	0,63	0,64	0,73	0,87	0,81	1	
Berechnungen nach Spearman (Rangtest: Ordinalverteilung)								
Korrelationskoeffizient r	0,15	0,42	0,36	0,54	0,90	1	1	
Bestimmtheitsmaß R ²	0,02	0,17	0,13	0,29	0,81	1	1	

Die Datensätze wurden mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test auf Normalverteilung getestet. Die Datensätze des Niederschlags und der Pegelwasserdifferenz sind nicht normalverteilt. Die Korrelationen wurden deshalb mit der Spearman-Korrelation berechnet. Dieser ist ein Rangtest, der den einzelnen Daten Ränge zuweist (Ordinalverteilung) und darüber Korrelationen berechnet. Zusätzlich wurde die Pearson-Korrelation berechnet, die eine Normalverteilung der Daten voraussetzt. Damit darf die Pearson-Korrelation nur als Trend interpretiert werden (HARTUNG et al. 1985, SACHS 1984).

Für den Pegel im Palmbruch ergibt sich eine vergleichsweise hohe Korrelation bei einer Niederschlagshöhe von über fünf Millimeter

pro Stunde und einem Zeitversatz der Wasserstandsdifferenzen von vier Stunden. Nach der Spearman-Korrelation sind 29 % ($R^2=0,29$) der Datenstreuung der Wasserstandsdifferenzen vom Niederschlag abhängig. Die restliche Streuung von 71 % ist auf andere Einflussfaktoren zurückzuführen. Bei sehr geringer Datenanzahl von $n = 5$ können hohe Korrelationen festgestellt werden. Im Vergleich zur Datenmenge eines Kalenderjahres mit stündlichen Messungen ($n = 8760$) handelt es sich um ein enormes Datentuning. Ein (geringer) statistischer Zusammenhang zwischen Niederschlag und Pegelwasserstand kann für den Pegel 6.2 nachgewiesen werden (HARTUNG et al. 1985, SACHS 1984).

Tabelle 5:

Berechnung des statistischen Zusammenhangs bei konstantem Niederschlag (mm/h) und variablem Zeitversatz für den Pegel 6.2 im Palmbruch und das Kalenderjahr 2018.

Berechnung des statistischen Zusammenhangs zwischen Niederschlagsereignissen und Wasserstandsdifferenzen zum Zeitpunkt (x+i)-x bei Niederschlagsereignissen von > 5 mm/h bei unterschiedlichen zeitlichen Differenzen der Wasserstandshöhen für das Jahr 2018 und dem Pegel 6.2 im Palmbruch								
Zeitversatz der Wasserstandsdifferenzen	1 h	2 h	3 h	4 h	5 h	6 h	7 h	8 h
Anzahl n an Niederschlagsereignissen	29	29	29	29	29	29	29	29
normalverteilt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Berechnungen nach Pearson (Normalverteilung vorausgesetzt)								
Korrelationskoeffizient r	0,43	0,54	0,62	0,66	0,64	0,61	0,60	0,60
Bestimmtheitsmaß R ²	0,18	0,29	0,38	0,43	0,41	0,37	0,36	0,36
Berechnungen nach Spearman (Rangtest: Ordinalverteilung)								
Korrelationskoeffizient r	0,32	0,41	0,48	0,54	0,52	0,42	0,39	0,41
Bestimmtheitsmaß R ²	0,10	0,17	0,23	0,29	0,27	0,18	0,16	0,16
Zeitversatz der Wasserstandsdifferenzen	9 h	10 h	11 h	12 h	13 h	24 h	48 h	72 h
Anzahl n an Niederschlagsereignissen	29	29	29	29	29	29	29	29
normalverteilt	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Berechnungen nach Pearson (Normalverteilung vorausgesetzt)								
Korrelationskoeffizient r	0,55	0,51	0,49	0,45	0,46	0,22	0,21	0,15
Bestimmtheitsmaß R ²	0,30	0,26	0,24	0,20	0,21	0,05	0,04	0,02
Berechnungen nach Spearman (Rangtest: Ordinalverteilung)								
Korrelationskoeffizient r	0,26	0,15	0,31	0,36	0,43	0,39	0,38	0,31
Bestimmtheitsmaß R ²	0,07	0,02	0,09	0,13	0,18	0,15	0,14	0,09

Die Korrelationskoeffizienten ließen sich vermutlich bei Niederschlagsmessungen in unmittelbarer Nachbarschaft zu den Hanggrundwasserpiegeln oder durch größeres Datentuning wie die Auswahl von Niederschlagsereignissen beschränkt auf die sommerliche Trockenperiode weiter verbessern. Es ließ sich weder durch die grafische noch durch die statistische Auswertung klären, ob der Wasseranstieg durch den örtlichen Niederschlag oder durch den Zwischenabfluss (Quellwasserspeisung) bedingt war. Zudem konnten keine eindeutigen Informationen zum zeitabhängigen Wasserfluss innerhalb des Kluftwasserspeichers durch zeitversetzte Peaks der hangabwärtsfolgenden Pegel (Hangcatena) festgestellt werden. Die Reaktion des Wasserstandes nach Nieder-

schlagsereignissen wird als Mischsignal verschiedener Einflussfaktoren interpretiert. Dazu gehören bspw. die örtliche Niederschlagshöhe, die Funktionsweise des Kluftwasserspeichers, die Länge der vorangegangenen Trockenperiode und die „Wiederauffüllung“ des Kluftwasserspeichers oder die Interzeptionsleistung der Vegetation im Einzugsgebiet der Quelle. Ein weiterer Grund für den problematischen statistischen Nachweis des Zusammenhangs zwischen Niederschlag und Pegelwasserstand liegt im Erreichen einer maximalen Wassersäule. Sobald die Wassersäule bis zur Geländeoberfläche steigt, läuft das Überschusswasser an der Oberfläche ab. Damit werden mögliche Peaks in der Wasserversorgung der Hangbrücher vorzugsweise im Winterhalbjahr

nicht von den Hanggrundwasserpegeldatenloggen erfasst.

Das Absinken des Hanggrundwasserstandes ist jedoch nicht mit dem Austrocknen der Torfe gleichzusetzen. Selbst bei niedrigem Pegelwasserstand sind die oberflächennahen Torfe mit der Fingerprobe bodenkundlich als sehr feucht bis nass anzusprechen. Nach SUCCOW & JOOSTEN (2001) ist dafür die Bindung von Wasser mittels Kohäsion, Adhäsion oder gar chemischer Bindung verantwortlich. Damit kann die installierte Messtechnik lediglich das ungespannte Hangzugwasser erfassen, welches in den Porenräumen der Torfe hangabwärts fließt. Bei sinkendem Wasserstand des Hangzugwassers ist von einer Belüftung der oberflächennahen Bodenhorizonte auszugehen. Dies fördert den Torfabbau (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005, BLUME et al. 2010, SUCCOW & JOOSTEN 2001), welcher lokal sehr unterschiedlich sein kann. In hydrologisch nahezu ungestörten Flächen konnte in der niederschlagsarmen Sommerperiode 2018 wie bspw. im Quellbereich zwischen und oberhalb der beiden Entwässerungsgräben des Thierchbruchs stets feuchte bis nasse Torfsubstrate angetroffen werden. Im Gegensatz dazu konnte im Gebranntes Bruch im obersten Hangbereich in der Adlerfarnfläche im Jahr 2017 und 2018 durch Bohrung ein Austrocknen der Torfe festgestellt werden. Dies reichte bis auf den mineralischen Untergrund. Das Trocknen der Torfe führte zu einer tiefgründigen Vermulmung. Solche Beobachtungen stellte bereits REICHERT (1973) im Ochsenbruch fest. Diese trockenen Teilbereiche werden dem hydrologischen Typ „anthropogen beeinflussten Hangbruch“ zugeordnet. Ein wichtiger Faktor zur Torfdegradation ist demnach der Wegebau mit tiefen Wegebegleitgräben. Dadurch wird der Zwischenabfluss so gestört, dass hangabwärtsliegende Hangbruchbereiche im Sommerhalbjahr nicht mehr durch das Hangzugwasser gespeist werden. Diese gestörten Hangbruchbereiche können sich einige Dekameter hangabwärts erstrecken. Die Abhängigkeit der Hangbrücher von ihrer Wasserversorgung ist für den charakteristischen Aufbau der Torfe verantwortlich. Deshalb sind die Torfsubstrate häufig stark zersetzt. Die Hanglage limitiert das Torfwachstum, da das Überschuss-

wasser abfließt. Die sommerlichen Wasserstandsschwankungen werden als Ergebnis der Verdunstungsleistung insbesondere durch die Vegetation interpretiert.

Der Weg des Hangzugwassers und die Einflüsse auf den Bodenwasserhaushalt und damit auf die Wasserversorgung der Hangbrücher wurde von TRAPPE & KNEISEL (2019) durch die Kombination aus Geoelektrik und geoelektrischem Monitoring, Bodenradar, Rammkernsondierungen und GIS-basierte Reliefanalyse aufgezeigt. Demnach fließt das Hangzugwasser im quarzitischem Schutt oder auch in den periglazialen Deckschichten hangabwärts oberhalb stauender Lagen von ungeklüftetem Quarzit oder von Tonschiefer. Initialpunkte, an denen Torfaufgaben entstehen können, finden sich dann beim Austritt des Regenwasser gespeisten Hangzugwassers im Bereich von Quellen und bei einem Return-Flow, solange die sich ansiedelnden Torfmoose aufgrund des Mikroreliefs der Mineralbodenoberfläche dauerhaft vernässt bleiben.

Hydrologisch sind die Hangbrücher daher den Quell- und von ungespanntem Hangwasser versorgten Durchflussmooren, oder Durchströmungsmooren zuzuordnen, wobei nach SUCCOW (1988), SUCCOW & JOOSTEN (2001) sowie SUCCOW et al. (2012) letztere mehr durch einen mineralreicheren Grundwasserstrom geprägt sind. Auch in den Hangbrüchern des Hunsrücks besitzt das Hangzugwasser Mineralbodenwassercharakter, aber es ist oberflächennah 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 die eigene Kategorie ‚Hangbruch‘ geführt werden.

Niederschläge selbst haben nur einen indirekten Einfluss auf die Hangbrücher, denn der Interflow der die Hunsrückbrücher speist, reagiert ohne größere 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 Kleinklimas und verstärkte Einstrahlung), sinkt der freie Wasserspiegel ab, die Torfauflage wird durchlüftet und kann periodisch austrocknen (Bsp.: Thranenbruch). Insbesondere wenn außerdem die Umgebungstemperaturen eine erhöhte biologische Aktivität der Zersetzerorganismen zulassen wird Torf abgebaut. In diesem Fall mutieren die Hunsrückbrücher von einer Kohlenstoffsenke zur Kohlenstoffquelle.

Geoökologisches Gewässermonitoring

Das geoökologische Gewässermonitoring (KOPF 2019) umfasst 44 Messstellen, welche auf die sechs Monitoringflächen verteilt sind. Die Messstellen liegen bei den Pegeldataloggern und in den jeweiligen Abflüssen der Hangbrücher. In der Erbeskopfregion wurde zusätzlich der Traunbach mitbestimmt.

Die pH-Werte liegen zwischen 3,8 und 6,8, wobei der Median der einzelnen Messstellen zwischen pH-Wert 4 und 6,4 schwankt (Abb. 46). Der pH-Wert in den Hangbrüchern und in deren unmittelbaren Abflüssen beträgt meist zwischen pH-Wert 4 und 5. Die Ausnahme stellt das Johannbruch im östlichen Teilgebiet dar. Dort liegen die Messwerte um pH-Wert 6. Einzelne Abflüsse im südlichen Johannbruch erreichen pH-Werte um 5, zum Teil sogar pH-Werte um 6. Die höheren pH-Werte im Johannbruch sind vermutlich auf den Einfluss des geologischen Wechsels zwischen Quarzit und Hunsrückschiefer zurückzuführen. Eine Erhöhung des pH-Wertes könnte von der einmaligen Kalkung in den späten 1980er oder 1990er Jahre ausgehen, sowie von einer Wiederholungskalkung im Umfeld des Johannbruchs im Jahr 2002. In der Erbeskopfregion steigen die pH-Werte im Traunbach vom Abfluss im Thranenbruch bis zum Thierchbruch rasch auf Werte um 5,5. Die vergleichsweise hohen pH-Werte

im Riedbruch, Thierchbruch und Thranenbruch sind auf die Verbauungen im Traunbach zurückzuführen. Das Quellgebiet des Traunbachs liegt im Thranenbruch, wobei erste Wasserzuläufe der nördlichen Teilfläche Wegedurchlässe aus Beton (mit vermutlich kalkhaltigem Zement) passieren. Im Bachlauf des Traunbachs passiert das Wasser mehrere dieser Durchlässe, sodass sich der pH-Wert kontinuierlich erhöht. Im Palmbruch ist der pH-Wert von 5,7 vergleichsweise hoch. Nach RUTHSATZ (1999) sind im Palmbruch Quellwässer mit vergleichsweise höheren Calcium- oder Magnesiumgehalten anzutreffen, wodurch der erhöhte pH-Wert dort zu erklären ist.

Die Hälfte der Messstellen im Oberhang der Hangbrücher zeigen die höchsten pH-Werte. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass der pH-Wert mit dem Durchsickern der Brücher bspw. durch H⁺-Ionenaufnahme fällt. Die pH-Wertspanne der vorliegenden Untersuchungsergebnisse sind mit den Untersuchungen von RUTHSATZ (1999, 2000), RUTHSATZ & HOLZ (1997) und SCHWICKERATH (1975), welche unter anderem im Riedbruch, Thranenbruch oder Palmbruch aktiv waren, konform. Nach HÖLTING & COLDEWEY (2013) haben Quellwässer aus quarzitischem Untergrund einen pH-Wert von 6, sofern diese keine Besonderheiten (Bsp. Torf) in der Bodenzone durchsickern.

Die elektrischen Leitfähigkeitsmessungen ergaben geringe elektrische Leitfähigkeiten für das Untersuchungsgebiet (Abb. 47). HÖLTING & COLDEWEY (2013) geben für den Wassertyp Regenwasser eine elektrische Leitfähigkeit von 5 bis 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und für den Wassertyp „süßes“ Grundwasser von 30 bis 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ an. Die vorliegenden Ergebnisse fallen teilweise in den Bereich für Regenwasser und liegen in der Mehrzahl im unteren Grenzbereich des „süßen“ Grundwassers. Die Leitfähigkeiten zwischen 25 und 75 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Median entsprechen den Messwerten von Quellwässern aus Quarzit mit etwa 55 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (HÖLTING & COLDEWEY 2013). Die vorliegenden Messwerte liegen auch im Bereich der Ergebnisse von RUTHSATZ (1999, 2000), RUTHSATZ & HOLZ (1997) und SCHWICKERATH (1975). Einzig im Palmbruch liegen die Messwerte bei ID 63 und 64 höher und erreichen etwa 75 bis 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die erhöhte elektrische Leitfähigkeit im Palmbruch ist mit er-

höhten Ionengehalten von Natrium, Calcium oder Magnesium zu erklären (RUTHSATZ 1999). Die geringe elektrische Leitfähigkeit, die dem Wassertyp Regenwasser ähnlich ist, wird als Ursache für das (punktuelle) Wachstum von Hochmoorpflanzen in den Hangbrüchern, die von den Vegetationskundlern gefunden wurden (REI-

CHERT 1973 und 1975, RUTHSATZ & HOLZ 1997, SCHWICKERATH 1975), betrachtet. RUTHSATZ & HOLZ (1997) bezeichnen die Hangbrücher daher als Niedermoore mit kleinräumigem Wachstum von für Hochmoore typischen, lichtbedürftigen Pflanzen.

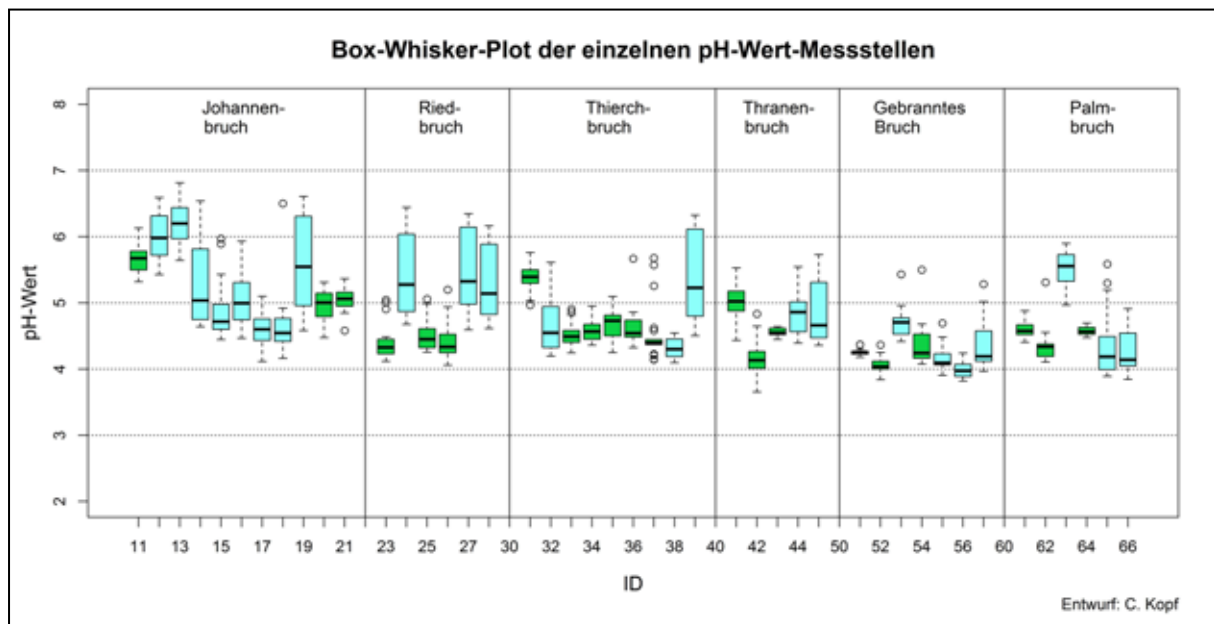


Abbildung 46: Box-Whisker-Plot der einzelnen pH-Wert-Messstellen; grüne Balken: Messstelle im Hangbruch, blauer Balken: Messstelle im Bach/Graben.

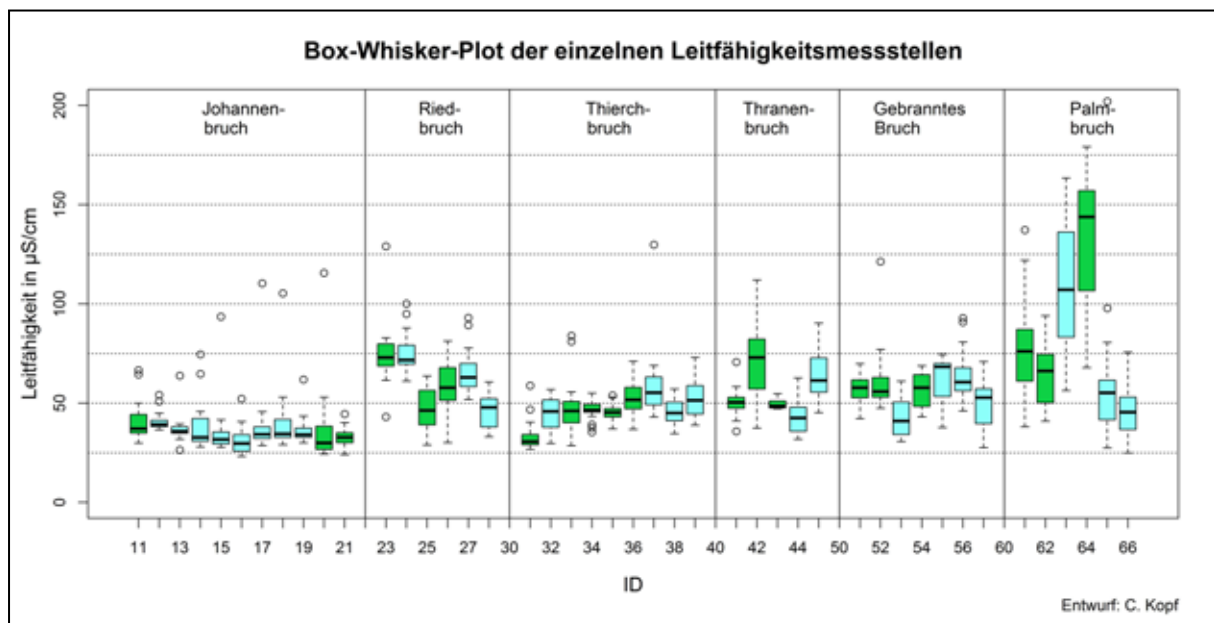


Abbildung 47: Box-Whisker-Plot der einzelnen elektrischen Leitfähigkeitsmessstellen; grüne Balken: Messstelle im Hangbruch, blauer Balken: Messstelle im Bach/Graben.

Die Messungen der Sauerstoffsättigung ergab ein zweitgeteiltes Bild. Die erste Kategorie umfasst die Ergebnisse der Messstellen in den Gräben sowie Bächen und die zweite Kategorie umfasst die Messstellen in den Hangbrüchern. Die Hangbrücher zeigen vergleichsweise geringere Sauerstoffsättigungen. Die Sauerstoffsättigung in den Hangbrüchern liegt meist unter 8,5 mg/l und kann im Median bis zu 6 mg/l erreichen. (Abb. 48). Die Hangbrücher zeigen einen jahreszeitlichen Verlauf mit winterlich hoher und sommerlich niedrigerer Sauerstoffsättigung. Bei der winterlichen Wassersättigung der Torfe führen die Überrieselungseffekte an der Geländeoberfläche zur Sauerstoffanreicherung des Wassers. Im Sommer fehlen die Überrieselungseffekte, sodass die Sauerstoffanreicherung unterbleibt und Sauerstoff aufgrund von Umsetzungsprozessen verbraucht wird (Succow & Joosten 2001). Die Gräben und Bäche führen (nahezu) ganzjährig bewegtes Wasser, sodass stets atmosphärischer Sauerstoff in den Fließgewässern angereichert wird. Die einzelnen Parameter unterliegen jahreszeitlichen Schwankungen (Abb. 49). Diese lassen sich in ein Sommer- und Winterhalbjahr gliedern. Der jahresabhängige Witterungsverlauf macht

die genaue Festlegung von Grenzen innerhalb des Frühlings und Herbstes nicht möglich. Der pH-Wert sinkt im Frühjahr mit den niedrigsten Messwerten im März und April. Die elektrische Leitfähigkeit und die Sauerstoffsättigung sind im Winterhalbjahr höher als im Sommerhalbjahr.

Pedologische Kartierung

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 (DEHNER & STEINRÜCKEN 2019).

Profil BIW 080 im Johannbruch

Das Profil BIW 080 befindet sich im nördlichen Teil des Johannbruchs im Osten der Gemeinde Neuhütten. Die UTM-Koordinaten sind 32U, Ost 358989 und Nord 5500945. Das Profil liegt 615 m ü. NN. Es befindet sich in einer Lichtung mit Gräsern und Kräutern (Ödland) und grenzt an einen Fichtenforst. Die Grabungstiefe beträgt 80 cm.

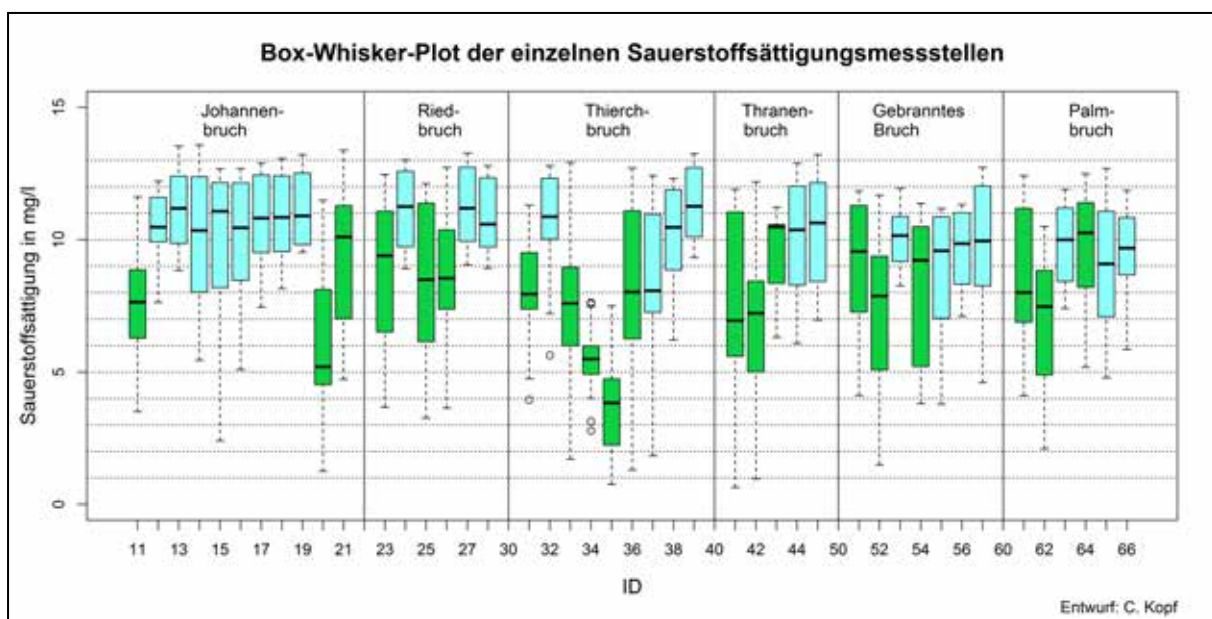


Abbildung 48: Box-Whisker-Plot der einzelnen Sauerstoffsättigungsmessstellen; grüne Balken: Messstelle im Hangbruch, blauer Balken: Messstelle im Bach/Graben.

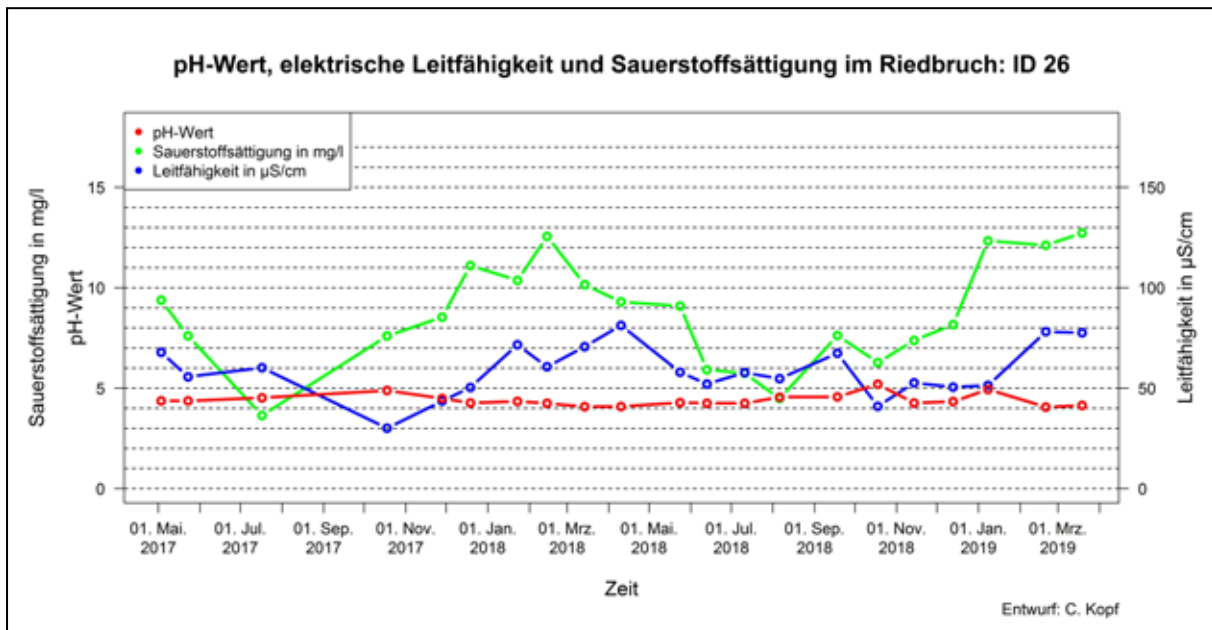


Abbildung 49: pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoffsättigung der ID 26 beim Pegel 2.3 im Riedbruch.

Das Profil wird in sechs Horizonte gegliedert (Abb. 50). Der erste Horizont (Aa) erreicht eine Entwicklungstiefe von 11 cm (Tab. 6). Die Bodenart entspricht einem schluffigen Lehm (Lu). Der Grobbodenanteil wurde nicht erfasst. Der organische Kohlenstoff beträgt 11 %. Der Humusgehalt liegt bei 22 %. Der Gesamtstickstoff beträgt 0,6 %. Der pH-Wert liegt bei 4,09 und die Trockenrohddichte beträgt 0,67 g/cm³. Der zweite Horizont (Sew) erreicht eine Entwicklungstiefe von 14 cm. Die Bodenart entspricht einem schluffigen Lehm (Lu). Der Grobbodenanteil beträgt über 90 %. Der organische Kohlenstoff liegt bei 0,6 %. Der Humusgehalt beträgt 1,2 %. Der Gesamtstickstoff liegt bei 0,1 %. Der pH-Wert beträgt 4,12 und die Trockenrohddichte 1,56 g/cm³. Der dritte Horizont (II Go-Srd1) und vierte Horizont (II Go-Srd2) unterscheiden sich im Grobbodenanteil von 20 % und 40 %. Die Horizonte wurden gemeinsam beprobt. Sie erreichen eine Entwicklungstiefe von 50 cm.

Die Bodenart entspricht einem schwach tonigen Lehm (Lt2). Der organische Kohlenstoff beträgt 0,3 %. Der Humusgehalt liegt bei 0,6 %. Der Gesamtstickstoff beträgt 0,1 %. Der pH-Wert liegt bei 4,05 und die Trockenrohddichte beträgt 1,57 g/cm³. Der fünfte Horizont (II Go-Srd3)

erreicht eine Entwicklungstiefe von 65 cm. Die Bodenart entspricht einem schwach tonigen Lehm (Lt2). Der Grobbodenanteil beträgt 35 %. Der organische Kohlenstoff liegt bei 0,3 %. Der Humusgehalt beträgt 0,6 %. Der Gesamtstickstoff liegt bei 0,1 %. Der pH-Wert beträgt 4,08. Zur Ermittlung der Trockenrohddichte konnte keine ungestörte Probe gewonnen werden. Der sechste Horizont (II Go-Sd) erreicht eine Entwicklungstiefe von 80 cm. Die Bodenart entspricht einem stark tonigen Schluff (Ut4). Der Grobbodenanteil liegt bei 30 %. Der organische Kohlenstoff beträgt 0,2 %. Der Humusgehalt liegt bei 0,4 %. Der Gesamtstickstoff beträgt 0,1 %. Der pH-Wert liegt bei 4,15. Zur Ermittlung der Trockenrohddichte konnte wie beim überlagernden Horizont keine ungestörte Probe gewonnen werden. Das Profil setzt sich aus Aa/Sew/II Go-Srd/II Go-Sd-Horizonten zusammen. Der Bodentyp wird nach AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) als ein Anmoorstagnogley-Oxigley angesprochen. Die (periodische) Zufuhr von sauerstoffreichem Wasser führt zu ockerfarbenen Oxidationsmerkmalen neben allgemeinen Reduktionsmerkmalen. Das Profil BIW 080 lässt sich in zwei Schichten unterteilen. Die erste Schicht ist auf Löss mit oberflächennaher Anreicherung von organischer

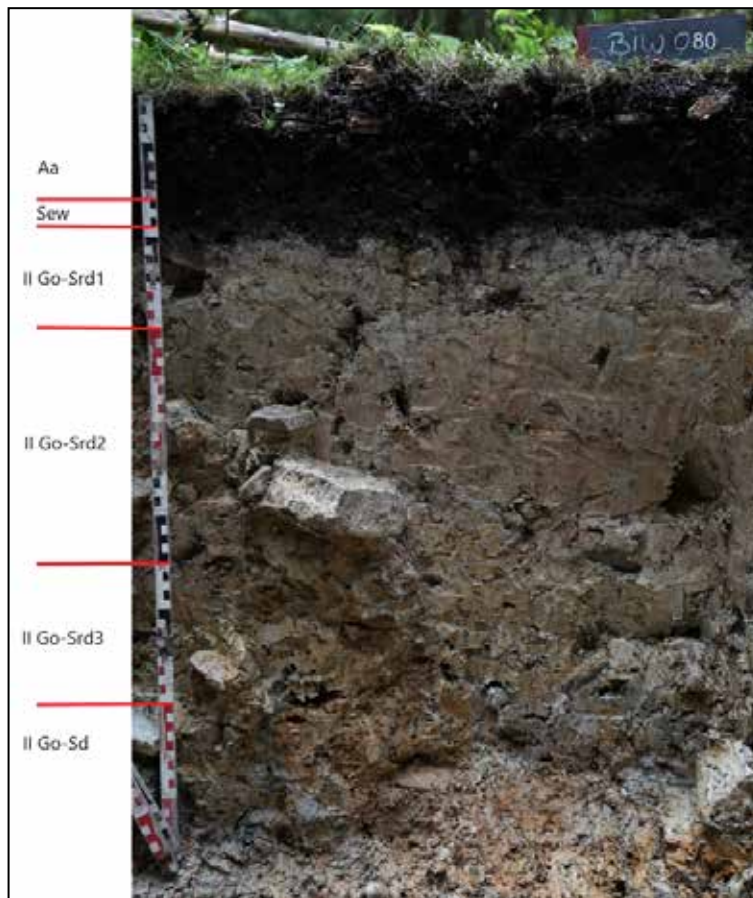


Abbildung 50: Bodenprofil BIW 080 (LGB RLP 2018).

Substanz zurückzuführen. Die zweite Schicht wird durch die periglaziale Schuttdecke aufgebaut. Ein besonderes Merkmal ist der Einfluss von sauerstoffreichem Hangzugwasser. Dieses Bodenprofil ist typisch für die Randbereiche der Hangbrücher. Die hydromorphen Merkmale reichen bis zur Grabungstiefe und nehmen nach unten hin zu. Bei Grundwassereinfluss wäre das Horizontsymbol Go die korrekte Ansprache. Es wurde eine Kombination aus S- und G-Horizonten gewählt. Mit dem S-Horizont wird der stauende Effekt des Untergrundes berücksichtigt, welcher das Hangzugwasser begünstigt. Mit dem G-Horizont lassen sich die hydromorphen Merkmale durch den Einfluss des sauerstoffreichen Grundwassers im Profil beschreiben. Im Oberboden reicherte sich wegen des Wasserüberschusses organische Substanz an. Es könnte sich auch um Reste einer Torfmineralisation handeln. Diese Annahme könnte wegen des intensiven Entwäs-

serungsnetzes an diesem Standort angenommen werden. Damit wäre das Horizontsymbol rAa zu wählen. Die Bioturbation begünstigt einen relativ geringen organischen Anteil. Wildschweine durchwühlen auf der Suche nach Futter oder beim Suhlen in den Nassstellen die Randbereiche des Hangbruchs. Bei der Bildung der Basislage wurde lösshaltiges Material mit quarzitischen Sandsteinen solifluidal durchmischt. Das sauerstoffreiche Quellwasser sorgte für die hydromorphe Überprägung des Standortes. Dieses Profil ist nicht den organischen Böden zuzuordnen. Der Bodentyp ist als Anmoorstagnogley-Oxigley anzusprechen. Die Randbereiche der Hangbrücher mit Übergängen zwischen Oxigleyen, Stagnogleyen und Anmoorgleyen unterscheiden sich beim Bodenaufbau im Anteil der organischen Substanz, der Mächtigkeit der organischen Substanz und in der unterschiedlich starken hydromorphen Überprägung.

Tabelle 6:

Physikalische und chemische Parameter des Bodenprofils BIW 080; C_{ges} in Masse-% = Gesamtkohlenstoff in Masseprozent, C_{org} in Masse-% = organischer Kohlenstoff in Masseprozent, N_{ges} in Masse-% = Gesamtstickstoff in Masseprozent, TRD = Trockenrohdichte.

Physikalische und chemische Parameter Profil BIW 080								
Tiefe in cm	Mächtigkeit	Petrographie	Horizont	Bodenart	Humusanteil	Zersetzungsstufe	Grobboden in %	C _{ges} in Masse-%
0 - 11	11	Schluff	Aa	Lu	h6			11,0
11 - 14	3	schluffführender Grus	Sew	Lu	h1		>90	0,6
14 - 25	11	Schuttlemm	II Go-Srd1	Lt2	h0		20	0,3
25 - 50	25	Schuttlemm	II Go-Srd2	Lt2	h0		40	0,3
50 - 65	15	Schuttlemm	II Go-Srd3	Lt2	h0		35	0,3
65 - 80	15	Grusschluff	II Go-Sd	Ut4	h0		30	0,2
Tiefe in cm	C _{org} in Masse-%	Humusgehalt in %	N _{ges} in Masse-%	pH	TRD in g/cm ³	Ton in %	Schluff in %	Sand in %
0 - 11	11,0	22,0	0,6	4,09	0,67	29,1	58,8	12,1
11 - 14	0,6	1,2	0,1	4,12	1,56	21,2	52,3	26,5
14 - 25	0,3	0,6	0,1	4,05	1,57	29,9	49,2	20,9
25 - 50	0,3	0,6	0,1	4,05	1,57	29,9	49,2	20,9
50 - 65	0,3	0,6	0,1	4,08		27,8	46,3	25,9
65 - 80	0,2	0,4	0,1	4,15		29,9	50,9	19,2

Profil MOR 204 im Thranenbruch

Das Profil MOR 204 befindet sich im nordwestlichen Teil des Thranenbruchs im Westen von Hüttgeswasen. Die UTM-Koordinaten sind 32U, Ost 364098 und Nord 5509433. Das Profil liegt 658 m ü. NN. Es befand sich in einem Fichtenforst, der im Spätjahr 2017 gerodet wurde. Die Grabungstiefe beträgt 100 cm.

Das Bodenprofil wird in sechs Horizonte gegliedert (Abb. 51). Der erste Horizont (uHv) erreicht

eine Entwicklungstiefe von 18 cm (Tab. 7). Die Zersetzungsstufe des Torfes ist sehr stark (z5). Der Grobbodenanteil liegt bei 0 %. Der organische Kohlenstoff beträgt 47,9 %. Der Humusgehalt liegt bei 95,8 %. Der Gesamtstickstoff beträgt 2 %. Der pH-Wert liegt bei 2,97 und die Trockenrohdichte beträgt 0,27 g/cm³. Der zweite Horizont (uHt1) erreicht eine Entwicklungstiefe von 45 cm. Die Zersetzungsstufe des Torfes ist sehr stark (z5). Der Grobbodenanteil beträgt 0 %. Der organische Kohlenstoff liegt bei 41,4 %. Der

Humusgehalt beträgt 82,8 %. Der Gesamtstickstoff liegt bei 1,5 %. Der pH-Wert liegt bei 2,86 und die Trockenrohdichte beträgt 0,3 g/cm³. Der dritte Horizont (uHt2) erreicht eine Entwicklungstiefe von 60 cm. Die Zersetzungsstufe des Torfes ist sehr stark (z5). Der Grobbodenanteil liegt bei 0 %. Der organische Kohlenstoff beträgt 31,3 %. Der Humusgehalt liegt bei 62,6 %. Der Gesamtstickstoff beträgt 1 %. Der pH-Wert liegt bei 3,1 und die Trockenrohdichte bei 0,24 g/cm³. Der vierte Horizont (II fAa) erreicht eine Entwicklungstiefe von 67 cm.

Die Bodenart entspricht einem sandigen Lehm (Ls3). Der Grobbodenanteil liegt bei 2 %. Der organische Kohlenstoff beträgt 12,2 %. Der Humusgehalt liegt bei 24,4 %. Der Gesamtstickstoff beträgt 0,4 %. Der pH-Wert liegt bei 3,56 und die Trockenrohdichte beträgt 0,5 g/cm³. Der fünfte Horizont (II fBfv-Go) erreicht eine Entwicklungstiefe von 80 cm. Die Bodenart entspricht einem

schluffig-lehmigen Sand (Slu). Der Grobbodenanteil liegt bei 2%. Der organische Kohlenstoff beträgt 9,4 %. Der Humusgehalt liegt bei 18,8 %. Der Gesamtstickstoff beträgt 0,3 %. Der pH-Wert liegt bei 4 und die Trockenrohdichte bei 0,65 g/cm³. Der sechste Horizont (III Gr) erreicht eine Entwicklungstiefe von 100 cm. Die Bodenart entspricht einem schluffigen Lehm (Lu). Der Grobbodenanteil liegt bei 50 %. Der organische Kohlenstoff beträgt 1,5 %. Der Humusgehalt liegt bei 3 %. Der Gesamtstickstoff beträgt 0,1 %. Der pH-Wert liegt bei 3,77. Zur Ermittlung der Trockenrohdichte konnte keine ungestörte Probe gewonnen werden.

Das Profil setzt sich aus uHv/uHt/II fAa/II fBfv-Go/III Gr-Horizonten zusammen. Der Bodentyp wird nach AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) als Übergangserdmoor über fossilem anmoorigen Lockerbraunerde-Gley angesprochen.

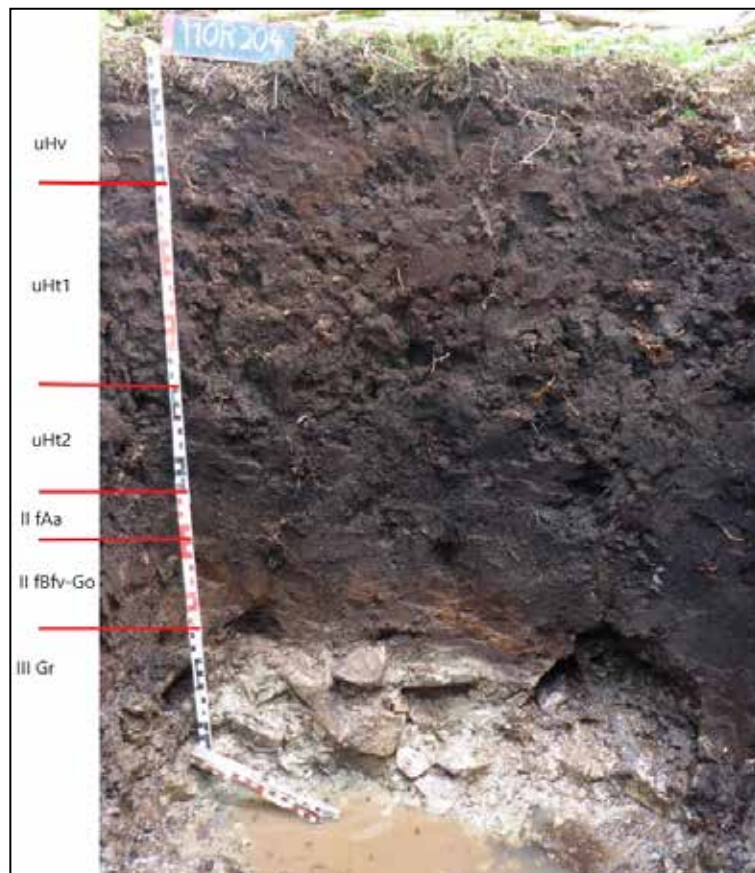


Abbildung 51: Bodenprofil MOR 204 (LGB RLP 2018).

Das Profil MOR 204 lässt sich in drei Schichten gliedern. Die oberste Schicht bildet der Torf. Er kennzeichnet sich durch seinen starken Zersetzungsgrad und wird wegen seiner botanischen Zusammensetzung den Übergangsmoortorfen zugeordnet. Die mittlere Schicht ist durch Lössanwehungen geprägt. Im oberen Horizont (II fAa) sind erhöhte organische Kohlenstoffgehalte festzustellen, die nach unten geringer werden. Im unteren Horizont der Lössanwehungen (II fBfv-Go) sind Beimengungen der Laacher-See-Tephra

zu finden. Die unterste Schicht bildet die periglaziale Schuttdecke.

Dieses Bodenprofil ist typisch für die Kernbereiche der Hangbrücher, die außerhalb des Wirkungsbereiches der Quellschüttungen liegen. Dadurch blieb der Löss erhalten und wurde nicht durch das anströmende Wasser erodiert. Diese Standorte sind fast ganzjährig nass, sodass die organische Substanz nicht vollständig abgebaut wird. Zunächst wurden die Sedimente der Hauptlage mit organischem Material angereicht und bioturbat

Tabelle 7:

Physikalische und chemische Parameter des Bodenprofils MOR 204; C_{ges} in Masse-% = Gesamtkohlenstoff in Masseprozent, C_{org} in Masse-% = organischer Kohlenstoff in Masseprozent, N_{ges} in Masse-% = Gesamtstickstoff in Masseprozent, TRD = Trockenrohichte.

Physikalische und chemische Parameter Profil MOR 204								
Tiefe in cm	Mächtigkeit	Petrographie	Horizont	Bodenart	Humusanteil	Zersetzungsstufe	Grobboden in %	Cges in Masse-%
0 - 18	18	Übergangsmoortorf	uHv		h7	z5	0	47,9
18 - 45	27	Übergangsmoortorf	uHt1		h7	z5	0	41,4
45 - 60	15	Übergangsmoortorf	uHt2		h7	z5	0	31,3
60 - 67	7	Schluff	II fAa	Ls3	h6		2	12,2
67 - 80	13	Lehm	II fBfv-Go	Slu	h3		2	9,4
80 - 100	20	Schluffgrus	III Gr	Lu	h2		50	1,5
Tiefe in cm	Corg in Masse-%	Humusgehalt in %	Nges in Masse-%	pH	TRD in g/cm ³	Ton in %	Schluff in %	Sand in %
0 - 18	47,9	95,8	2,0	2,97	0,27			
18 - 45	41,4	82,8	1,5	2,86	0,30			
45 - 60	31,3	62,6	1,0	3,10	0,24			
60 - 67	12,2	24,4	0,4	3,56	0,50	19	34	47
67 - 80	9,4	18,8	0,3	4,00	0,65	16,7	40,6	42,7
80 - 100	1,5	3,0	0,1	3,77		20,7	63,5	15,8

durchmischt, sodass Ah- und Aa-Horizonte entstanden sind, die durch den aufwachsenden Torf fossil bedeckt wurden. Durch die sommerlichen Trockenperioden sind die Torfe im Oberboden meist vererdet bis vermulmt. Im Unterboden sind in der Regel amorphe Torfe anzutreffen, die an seltenen Standorten mit Torfschrumpfungsrissen durchsetzt sind. Diese Standorte sind dem Bodentyp Niedermoor zuzuordnen, wobei als Subtypen Ausprägungen von Erdübergangsmoor bis Mulmübergangsmoor vorkommen.

Profil MOR 206 im südlichen Riedbruch

Das Profil MOR 206 befindet sich im südlichen Teil des Riedbruchs im Nordosten der Gemeinde Thranenweiher. Die UTM-Koordinaten sind 32U, Ost 363221 und Nord 5508319. Das Profil liegt 602 m ü. NN. Die Vegetation wird von Pfeifengras, Torfmoosen und weiteren Feucht- und

Moorpflanzengesellschaften geprägt. Die Grabungstiefe beträgt 100 cm.

Das Bodenprofil wird in sieben Horizonte gegliedert (Abb. 52). Der erste Horizont (uHw) erreicht eine Entwicklungstiefe von 12 cm (Tab. 8). Die Zersetzungsstufe des Torfes ist mittel (z3). Der Grobbodenanteil liegt bei allen Torfhorizonten bei 0 %. Der organische Kohlenstoff beträgt 44,8 %. Der Humusgehalt liegt bei 89,6 %. Der Gesamtstickstoff beträgt 1,5 %. Der pH-Wert liegt bei 3,53. Wegen der starken Durchwurzelung in den obersten Zentimetern des Profils konnte keine ungestörte Probe zur Bestimmung der Trockenrohdichte gewonnen werden. Der zweite Horizont (uHr1) erreicht eine Entwicklungstiefe von 20 cm. Die Zersetzungsstufe des Torfes ist sehr schwach (z1). Der organische Kohlenstoff beträgt 46,1 %. Der Humusgehalt liegt bei 92,2 %.

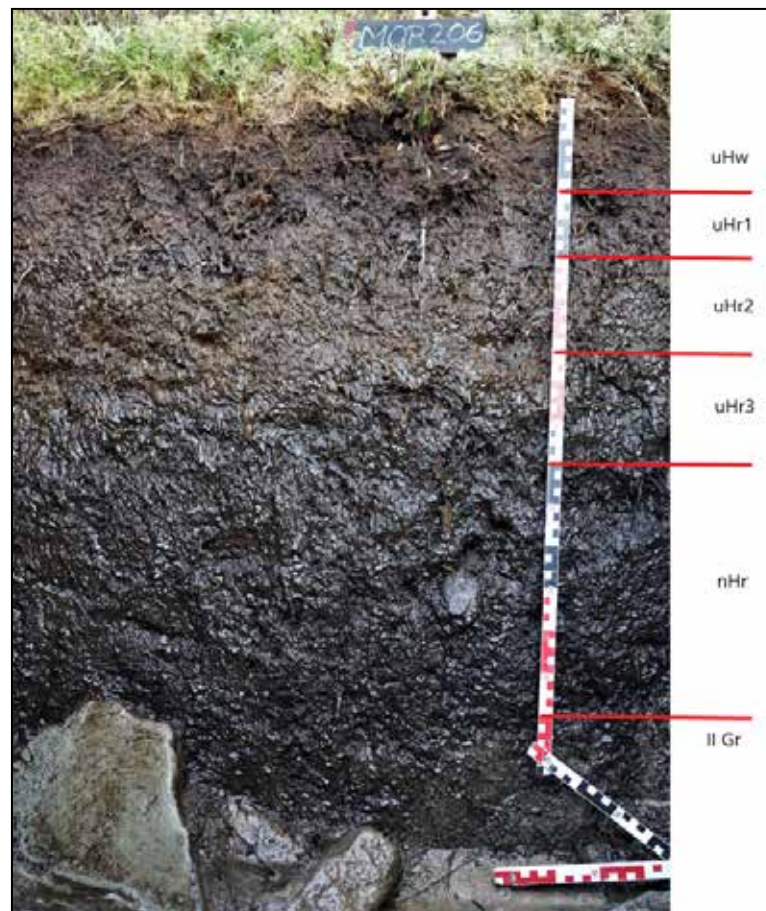


Abbildung 52: Bodenprofil MOR 206 (LGB RLP 2018).

Tabelle 8:

Physikalische und chemische Parameter des Bodenprofils MOR 206; C_{ges} in Masse-% = Gesamtkohlenstoff in Masseprozent, C_{org} in Masse-% = organischer Kohlenstoff in Masseprozent, N_{ges} in Masse-% = Gesamtstickstoff in Masseprozent, TRD = Trockenrohddichte.

Physikalische und chemische Parameter Profil MOR 206								
Tiefe in cm	Mächtigkeit	Petrographie	Horizont	Bodenart	Humusanteil	Zersetzungsstufe	Grobboden in %	C_{ges} in Masse-%
0 - 12	12	Übergangsmoor-torf	uHw		h7	z3	0	44,8
12 - 20	8	Übergangsmoor-torf	uHr1		h7	z1	0	46,1
20 - 32	12	Übergangsmoor-torf	uHr2		h7	z1	0	46,1
32 - 45	13	Übergangsmoor-torf	uHr3		h7	z4	0	44,3
45 - 75	30	Niedermoor-torf	nHr		h7	z4	0	48,1
75 - 80	5	Schluffschutt	II Gr	Ls3	h0		70	3,0
Tiefe in cm	C_{org} in Masse-%	Humusgehalt in %	N_{ges} in Masse-%	pH	TRD in g/cm ³	Ton in %	Schluff in %	Sand in %
0 - 12	44,8	89,6	1,5	3,53				
12 - 20	46,1	92,2	1,9	3,83				
20 - 32	46,1	92,2	1,7	4,00	0,06			
32 - 45	44,3	88,6	2,3	4,05	0,21			
45 - 75	48,1	96,2	1,9	4,44	0,18			
75 - 80	3,0	6,0	0,1	4,61	0,83	24,1	33,5	42,4

Der Gesamtstickstoff beträgt 1,9 %. Der pH-Wert liegt bei 3,83. Der dritte Horizont (uHr2) erreicht eine Entwicklungstiefe von 32 cm. Die Zersetzungsstufe des Torfes ist sehr schwach (z1). Der Grobbodenanteil liegt bei 0%. Der organische Kohlenstoff beträgt 46,1 %. Der Humusgehalt liegt bei 92,2 %. Der Gesamtstickstoff beträgt 1,7 %. Der pH-Wert liegt bei 4 und die Trocken-

rohddichte beträgt 0,06 g/cm³. Der vierte Horizont (uHr3) erreicht eine Entwicklungstiefe von 45 cm. Die Zersetzungsstufe des Torfes ist stark (z4). Der organische Kohlenstoff beträgt 44,3 %. Der Humusgehalt liegt bei 88,6 %. Der Gesamtstickstoff beträgt 2,3 %. Der pH-Wert liegt bei 4,05 und die Trockenrohddichte beträgt 0,21 g/cm³. Der fünfte Horizont (nHr) erreicht eine Entwicklungs-

tiefe von 75 cm. Die Zersetzungsstufe des Torfes ist stark (z4). Der organische Kohlenstoff beträgt 48,1 %. Der Humusgehalt liegt bei 96,2 %. Der Gesamtstickstoff beträgt 1,9 %. Der pH-Wert liegt bei 4,44 und die Trockenrohichte beträgt 0,18 g/cm³. Der sechste Horizont (II Gr) erreicht eine Entwicklungstiefe von 80 cm. Die Bodenart entspricht einem sandigen Lehm (Ls3). Der Grobbodenanteil liegt bei 70 %. Der organische Kohlenstoff beträgt 3 %. Der Humusgehalt liegt bei 6 %. Der Gesamtstickstoff beträgt 0,1 %. Der pH-Wert liegt bei 4,61 und die Trockenrohichte bei 0,83 g/cm³. Der Horizont im Liegenden erreicht eine Entwicklungstiefe von 100 cm. Dieser wurde bei den Geländeaufnahmen angesprochen, aber es wurde kein Probenmaterial für Laboranalysen gewonnen.

Das Profil setzt sich aus uHw/uHr/nHr/II Gr-Horizonten zusammen. Der Bodentyp wird nach AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) als Übergangsmoor angesprochen.

Das Bodenprofil MOR 206 ist durch zwei Schichten gekennzeichnet. Die obere Schicht wird aus Torf aufgebaut und die untere mineralische Schicht geht aus der Basislage hervor. Der Löss ist weitgehend erodiert. Die Torfhorizonte sind aufgrund ihrer botanischen Zusammensetzung meist den Übergangsmoortorfen zuzuordnen. Nur in Ausnahmefällen sind Niedermoortorfe zu finden.

Dieser Standort ist typisch für die Kernbereiche der Hangbrücher, die von den hohen Quellschüttungen betroffen sind. Sie sind auf die Standorte direkt im Quellbereich und deren natürlichen Abflüsse begrenzt. Durch die Quellschüttung wurde der feinkörnige Löss meist nahezu erodiert. Es kam zu Ablagerungen von kantigem Quarzschutt, welche auf fluviatile Prozesse zurückzuführen sind. Die Blöcke der periglazialen Schuttdecke hatten eine schützende Wirkung vor der linienhaften Erosion des Wassers, sodass die Basislage heute gut zu erkennen ist. Diese Standorte sind ebenfalls dem Bodentyp Niedermoor zuzuordnen. Je nach Erhaltungszustand der Torfe können unterschiedliche Subtypen wie bspw. Normübergangsmoor oder Erdübergangsmoor auftreten.

Flächige Bodenkartierung

Auf engstem Raum entstehen Hangbrücher in einem Mosaik von verschiedenen Bodentypen mit Übergängen von organischen Böden zu hydromorphen mineralischen Böden (Abb. 53). Der Übergang der Kernbereiche zu den mineralischen Böden setzt sich in der Regel aus den Bodentypen Moorgley, Anmoorgley, Nassgley oder Oxigley zusammen. Dadurch entsteht ein Mosaik aus einer Vielzahl hydromorpher mineralischer bis organischer Böden (Bodentypen) auf engstem Raum, meist im Abstand von wenigen Metern bis Dekametern.

Torfmächtigkeitskartierung

Bei den pedologischen Untersuchungen wurden auch die Torfmächtigkeiten und die flächenhafte Ausdehnung der Hangbrücher untersucht (KOPF 2019, DEHNER & STEINRÜCKEN 2019). Die Kartierergebnisse beschreiben die Torfmächtigkeiten in zwei Kategorien: Die erste Kategorie umfasst ausschließlich Torfmächtigkeiten nach bodenkundlicher Definition mit Horizonten über 30 % organischer Substanz (H-Horizonte). Die zweite Kategorie umfasst sowohl die Torfmächtigkeiten als auch die mit Kohlenstoff angereicherten Horizonte im Liegenden der Torfe (fAa/fAh-Horizonte) und die Übergangsbereiche rezenter Anmoorgleye und Nassgleye zu den mineralischen Standorten. Diese werden als Moormächtigkeiten angesprochen.

Johannenbruch

Im Nordosten des Johannensbruchs befindet sich eine Teilfläche mit geringmächtigen torfreichen Moorböden (Abb. 54). Diese wird von zwei Teilflächen mit Moorgleyen flankiert. Im restlichen Johannensbruch sind keine torfhaltigen Flächen zu finden.

Riedbruch

Das Riedbruch bildet sich aus einem großen Mosaik aus unterschiedlichen Torfmächtigkeiten (Abb. 55). Im Nordosten im Bereich des Oberhangs sind verhältnismäßig mächtige torfreiche Moorböden anzutreffen, die zum Oberhang rasch in Anmoorgleye oder mineralische Böden mit 0 cm Torfmächtigkeit übergehen. In Hangneigung

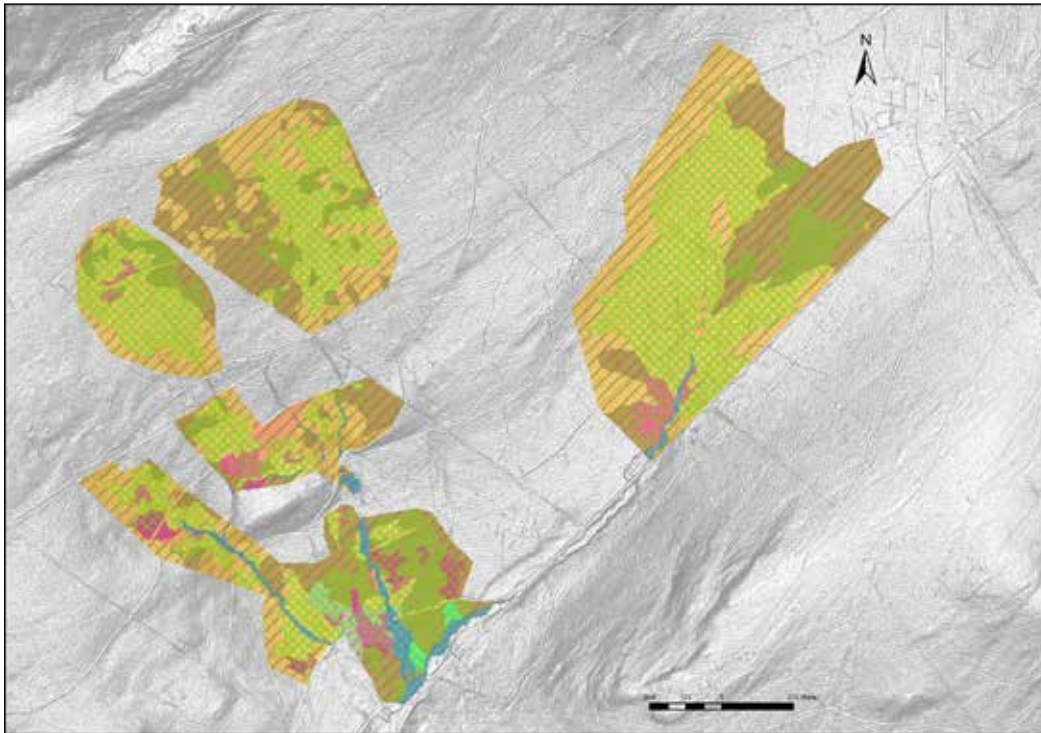


Abbildung 53: Ergebnisse der Bodenkartierung (Quelle: DEHNER & STEINRÜCKEN 2019).

ziehen sich zwei lineare Strukturen mit geringmächtigen torfreichen Moorböden, die stellenweise mit verhältnismäßig mächtigen torfreichen Moorböden durchsetzt sind. Im Unterhang grenzen die Böden an den Traunbach. Im Westen des Riedbruchs wechseln sich torfreiche Moorböden mit Anmoorgleyen und mineralischen Böden ohne erkennbare Symmetrie ab.

Thierchbruch

Im Thierchbruch sind im Oberhang verhältnismäßig mächtige torfreiche Moorböden zu finden (Abb. 56). Der Wechsel zwischen Anmoorgleyen und mineralischen Böden zu organischen Böden ist abrupt. Zum Unterhang gibt es einen häufigen Wechsel zwischen Moorgleyen und geringmächtigen torfreichen Moorböden mit stellenweise verhältnismäßig mächtigen Moorböden. Das Thierchbruch wird im Mittelhang durch einen Forstweg durchschnitten. Dies ist an der torffreien hangparallelen linienhaften Fläche zu erkennen.

Thranenbruch

Das Thranenbruch setzt sich aus drei Teilflächen mit geringmächtigen torfreichen Moorböden im Osten, Westen und Norden zusammen (Abb. 57). Diese Teilflächen ziehen sich zungenartig den Hang hinab. Stellenweise sind verhältnismäßig mächtige Moorböden anzutreffen. Die Flächen werden von Moorgleyen flankiert. Dies führt zu einer großen zusammenhängenden Torffläche unterschiedlicher Torfmächtigkeiten.

Gebranntes Bruch

Im Gebrannten Bruch sind im Oberhang im Süden und im Unterhang im Norden geringmächtige torfreiche Moorböden anzutreffen (Abb. 58). Moorgleye verbinden die beiden Teilflächen zu einer zusammenhängenden Torffläche. Im Mittelhang im Bereich der Moorgleye sowie im Oberhang direkt unterhalb des Forstweges sind starke Vererdungen bis Vermulmungen des Torfes festzustellen. Dies äußert sich durch ein tiefgründiges krümeliges bis körniges Aggregatgefüge.

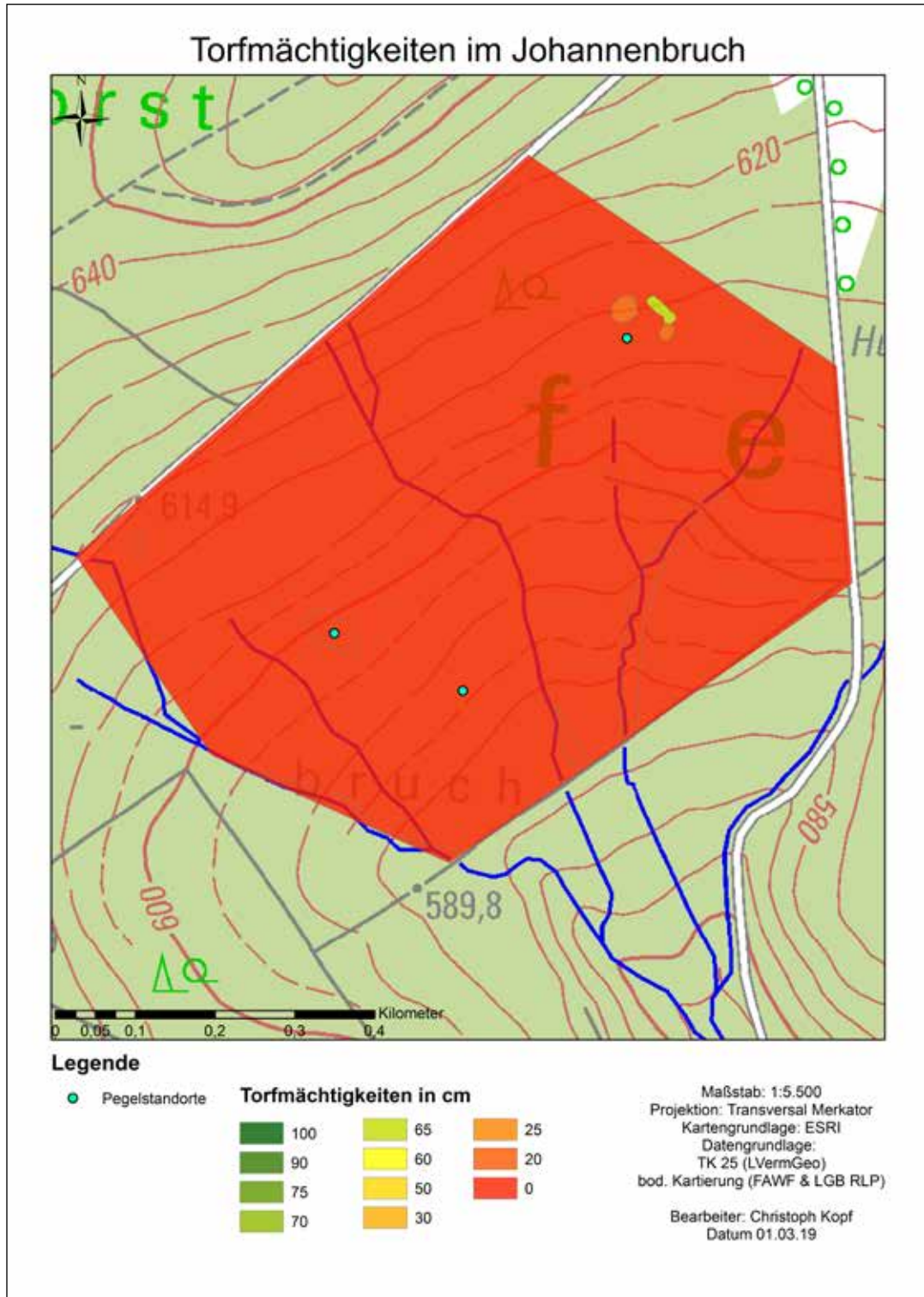


Abbildung 54: Torfmächtigkeiten im Johannesbruch.

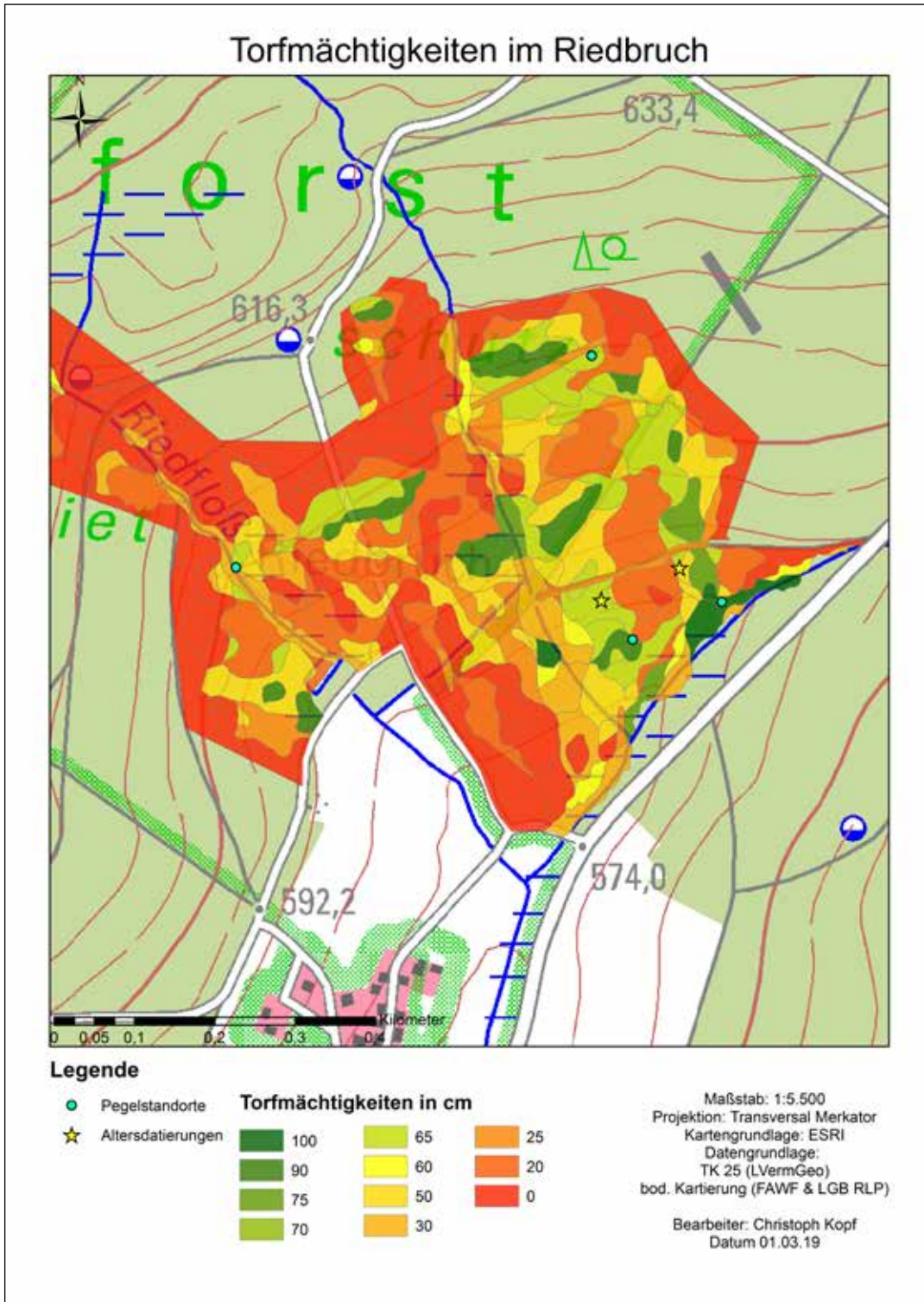


Abbildung 55: Torfmächtigkeiten im Riedbruch.

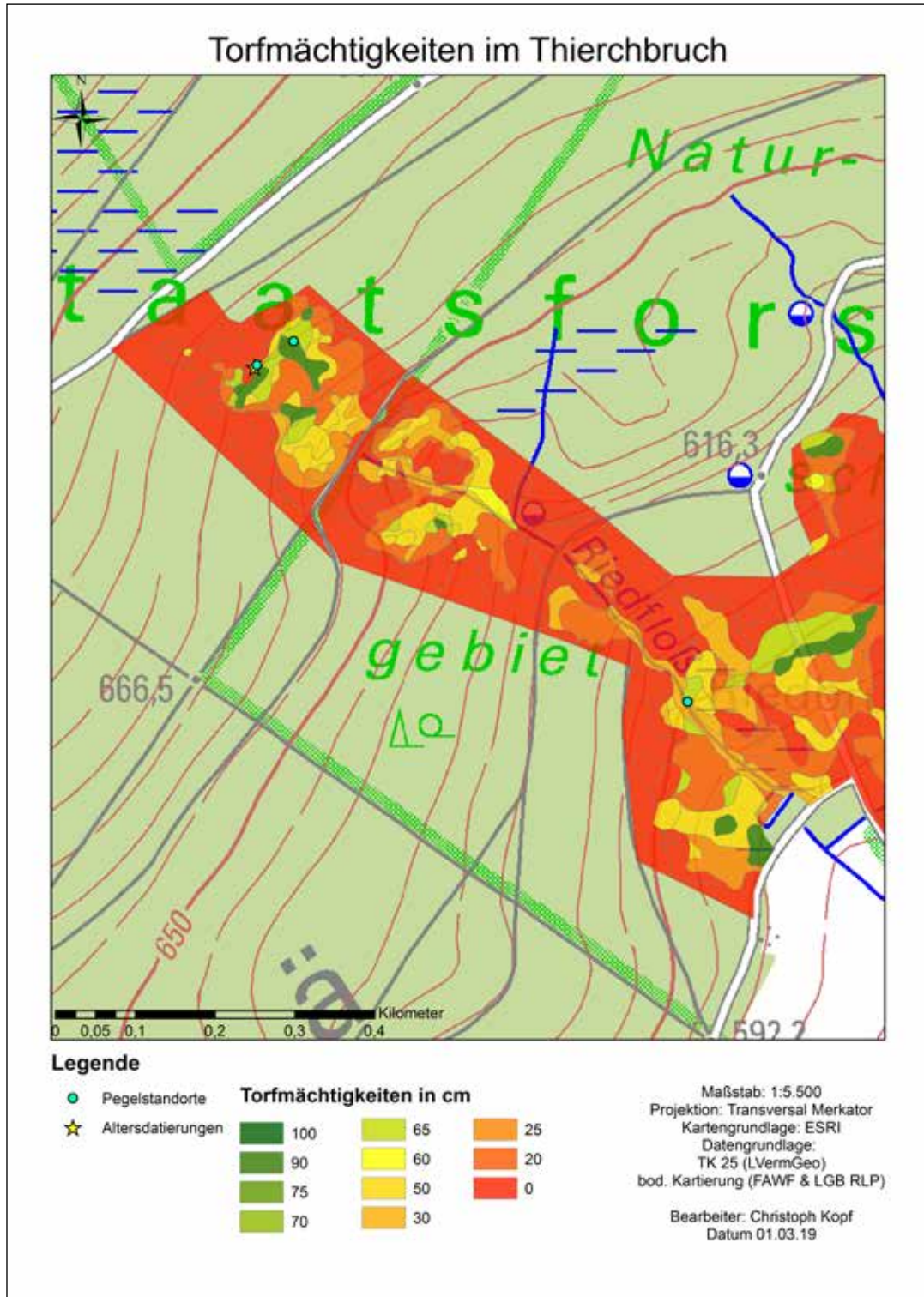


Abbildung 56: Torfmächtigkeiten im Thierchbruch.

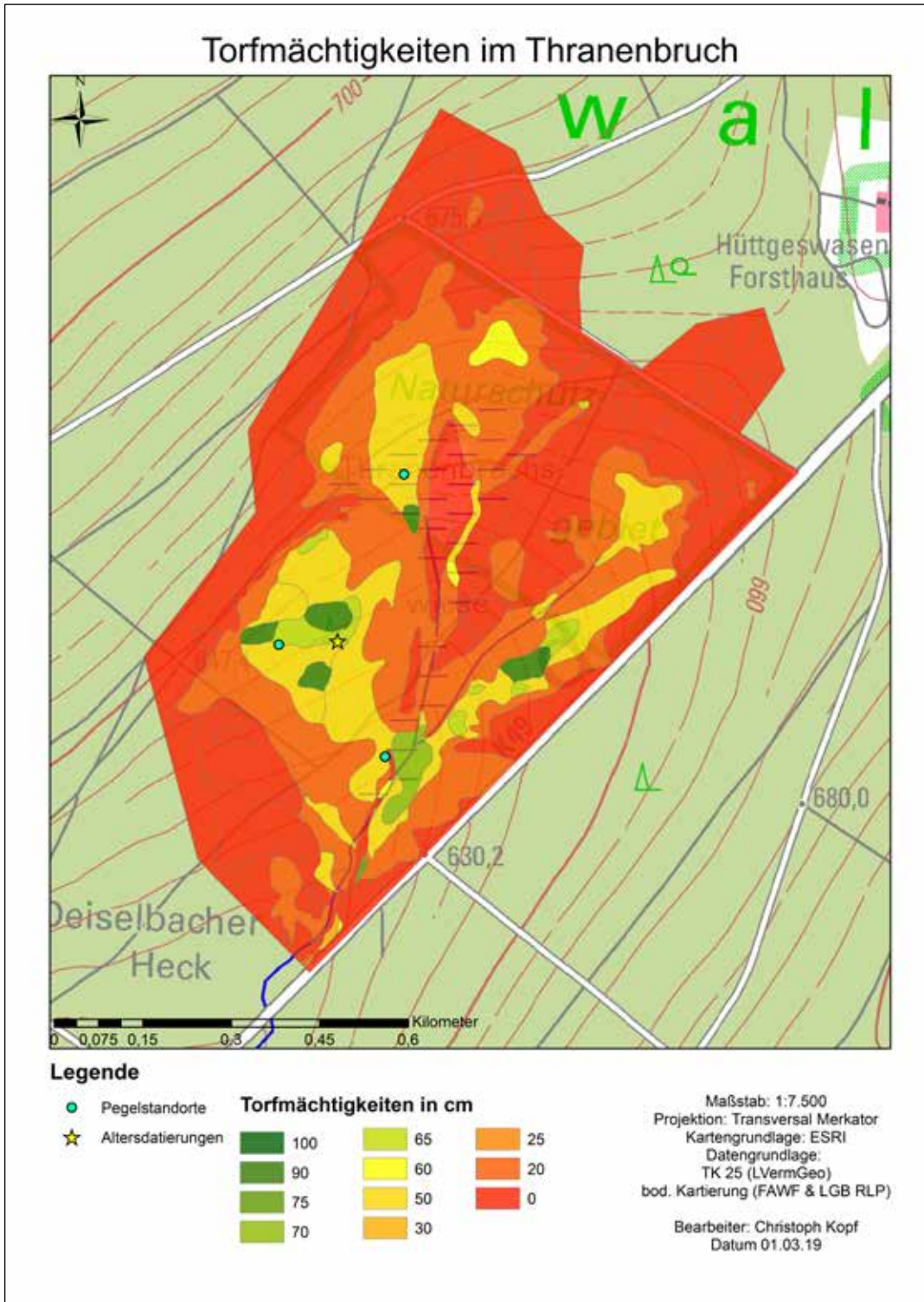


Abbildung 57: Torfmächtigkeiten im Thranenbruch.

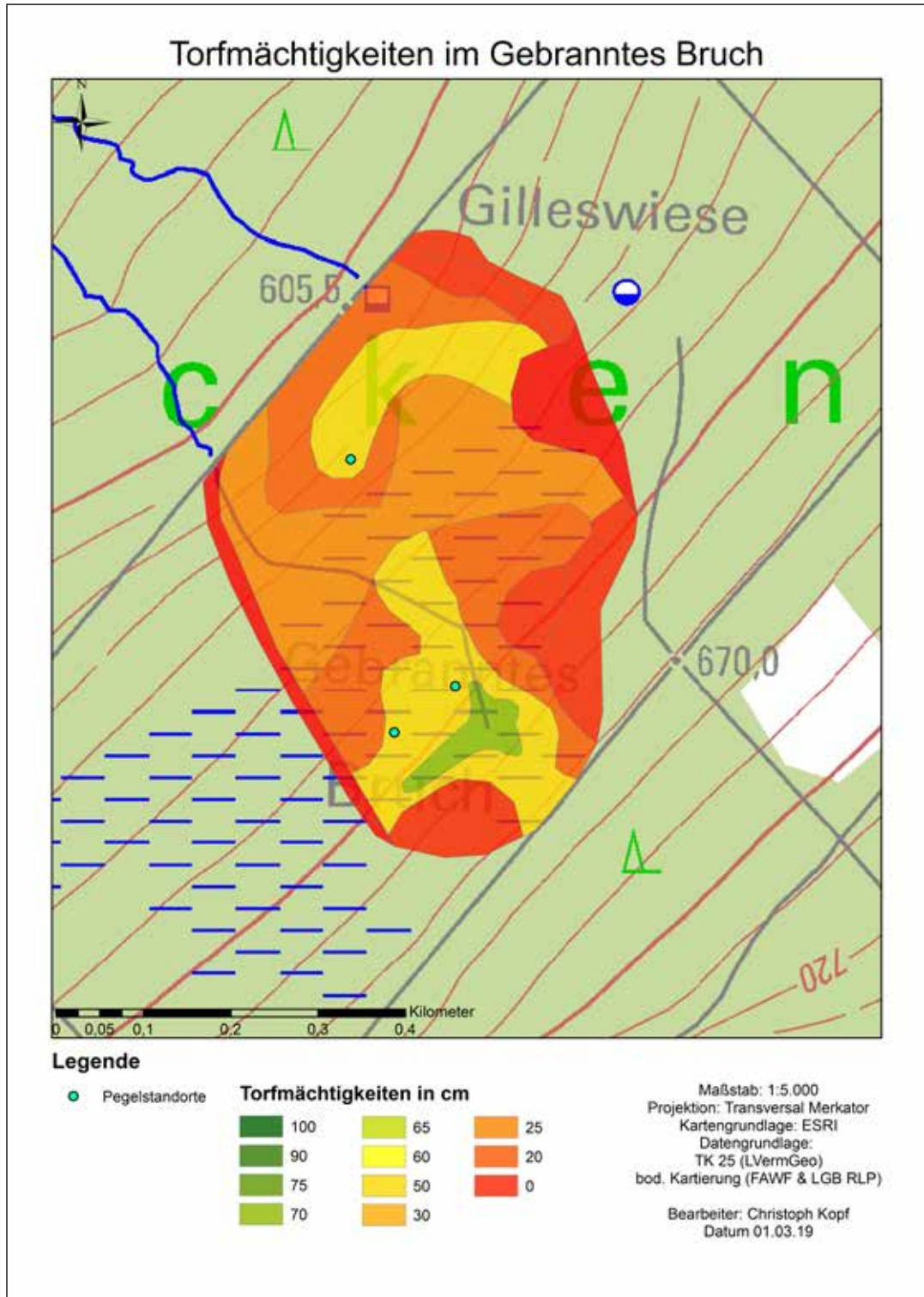


Abbildung 58: Torfmächtigkeiten im Gebranntes Bruch.

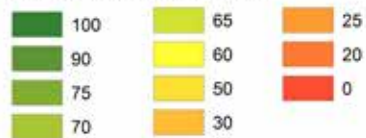
Torfmächtigkeiten im Palmbruch



Legende

● Pegelstandorte

Torfmächtigkeiten in cm



Maßstab: 1:5.000
 Projektion: Transversal Merkator
 Kartengrundlage: ESRI
 Datengrundlage:
 TK 25 (LVermGeo)
 bod. Kartierung (FAWF & LGB RLP)

Bearbeiter: Christoph Kopf
 Datum 01.03.19

Abbildung 59: Torfmächtigkeiten im Palmbruch.

Palnbruch

Im Palnbruch sind zwei Teilflächen mit geringmächtigen torfreichen Moorböden anzutreffen (vgl. Abb. 59). Im Oberhang im Südosten sind verhältnismäßig mächtige Moorböden anzutreffen. Die Geometrie der südlichen Teilfläche folgt nahezu der Höhenlinie zwischen 650 m und 660 m ü. NN. Zum Mittelhang läuft diese zungenförmig aus. Den zungenförmigen Verlauf zeigt auch die geringmächtige torfreiche Teilfläche im nördlichen Mittelhang.

In Abhängigkeit des kleinstandörtlichen 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 (Abb. 60). 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, die Torfauflagen

können aber auch bis zu 100 cm mächtig sein. Die stellenweisen verhältnismäßig mächtigen torfreichen Moorböden im Mittel- oder Unterhang der Hangbrücher werden als weitere Quellbereiche interpretiert, die nach REICHERT (1973) muldenförmig aufgebaut sein können. Die Quellbereiche in den Hangbrüchern folgen meist einer gemeinsamen Höhenlage ü. NN. Dies wird als Hinweis auf das Kluftwassersystem des Quarzits zum Einfluss auf die Hangbruchbildung interpretiert. Die kartierten Torfmächtigkeiten sind mit den Untersuchungen von LEHMANN (1986), RUTHSATZ & HOLZ (1997) und GALLUS et al. (2007) konform.

Die Geometrie der Torfmächtigkeiten lassen den Schluss zu, dass die höchsten Torfmächtigkeiten auf quellige Stellen zurückzuführen sind. Diese können sich zungenförmig hangabwärts ziehen (Abb. 61). Die Quellbereiche können punktuell oder als Hangkanten auftreten. Der Torf wird vorzugsweise in den Quellmulden und in den Rinnen früherer, teilweise erodierter Abflussbahnen akkumuliert. Diese sind als natürliche Entwässerungs-

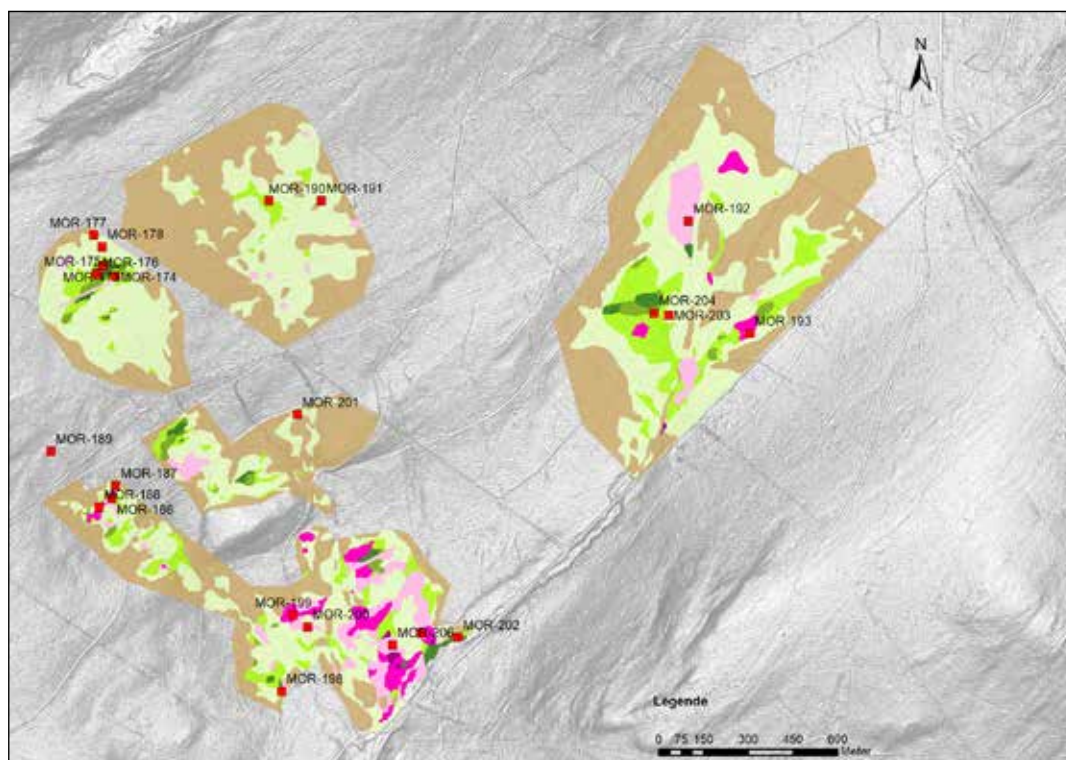


Abbildung 60: Kartierergebnisse der Torfmächtigkeiten (Quelle: DEHNER & STEINRÜCKEN 2019).

linien der Quellen zu interpretieren, welche meist mehrere Meter breit sind. Die Quellbereiche sind als Kernbereiche der Hangbrücher anzusprechen. Ein Hangbruch kann aus verschiedenen Quellen aufgebaut sein.

Kleinstandörtlich befinden sich terrestrische und hydromorphe Flächen in unmittelbarer Nachbarschaft, je nach den Fließbahnen des Hangzugswassers. So ist es charakteristisch, dass sich die etwas mächtigeren Torfauflagen entlang der Fließbahnen des Hangzugswassers entwickelt haben. Sie passen sich damit ein in das 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 durch gut gemeinte Maßnahmen zur Wiederherstellung des standörtlichen Wasserhaushaltes gestört werden. Ein Grabenverschluss ist nur angezeigt, wenn Gräben zur Tiefenerosion neigen und nicht Teil des natürlichen, reliefbedingten Entwässerungssystems sind.

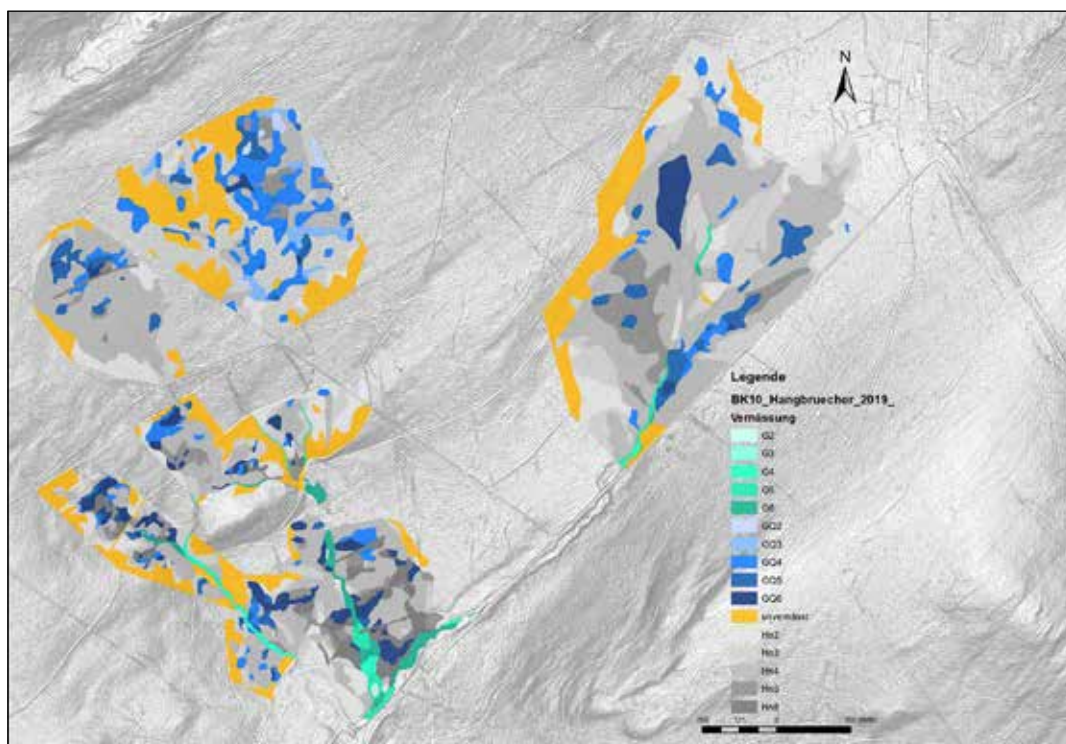


Abbildung 61: Aktuelle Vernässung als Voraussetzung für die Torfbildung und -akkumulation (Quelle: DEHNER & STEINRÜCKEN 2019).

Säure-Base-Stufen der Hangbrücher

Nach Succow & Joosten (2001) können über die Boden-pH-Werte die Säure-Basen-Stufe von Moorstandorten ermittelt werden. Danach sind die Hangbrücher als stark sauer anzusprechen, wobei einige Torfhorizonte sehr stark oder mäßig sauer sind. Damit sind die Torfhorizonte der sauren Gruppierung zuzuordnen. Nach AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) sind pH-Werte unter 4 (= stark sauer) von Moorstandorten nach ausschließlich bodenchemischer Betrachtung den Torfartengruppen Übergangsmoortorf oder Hochmoortorf zuzuordnen.

Trophiestufen der Hangbrücher

Nach Succow & Joosten (2001) kann über das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff (C/N-Verhältnis) der Torfhorizonte (> 30 % organische Substanz) die Trophiestufe von Mooren eingeschätzt werden. Die Trophiestufen der Torfhorizonte sind demnach überwiegend als mesotroph mit C/N-Verhältnissen zwischen 26 und 33 anzusprechen. 27 der 82 analysierten Torfhorizonte mit C/N-Verhältnissen zwischen 13 und 20 sind als eutroph anzusprechen. Ein Horizont war oligotroph (C/N-Verhältnis > 33). Die Nährstoffversorgung der Hangbrücher reicht damit von ziemlich arm bis kräftig mit der Ausnahme eines sehr nährstoffarmen Horizontes.

Typisch für Quellmoore sind mineralische Beimengungen. Der Kohlenstoffanteil der Torfhorizonte ist geringer als bei Hochmooren, die ausschließlich durch Regenwasser gespeist werden. Block (1990) stellte schon in den 1980er Jahren erhöhte atmosphärische Stickstoffdepositionen in rheinland-pfälzischen Wäldern fest. Daher täuscht das C/N-Verhältnis einen größeren Nährstoffreichtum vor, als es – insbesondere auch unter Berücksichtigung eines reduzierten Kohlenstoffanteils – tatsächlich aufweisen dürfte. Die Hangbrücher sind demnach eher einer ärmeren Trophiestufe mit höheren C/N-Verhältnissen in Richtung oligotroph (nährstoffarm) einzustufen. Auch Reichert (1973) ordnete die Hangbrücher den oligotrophen Niedermooren zu.

Hydrogenetischer Moortyp

Die Einordnung des hydrogenetischen Moortyps erfolgt nach den Vorgaben von Succow & Joosten (2001), welche den unterschiedlichen Mooren typische Eigenschaften zuordneten. Die Hangbrücher sind keinem Moortyp eindeutig zuzuordnen. Es handelt sich um einen Übergang zwischen Quell- und Hangmooren. Deshalb sind die Hangbrücher als Hangquellmoore einzuordnen.

Geobotanische Kartierungen und Untersuchungen

Hölzer (2019) hat die Vorkommen der Torfmoose in der Nationalparkregion Hunsrück-Hochwald kartiert und georeferenziert. Er zeigte, dass Torfmoose an zahlreichen Stellen im Nationalpark zu finden sind (Abb. 62 - 65), ohne dass sich jedoch überall gleich ein Moor gebildet hätte. Torfwachstum beginnt meist mit *Polytrichum commune* und *Sphagnum palustre* (Hölzer 2019). Voraussetzung für die Erhaltung und das Wachstum der Torfauflage sind jedoch durch eine permanente Durchfeuchtung und niedrige Temperaturen stark gehemmte biologische Abbauprozesse.

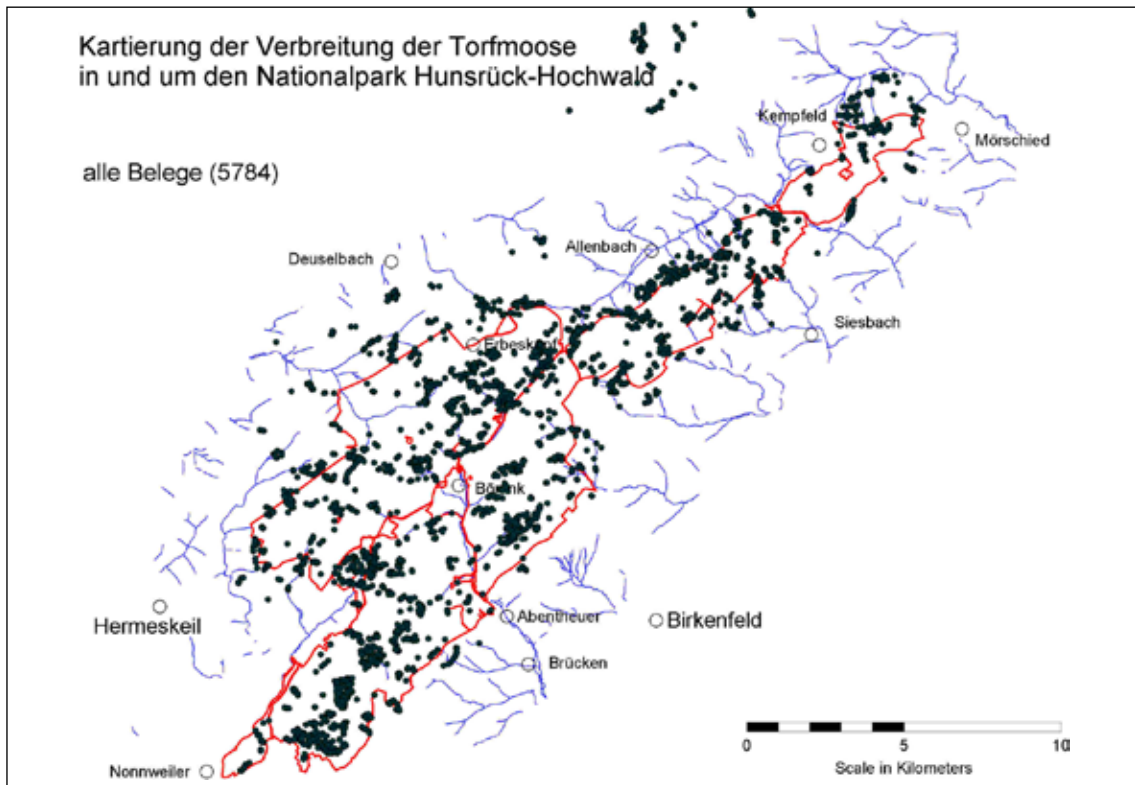


Abbildung 62: Verbreitung der Torfmoose im Nationalpark Hunsrück-Hochwald (Quelle: HÖLZER & SCHLOß 2019).

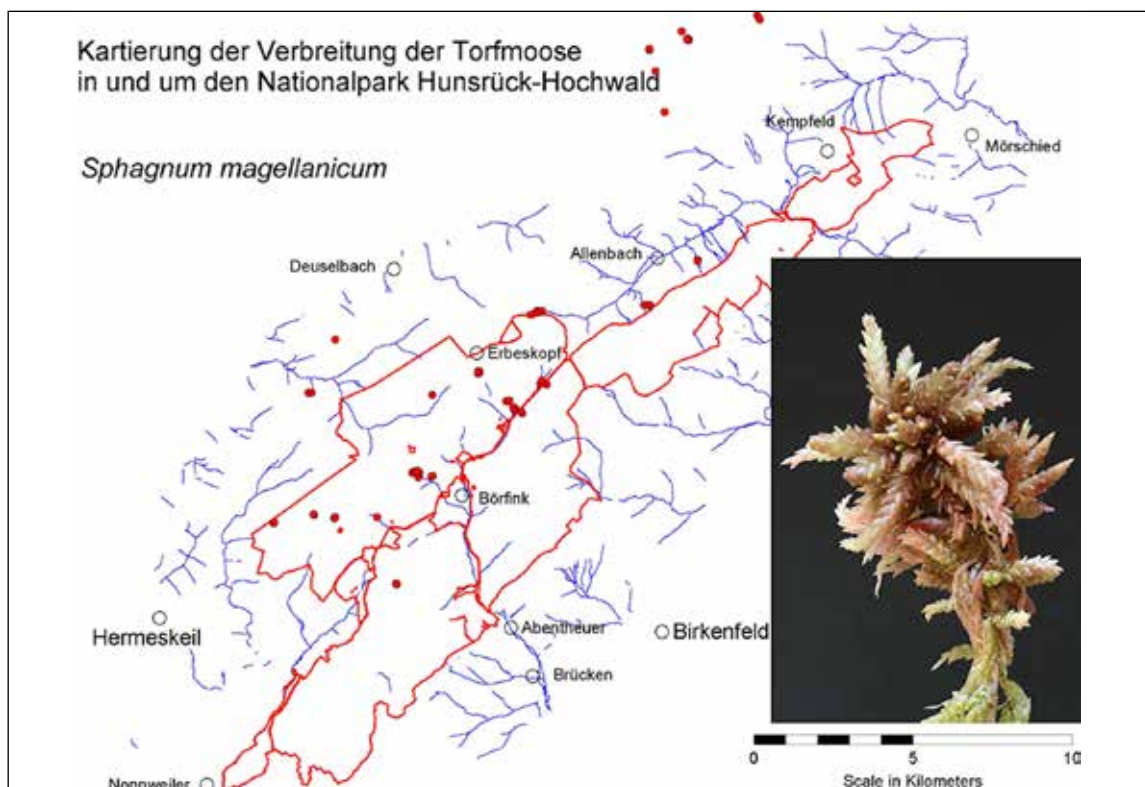


Abbildung 63: Verbreitung von *Sphagnum magellanicum* im Nationalpark Hunsrück-Hochwald (Quelle: HÖLZER & SCHLOß 2019).

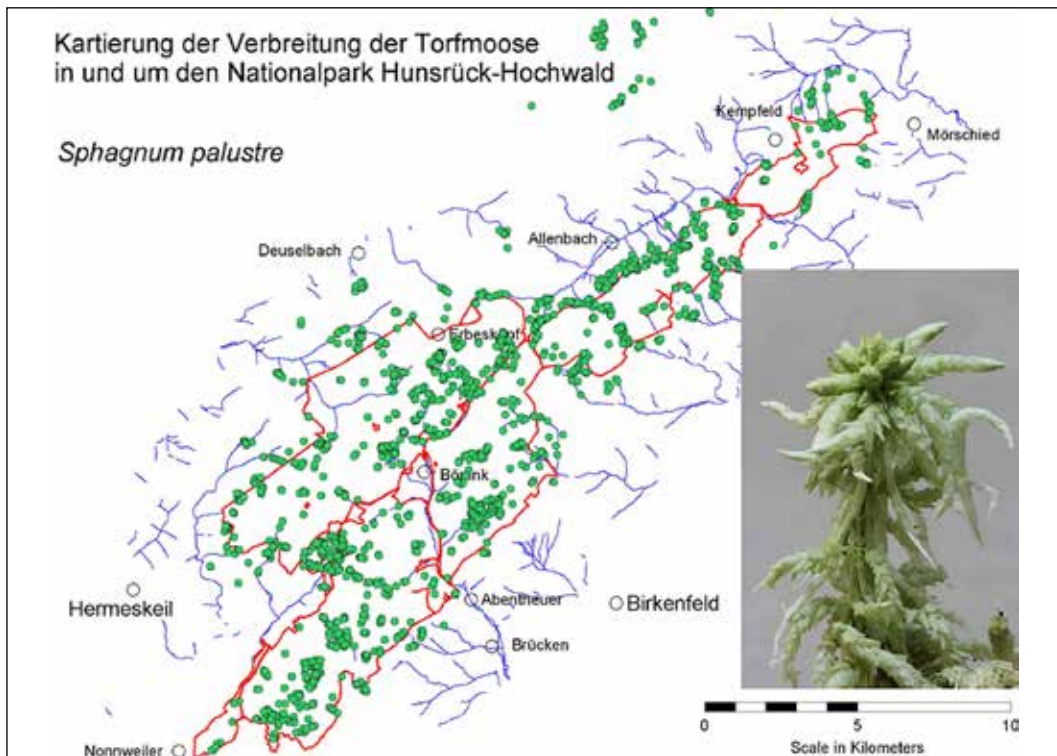


Abbildung 64: Verbreitung von *Sphagnum palustre* im Nationalpark Hunsrück-Hochwald (Quelle: HÖLZER & SCHLOß 2019).

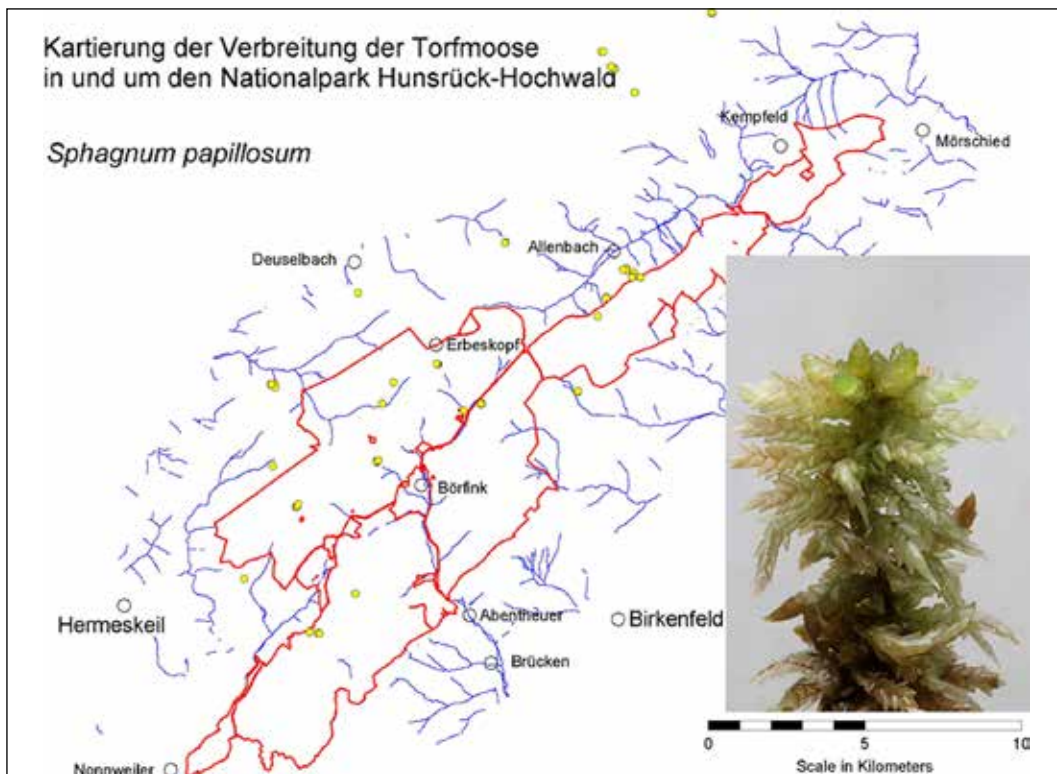


Abbildung 65: Verbreitung von *Sphagnum papillosum* im Nationalpark Hunsrück-Hochwald (Quelle: HÖLZER & SCHLOß 2019).

Palynologische Ergebnisse und Ergebnisse der Großrestanalysen

In den Bohrkernen aus dem Torf dominieren unter Berücksichtigung der Baum- und Nicht-Baumpollen oft die Baumpollen (Abb.66 – 69). *Alnus* (Erle) und *Betula* (Birke) nehmen hierbei eine bedeutende Rolle ein. In der unteren Zone bis 50 cm zeigen sich vergleichsweise hohe Werte von *Tilia* (Linde), *Corylus* (Hasel), *Alnus* (Erle) und *Betula* (Birke). *Alnus* hat einen Anteil von etwa 40 % und *Betula* von etwa 25 %.

Die pollenanalytischen Basisfunde lassen ein end-neolithisches oder früh-bronzezeitliches Alter vermuten (SCHLOß & WICK 2019). In der mittleren Zone bis 25 cm verlagert sich dieses Verhältnis zugunsten von *Betula* und erreicht Anteile bis 50 %. Der Anteil an *Alnus* geht auf etwa 10% zurück. In dieser Zone tritt *Fagus* (Buche) in Erscheinung mit einem Anteil von etwa 10 %.

In der oberen Zone des Profils geht der Anteil von *Alnus* auf unter 10 % zurück. Neben *Fagus*, die etwas stärker vertreten ist, gibt es einen Anstieg von *Picea* (Fichte) mit bis zu 20 % Anteil an den Gesamtpollen. *Tilia* ist nicht mehr vertreten.

Auf feuchten Standorten etablierte sich also eine Erlen-Birken-Bruchwaldgesellschaft. Zu Beginn war die Birke dabei noch subdominant. Auf trockenen mineralischen Standorten sowie an der mineralischen Basis ist von einer Hasel- und Eichenmischwaldgesellschaft auszugehen. Vermutlich wurde dann die Buche durch anthropogene Einflüsse als wirtschaftlich bedeutsame Baumart gefördert, und sie nahm in der Waldgesellschaft an Bedeutung zu. Mit dem Vorkommen der Fichte im beginnenden 19. Jahrhundert ist von einer intensiven forstwirtschaftlichen Nutzung auszugehen (SCHLOß & WICK 2019, SCHULTHEIß 2014 und 2015).

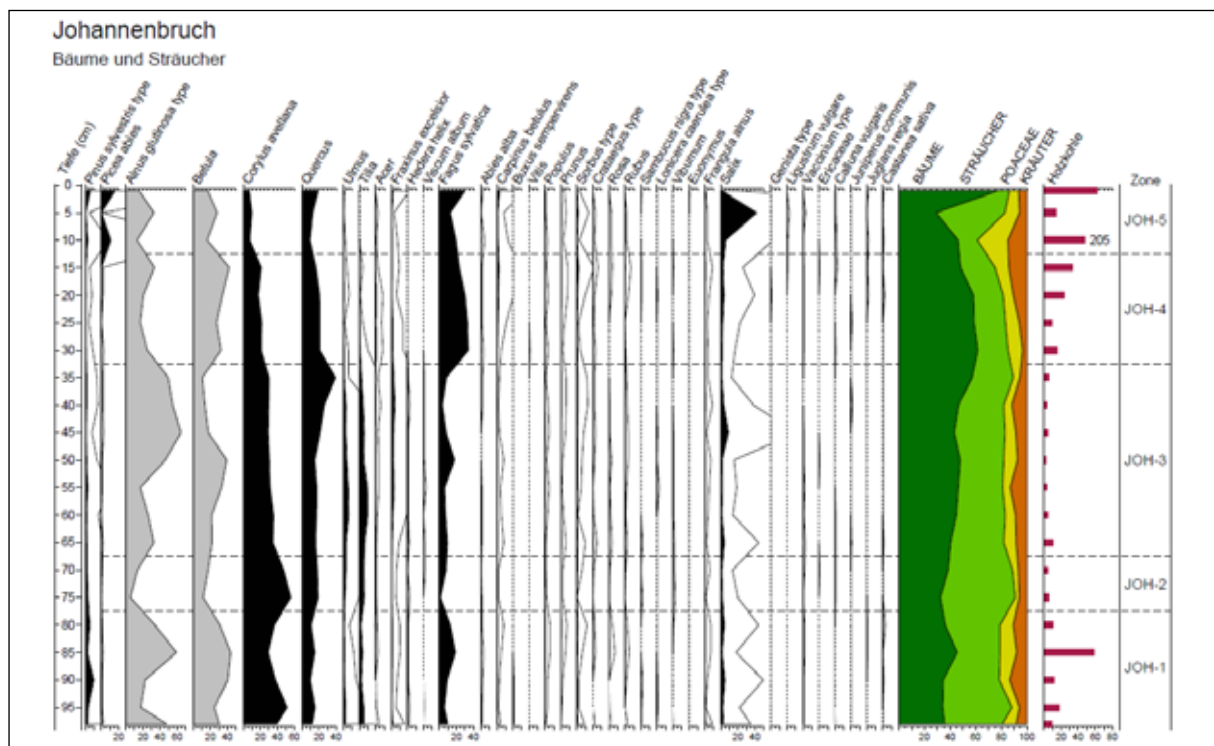


Abbildung 66: Pollendiagramm der Bäume und Sträucher des Johannensbruchs (WICK 2018).

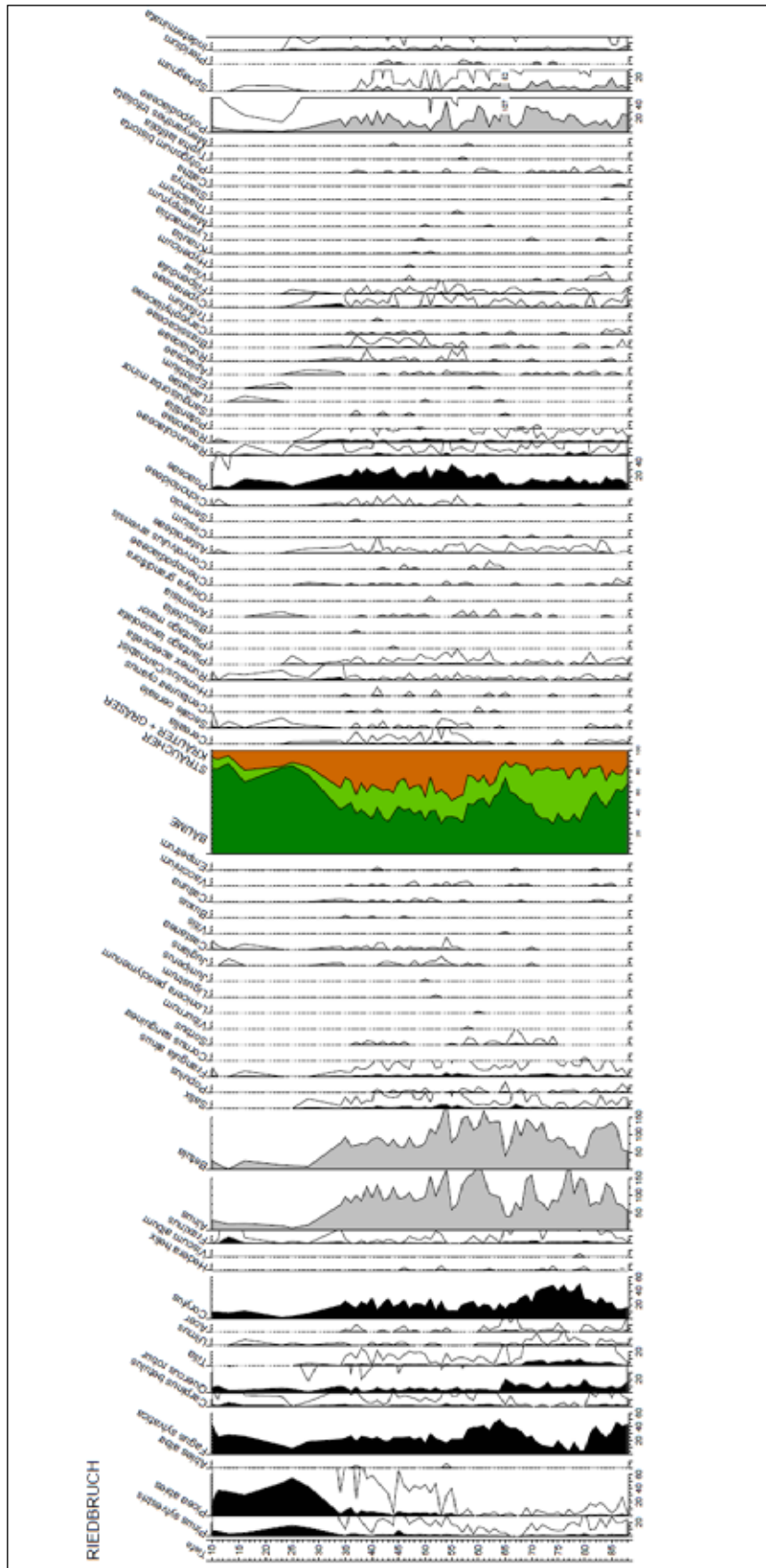


Abbildung 68: Pollendiagramm des Riedbruchs (SCHLOß 2018).

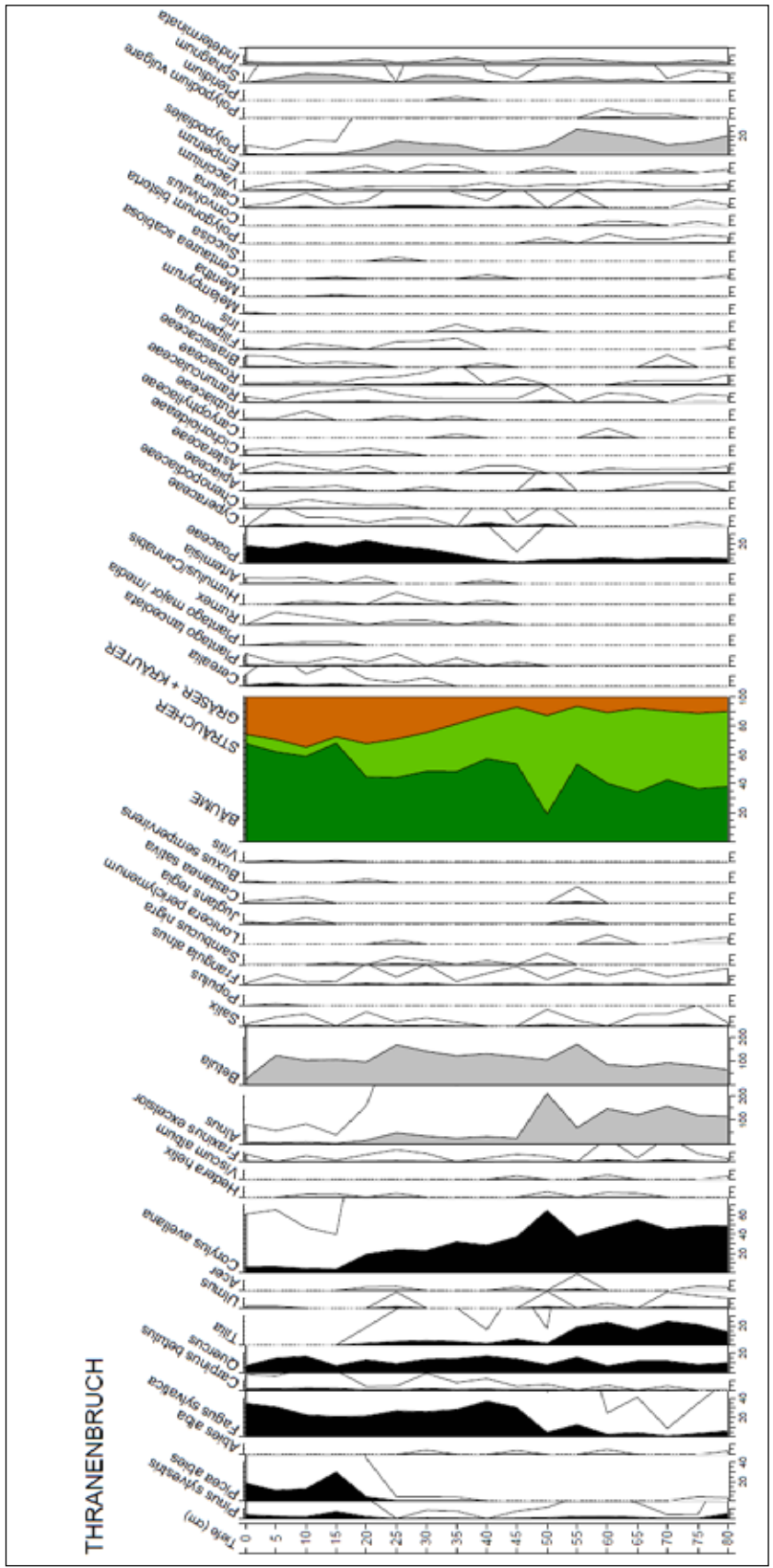


Abbildung 69: Pollendiagramm des Thranenbruchs (SCHLOß 2018).

Großrestanalysen (Abb. 70 – 72) erlauben Rückschlüsse auf die Entstehungsbedingungen der Hangbrücher. Die Großreste von *Sphagnum palustre* und *Sphagnum fallax* sind in Südwestdeutschland als Mineralbodenwasserzeiger anzusehen (HÖLZER 2010). Allein das vereinzelte Vorkommen von *Sphagnum magellanicum* bei 27 cm deutet auf hochmoorartige Verhältnisse hin. Auch RUTHSATZ & HOLZ (1997) fanden *Sphagnum magellanicum* bei Vegetationskartierungen nur kleinflächig. Da es sich bei diesem Vorkommen offensichtlich um Einzelbelege im Bohrkern handelt, sind die Hangbrücher nicht gleich den Hochmooren zuzuordnen. Stattdessen könnte eine Sondersituation, wie ein umgestürzter Baum, das Wachstum von *Sphagnum magellanicum* gefördert haben, da die Vegetation damit kurzzeitig vom Mineralbodenwasser (Hangzugswasser) abgeschnitten war.

Die Großrestanalysen des Bohrkerns im nord-westlichen Thranenbruch (Abb. 70) zeigen einen Wechsel zwischen mineralischem und organischem Material in etwa 61 cm Tiefe. Bis in etwa 41 cm Tiefe konnten kaum Großreste gefunden werden. Zwischen 23 cm und 41 cm Tiefe dominieren *Sphagnum palustre* und *Sphagnum fallax*. Der Anteil an Holzresten ist vergleichsweise hoch. Bei 27 cm gibt es einen Peak von *S. magellanicum*. Im oberen Bereich zwischen 23 cm und der Geländeoberfläche tritt *Sphagnum girgensohnii* in Erscheinung, was den Beginn einer intensiven Fichtenwirtschaft anzeigt (HÖLZER 2010). In dieser Zone werden auch Fichtennadeln in den Großresten nachgewiesen.

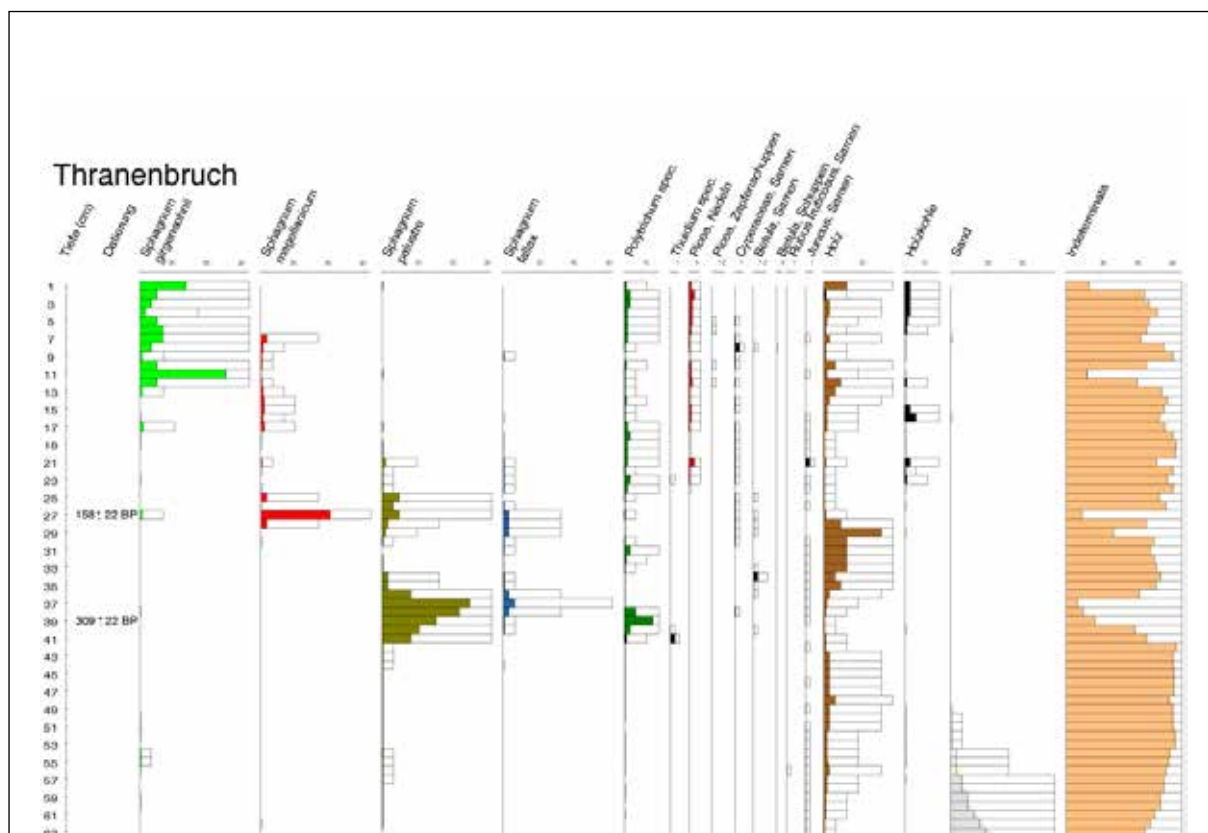


Abbildung 70: Großrestanalysen des Bohrkerns „Thranenbruch“ im Thranenbruch bei Hüttgeswasen (HÖLZER 2018).

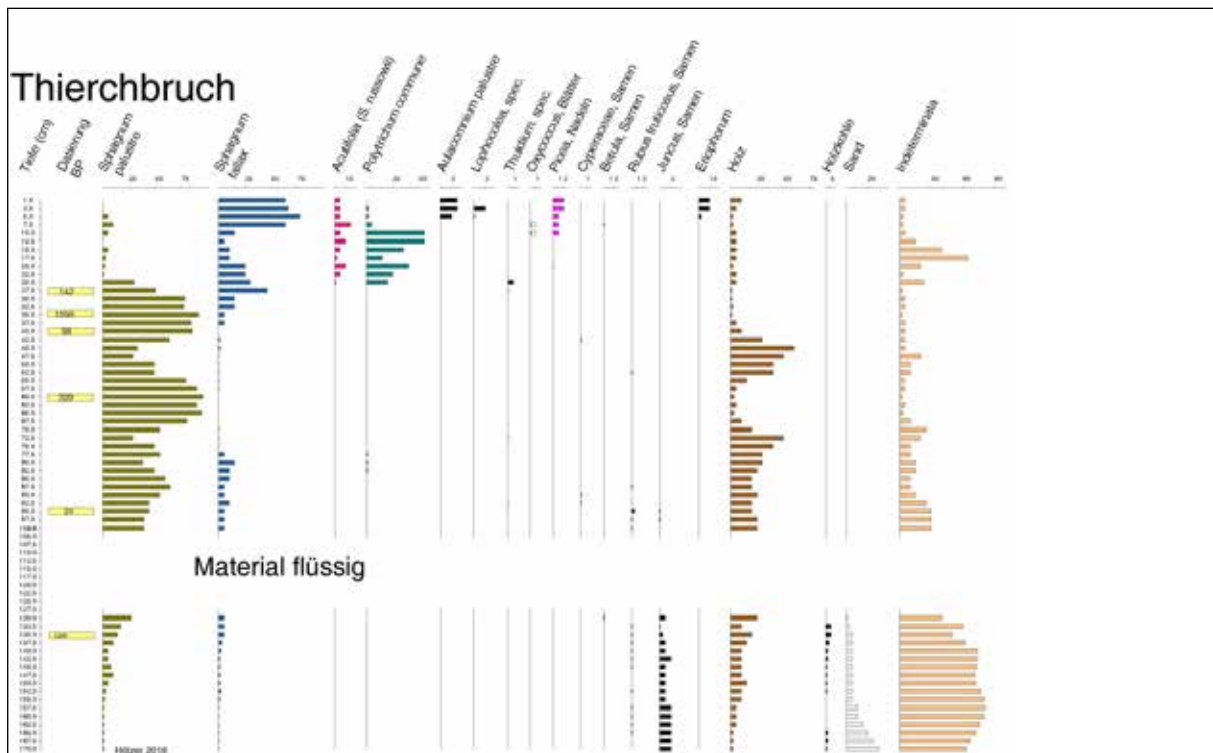


Abbildung 71: Diagramm der Großrestanalysen im nördlichen Kernbereich des Thierchbruchs (HÖLZER 2018).

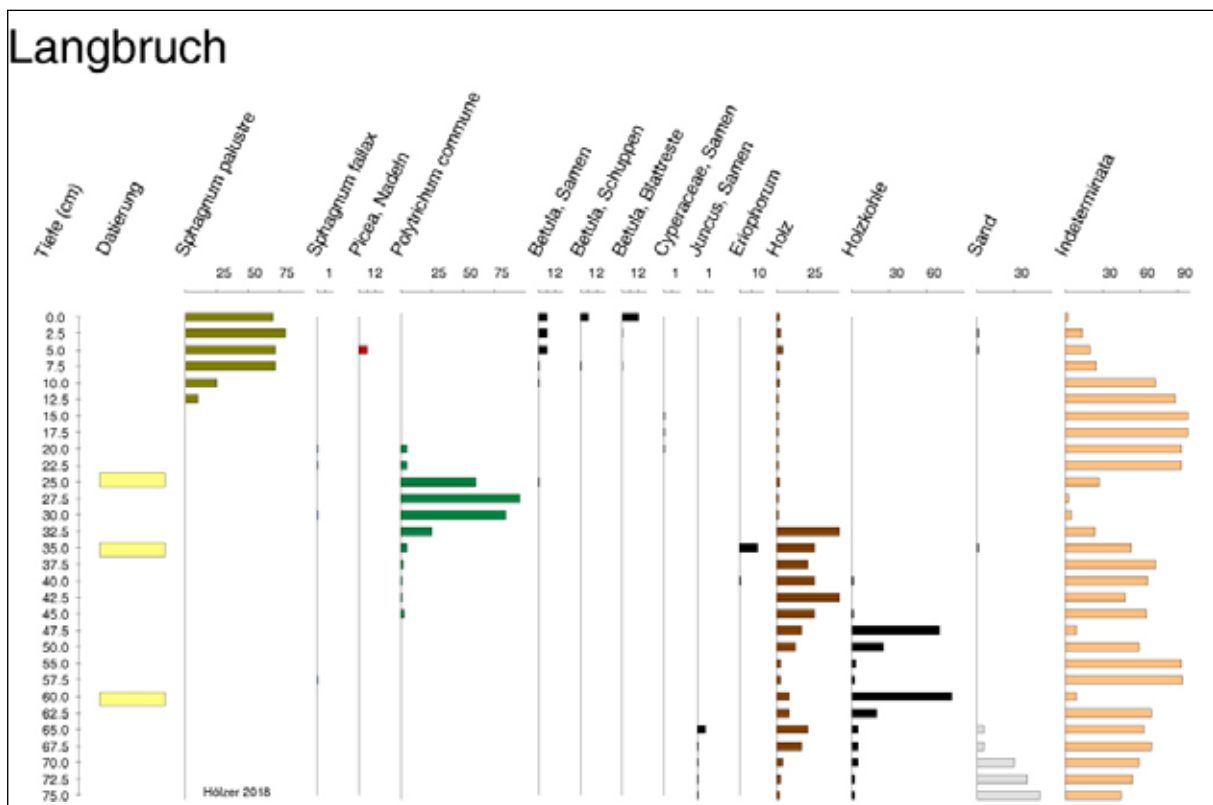


Abbildung 72: Diagramm der Großrestanalysen im Kernbereich des Langbruchs (HÖLZER 2018).

Hangbruchgenese und Wasserhaushalt

Den ersten Einfluss auf die Genese der Hangbrücher nahmen bereits die Ablagerungsbedingungen der horizontal geschichteten sandigen und tonigen Sedimente im Devon. Im anschließenden Karbon wurden diese Schichtpakete bei der variszischen Orogenese aufgefaltet und verkippt (LGB RLP 2005, MARTIN 1984, RIBBERT 2010). Die Grenzen der Schichtpakete stellten Schwachstellen für Verwitterungsprozesse dar. Während des Mesozoikums und des Tertiärs wirkte eine intensive chemische Tiefenverwitterung auf die Gesteine ein. Dies führte zu einer Dichtlagerung der Gesteine, die insbesondere bei Tonschieferverwitterungsresten kaum wasserdurchlässig sind (FELIX-HENNINGSSEN et al 1991). Es entstand ein besonderer geohydrologischer Aufbau der Quarzitrücken. An der Oberfläche führten Lössleinwehungen im Pleistozän (Hauptlage, Mittellage) und Solifluktuionsdecken (Basislage) zu geologischen Schichten mit unterschiedlicher Porenkontinuität (SCHÜLER 2007). In der Tiefe ist ein verzweigtes Kluftsystem mit Längs-, Quer- und Diagonalklüften zu finden, welche miteinander in Verbindung stehen (MARTIN 1984). Dieser Kluftwasserspeicher sammelt und konzentriert das Wasser im Quarzit (SCHÜLER 2007).

Die Niederschläge im Hunsrück versickerten in Kammlage und wurden durch das Kluftsystem rasch oberflächlich hangabwärts durch den Quarzit geleitet (MARTIN 1984). Durch die Faltung der geologischen Schichten kann das Kluftwasser aber auch bereits im Oberhang zurück an die Oberfläche geführt werden. Im Anschluss kann es partiell wieder in Klüften versickern und am Mittel- oder Unterhang austreten. Oberflächenabfluss versickert aber wieder, wenn die Durchlässigkeit der Bodenporen höher ist als der Wasserüberschuss an der Geländeoberfläche. Dieses Wasser fließt dann als Zwischenabfluss lateral ab und kann durch hydrologische Fenster in das Kluftsystem zurückgeführt werden (SCHÜLER 2007).

Der jeweilige Wasseraustritt kann punktuell an Quelltöpfen oder an breiten Abrisskanten erfolgen. Dabei entsteht ein Wasserüberschuss in den Quellbereichen. Dieser kann ganzjährig zu hohen Wasserständen in den Kernbereichen der Hang-

brücher führen, was zu dem hydrologisch intakten Hangbruch Typ I führt. Der Wasserüberschuss hemmt den Abbau organischer Substanz. Die Folge ist der Aufbau von Torf. Bei ganzjährig hoher Wassersättigung sind die Torfe schwach zersetzt (Zersetzungsstufe z1).

Im Umfeld der Hangbrücher gehen die Quellwassereinflüsse zurück. So können in den Randbereichen bei sommerlichen Trockenphasen aufgrund der hohen Verdunstung Wasserstandsschwankungen von mehreren Dezimetern vorkommen, was zum hydrologisch intakten Hangbruch Typ II führt. Der Abfluss des Wassers durch die Hanglage und das Wiederversickern des Wassers limitieren das Torfwachstum auf meist unter einem Meter Mächtigkeit.

Wenn die sommerlichen Trockenperioden zu Wasserpegelschwankungen bis tief in den mineralischen Boden mit längeren Phasen der Belüftung der Torfe führen, wird die anfallende organische Substanz stark zersetzt (Zersetzungsstufe z5). Nach GALLUS et al. (2007) können die entwässernde Wirkung von Drainagegräben und die Bodenschutzkalkungen ebenfalls zu stark zersetzten Torfen führen.

Auf den feuchten bis nassen Bereichen der Hangbrücher an den Hängen des Quarzites etablierten sich angepasste Pflanzengesellschaften. Dazu zählen meist Vertreter von sauren, basenarmen Niedermoorstandorten und nur vereinzelt von Hochmoorstandorten (HÖLZER 2015, REICHERT 1975, RUTHSATZ 1999, SCHWICKERATH 1975). Nach DU RIETZ (1954) werden Niedermoore von Mineralbodenwasser gespeist und Hochmoore ausschließlich durch Regenwasser. Das Vorkommen der Hangbrücher an den Quarzithängen ist an das Zuschusswasser von Quellen gebunden. Daher sind die Hangbrücher den Niedermooren zuzuordnen. Wegen der geringen Leitfähigkeit des Quellwassers ist von einer geringen Basensättigung auszugehen (Succow & Joosten 2001). Das Quellwasser ist daher dem Regenwasser ähnlich, sodass sich punktuell auch typische Hochmoorvertreter in den Hangbrüchern etablieren konnten (RUTHSATZ & HOLZ 1997). REICHERT (1973) spricht die Hangbrücher deshalb als oligotrophe Niedermoore an. SCHLOß & WICK (2019) fanden bei ihren Untersuchungen keine Hinweise auf mächtige

Sphagnumtorfe. Sie schlussfolgern daher, dass es im Hunsrück in der Vergangenheit keine Moore, insbesondere keine Hochmoore, mit mehreren Metern Mächtigkeit gab. Daher sind die Torfe überwiegend den Übergangsmoortorfen zuzuordnen, welche Vorkommen von Hochmoor- und Niedermoorvegetation aufgrund saurer und basenarmer Wachstumsverhältnisse umfassen. Die ermittelten Trophiestufen nach Succow & Joosten (2001) stellen die Brücher in den mesotroph-eutrophen Bereich. Wegen der hohen mineralischen Beimengungen in den Torfen und den hohen anthropogenen Stickstoffeinträgen wird Reichert (1973) gefolgt, welcher die Hangbrücher tendenziell den oligotrophen Niedermooren zugeordnet hat.

Alter der Hangbrücher

Bei den geobotanischen Untersuchungen wurden die Torfe auf ihre botanische Zusammensetzung analysiert und Altersdatierungen durchgeführt. ^{14}C - und OSL-Altersdatierungen lieferten die entscheidenden Hinweise auf die Ökologie und Genese der Hangbrücher des Hunsrücks. Nach den Analysen des Klaus-Tschira-Archäometrie-Zentrums haben die untersuchten Sedimentproben ein OSL-Alter in der Feinkornfraktion (Quarz) von 7.460 Jahren BP bis 12.700 Jahren BP im Ried-, Thierch- und Langbruch (Tab. 10). Die Ausnahme stellt der Thranenbruch mit 19.900 Jahre BP und die OSL-Probe im Liegenden des westlichen Riedbruchprofils mit 17.500 Jahren BP dar. Letztere wurde genommen, da nicht klar war, ob die Probe im Riedbruch zwischen 55 bis 75 cm Tiefe u. GOF ausreichend Quarze für eine Altersdatierung beinhaltet. Die OSL-Alter der Grobkornfraktion (Quarz) liegen zwischen 5.000 Jahren BP bis 9.240 Jahren BP im Ried-, Thierch und Langbruch. Das OSL-Alter der Grobkornfraktion (Quarz) im Thranenbruch liegt mit 16.350 Jahren BP höher. Die Sedimentaltersdatierungen zeigen also, dass der mineralische Untergrund zuletzt ausgangs der letzten Eiszeit belichtet wurde, und dann konstant vor UV-Strahlung, wahrscheinlich durch eine organische Auflage abgeschirmt wurde. Mit der Altersdatierung der Großreste konnten verlässliche Radiokohlenstoffalter zur Rekon-

struktion der Hangbruchgenese gewonnen werden (Tab. 10). Die ^{14}C -Alter der untersuchten Großrestproben liegen nach den Analysen des Klaus-Tschira-Archäometrie-Zentrums zwischen 150 Jahre BP bis etwa 3.100 Jahre BP. Die Profile zeigen keinen kontinuierlichen Aufbau. Im Thierchbruch liegt die älteste Probe nahe der Bodenoberfläche und im Langbruch befindet sich die jüngste Probe an der Basis. Die Altersdaten werden als ihr gemessenes ^{14}C -Alter in Jahre BP mit der dazugehörigen Abweichung und den kalibrierten Alterszeitspannen für die untersuchten Brücher dargestellt. Zusätzlich wurde ein Bohrkern im Langbruch entnommen.

Die datierten Großreste an der Basis der Hangbrücher des Hunsrücks liegen in den späteren Kältephasen des Holozäns (Abb. 73). Bei dem westlichen Riedbruchprofil MOR 206 wurde das älteste ^{14}C -Alter von etwa 3.100 Jahre BP gemessen, weitere sind 1600 Jahre alt, welche damit in Kälte Depressionen des Holozäns fallen (Bleicher & Sirocko 2012). Überwiegend beläuft sich das Alter der Torfe auf etwa 350 Jahre oder weniger. So fällt auch die Torfakkumulation im Thranenbruch in die klimatisch kalte Kleine Eiszeit (Alt & Sirocko 2012). Es darf also davon ausgegangen werden, dass in den Kältephasen des Holozäns Torf aufgebaut, und in Wärmephase wieder abgebaut wurde. Damit unterliegen die Hangbrücher einer Dynamik von Torfauf- und -abbauprozessen, die die Einwirkung von holozänen Klimaschwankungen wiedergeben.

Auch der Fichtenanbau führte wahrscheinlich zu einem ausgeglichenen Mikroklima mit zusätzlicher saurer Nadelstreu, was das Torfwachstum begünstigt haben könnte. Das komplexe Zusammenspiel der kälteren Temperaturen und der reduzierten Verdunstung an der Geländeoberfläche durch die schützende geschlossene Fichtengesellschaft wird daher als wahrscheinlich angesehen.

Die ^{14}C -Alter der Hangbrücher sind im Vergleich zu ^{14}C -Alter anderer Hoch- und Niedermoore in Deutschland jung. In der Regel sind die Torfe von Hoch- und Niedermooren an deren Basis etwa 10.000 Jahre alt (Overbeck 1975). Aber die Sedimentaltersdatierungen (OSL) zeigen, dass der mineralische Untergrund der Hangbrücher in Hanglage bereits im frühen Holozän – oder

noch früher – das letzte Mal belichtet wurde. Dies passt damit durchaus in den durch die Literatur belegten Zeitrahmen, daß auch die Entwicklung der Hangbrücher schon nach der letzten Eiszeit eingesetzt haben kann. Auch wenn die ¹⁴C-Altersdatierungen nicht den frühen Beginn des Torfwachstums belegen, sind die Alter der OSL-Datierungen als post quem-Datum des Torfwachstums anzusehen.

Unter Berücksichtigung der Altersunterschiede kann von einem dynamischen Prozess des Torfwachstums und Torfabbaus ausgegangen werden. Dieser kann sich sowohl räumlich unterscheiden (Bsp. Riedbruch) als auch zeitlich, je nach dem wann der Torf Auf- und Abbauprozessen unterlag. Einzelne Daten der ¹⁴C-Analysen mögen auch als „Fehlschüsse“ interpretiert werden. Darunter fällt zum Beispiel die Basisprobe im Langbruch. Die Probe (schwarzes Material) wurde vermeintlich für einen Holzkohlerest gehalten. Die hohen Alter der oberflächennahen Proben im Thierchbruch

(35 cm und 60 cm u. GOF) sind an diesem Ort wahrscheinlich auf Waldkalkungen im letzten Jahrhundert zurückzuführen. Der ¹⁴C-Anteil des ausgebrachten Dolomitkalkes ist aufgrund der Halbwertszeit von 5.730 Jahre (Sirocco et al. 2012) (nahezu) komplett zerfallen. Es ist davon auszugehen, dass die torfaufbauenden Pflanzen zwischen „jungem“ atmosphärischen Kohlenstoff und „altem“ ausgasenden Dolomitkalkkohlenstoff nicht selektieren. Dadurch bauen die Pflanzen „alten“ Kohlenstoff in ihre Strukturen ein. Bei der ¹⁴C-Altersdatierung kommt es dann zu einem Mischsignal zwischen dem tatsächlichen ¹⁴C-Alter durch den Einbau des atmosphärischen Kohlenstoffs und des alten Kohlenstoffs des Dolomitkalkes. Das analysierte ¹⁴C-Alter wäre demnach zu alt. Diese Vermutung legen die benachbarten ¹⁴C-Alter in 27,5 cm, 40 cm, 87,5 cm und 95 cm nahe.

Tabelle 10:

Optisch stimulierte Lumineszenzalter von Sedimenten im Hangenden der Torfe analysiert am Klaus-Tschira-Archäometrie-Zentrum; Altersangaben in Jahren vor heute.

Bruch	Entnahmetiefe in cm	Messung	Alter vor Probenahme	Abweichung in Jahren (±)
Riedbruch, östliches Profil	80 - 100	Feinkorn (4-11 µm) Quartz OSL	11.000	1.000
Riedbruch, östliches Profil	80 - 100	Grobkorn (100-200 µm) Quartz OSL	5.000	1.150
Riedbruch, westliches Profil	55 - 75	Feinkorn (4-11 µm) Quartz OSL	12.700	900
Riedbruch, westliches Profil	55 - 75	Grobkorn (100-200 µm) Quartz OSL	7.400	1.350
Riedbruch, westliches Profil	75 - 100	Feinkorn (4-11 µm) Quartz OSL	17.500	1.350
Riedbruch, westliches Profil	75 - 100	Grobkorn (100-200 µm) Quartz OSL	12.000	2.100
Thierchbruch	150 - 165	Feinkorn (4-11 µm) Quartz OSL	7.460	710
Thierchbruch	150 - 165	Grobkorn (100-200 µm) Quartz OSL	9.240	910
Thranenbruch	85 - 95	Feinkorn (4-11 µm) Quartz OSL	19.900	1.160
Thranenbruch	85 - 95	Grobkorn (100-200 µm) Quartz OSL	16.350	850
Langbruch	75 - 85	Feinkorn (4-11 µm) Quartz OSL	12.400	820
Langbruch	75 - 85	Grobkorn (100-200 µm) Quartz OSL	6.080	790

Tabelle 11:

Radiokohlenstoffalter ausgesuchter Großreste analysiert am Klaus-Tschira-Archäometrie-Zentrum.

Bruch	Material (Pflanzenrest)	Entnahmetiefe in cm u. GOF	¹⁴ C-Alter in Jahren BP	Abweichung in Jahren (±)	Cal 1-sigma	Cal 2-sigma
Riedbruch, östliches Profil	<i>Polytrichum</i>	65	186	24	1666-1950 n. Chr.	1659-1950 n. Chr.
Riedbruch, östliches Profil	<i>Picea</i> (Fichtennadeln)	65	221	22	1653-1950 n. Chr.	1645-1950 n. Chr.
Riedbruch, westliches Profil	<i>Polytrichum</i>	65	3087	24	1406-1303 v. Chr.	1416-1282 v. Chr.
Thierchbruch	<i>Sphagnum</i>	27,5	142	18	1681-1938 n. Chr.	1670-1943 n. Chr.
Thierchbruch	<i>Sphagnum</i> -Stengel	35	1598	20	417-532 n. Chr.	408-535 n. Chr.
Thierchbruch	<i>Sphagnum</i>	40	98	18	1697-1917 n. Chr.	1693-1919 n. Chr.
Thierchbruch	<i>Sphagnum</i>	60	329	22	1513-1634 n. Chr.	1487-1641 n. Chr.
Thierchbruch	<i>Sphagnum</i>	87,5	211	18	1660-1950 n. Chr.	1650-1950 n. Chr.
Thierchbruch	<i>Sphagnum</i> -Stengel und Blättchen	95	24	19	1895-1902 n. Chr.	1712-1909 n. Chr.
Thierchbruch	<i>Rubus-fruticosus</i> -Samen	135	1265	23	690-768 n. Chr.	673-773 n. Chr.
Thranenbruch	<i>Sphagnum magellanicum</i>	27	158	22	1673-1942 n. Chr.	1667-1950 n. Chr.
Thranenbruch	<i>Polytrichum</i>	39	309	22	1522-1642 n. Chr.	1495-1646 n. Chr.
Langbruch	<i>Polytrichum</i> -Stengel	25	227	20	1653-1795 n. Chr.	1645-1950 n. Chr.
Langbruch	<i>Polytrichum</i>	27,5	322	22	1520-1635 n. Chr.	1490-1642 n. Chr.
Langbruch	<i>Eriophorum</i> -Spindeln	35	454	19	1434-1447 n. Chr.	1424-1453 n. Chr.
Langbruch	Kohle	60	76	19	1707-1914 n. Chr.	1695-1918 n. Chr.

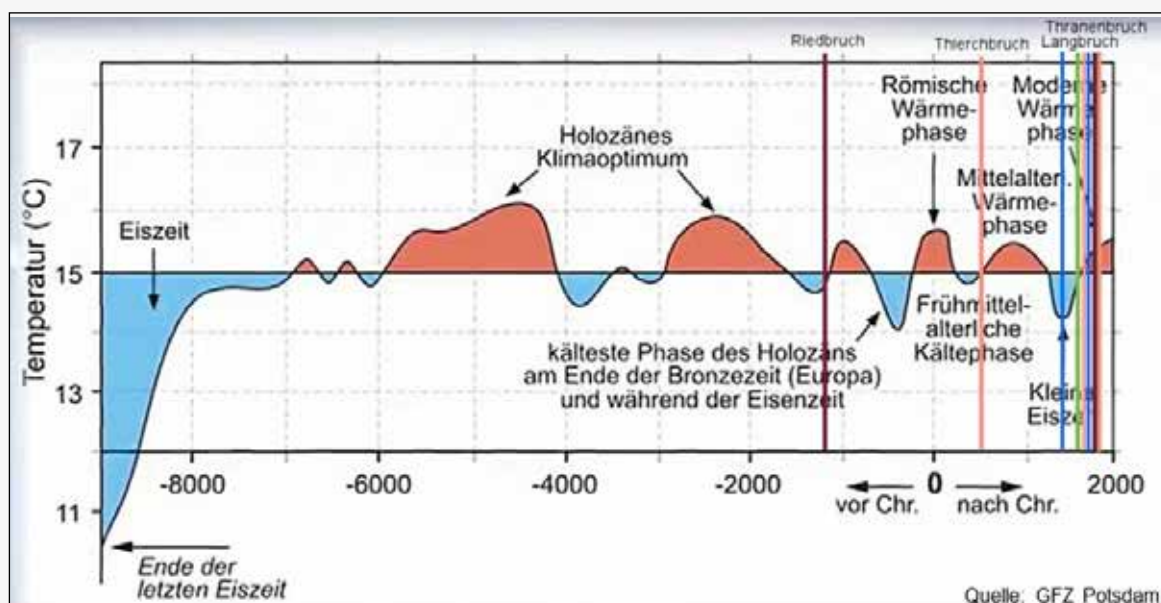


Abbildung 73: Einordnung der 1-Sigma-Kalibrationsalter (¹⁴C) an der Basis der jeweiligen Profile in die Temperaturrekonstruktion des GFZ Potsdam.

Die Untersuchungen der Großrestanalysen und der ^{14}C -Altersdatierung korrelieren gut (HÖLZER 2019). In der Matrix der beiden untersuchten Proben im östlichen Riedbruchprofil MOR 205 wurden Fichtennadeln gefunden. Deshalb waren ^{14}C -Alter von nur wenigen hundert Jahren zu erwarten. Dies betrifft auch Proben des Thierch- und Langbruchs. Wegen der guten Erhaltung von Torfmoosblättchen und Torfmoosstengeln war ein junges Alter von wenigen hundert Jahren BP naheliegend. Im Thranenbruch ergaben die palynologischen Analysen einen Beginn des Hangbruchwachstums ab dem End-Neolithikum oder der frühen Bronzezeit.

Der überwiegende Anteil der Torfmächtigkeiten der Hangbrücher ist demnach in der Kleinen Eiszeit gewachsen. Wie hergeleitet, unterlag die Torfbildung in den Hangbrüchern einem dynamischen Prozess. In den Kältephasen wurde Torf aufgebaut, welcher in den Wärmephasen des Holozäns wieder abgebaut wurde. Bei dem Abbau blieben örtlich Reste älterer Torfbildungen erhalten, die in einer Kältephase erneut überwachsen wurden.

Nach IPCC (2014) wird sich das globale Klima in den nächsten Jahrzehnten erwärmen. Modellrechnungen zeigen für den Hunsrück eine Temperaturzunahme bis zu 5°C und eine Steigerung der Niederschlagssumme von etwa 10% (im Mittel) gegenüber dem Bezugszeitraum von 1971-2000. Unter Berücksichtigung der Clausius-Clapeyron-Gleichung kann wärmere Luft mehr Wasser speichern (KRAUS 2005). Es sind größere Wassermengen durch Verdunstung nötig, um Tröpfchenbildung und damit Niederschläge zu erreichen. Daraus folgt, dass sich bei nahezu unveränderter jährlicher Niederschlagssumme die Niederschlagsverteilung zugunsten weniger, aber stärkerer (Stark-)Niederschläge verändern wird. Für die Hangbrücher sind zukünftig längere (sommerliche) Trockenperioden mit höherer Verdunstung mit entsprechendem Torfabbau anzunehmen. Es ist davon auszugehen, dass die Torfmächtigkeit und die räumliche Ausdehnung der Hangbrücher unter Berücksichtigung des Klimawandels zurückgehen.

Unter Berücksichtigung einer prognostizierten Klimaerwärmung mit längeren Trockenphasen besteht damit aber auch die Gefahr, dass die

Hangbrücher in Zukunft in ihrer Torfmächtigkeit und ihrer räumlichen Ausdehnung zurückgehen, wenn nicht gar verschwinden werden.

Kohlenstoffbilanzierung

Die Basis für die Kohlenstoffberechnung bilden die Informationen zu der Ausdehnung der Moore, die Profilinformatoren aus insgesamt 25 Bodenprofilen und eine detaillierte Bohrstockkartierung der Moore. Wichtigste Profilinformatoren waren dabei die Kohlenstoffgehalte, die Lagerungsdichten und die Mächtigkeiten der einzelnen Horizonte, sowie die Mächtigkeit des gesamten Bodenprofils. Die Kalkulation der relativen Bodenkohlenstoffvorräte (t/ha) der einzelnen Horizonte erfolgte über den Kohlenstoffgehalt (%) multipliziert mit der Lagerungsdichte (g/cm^3) multipliziert mit der Horizontmächtigkeit (cm). Mit Beispieldaten der bodenkundlichen Kartierung des Landesamtes für Bergbau und Geologie in Rheinland-Pfalz (LGB RLP) wurden am Beispiel des Thranenbruches und der Moormächtigkeiten verschiedene geostatistische Interpolationsmethoden (Krigging, Nearest-Neighbour, usw.) verglichen und bewertet. Mit Hilfe der Interpolation sollten die Flächen zwischen den Punkten aus der Bohrstockkartierung mit Informationen (Mächtigkeit, Kohlenstoffgehalte, etc.) gefüllt werden, um somit die Kohlenstoffvorräte der gesamten Moorfläche zu berechnen. Da die sehr heterogenen Moorstrukturen im Hunsrück keine gute Interpolation zuließen (Aussage des LGB-RLP), wurden die Daten des LGB in Flächenformen mit Informationen zu der Bodenform geliefert und die Interpolationsansätze verworfen.

Eine hydrologische Auswertung der Hangmoore erfolgte u.a. mit SAGA GIS. Dieses sind Tools, die sich gut zur hydrologischen Auswertung von kleinen Einzugsgebieten eignen. Die Gewässerstruktur in den Hangbrüchern einschließlich der anthropogen angelegten Gräben, konnte damit gut visualisiert werden (Abb. 74).

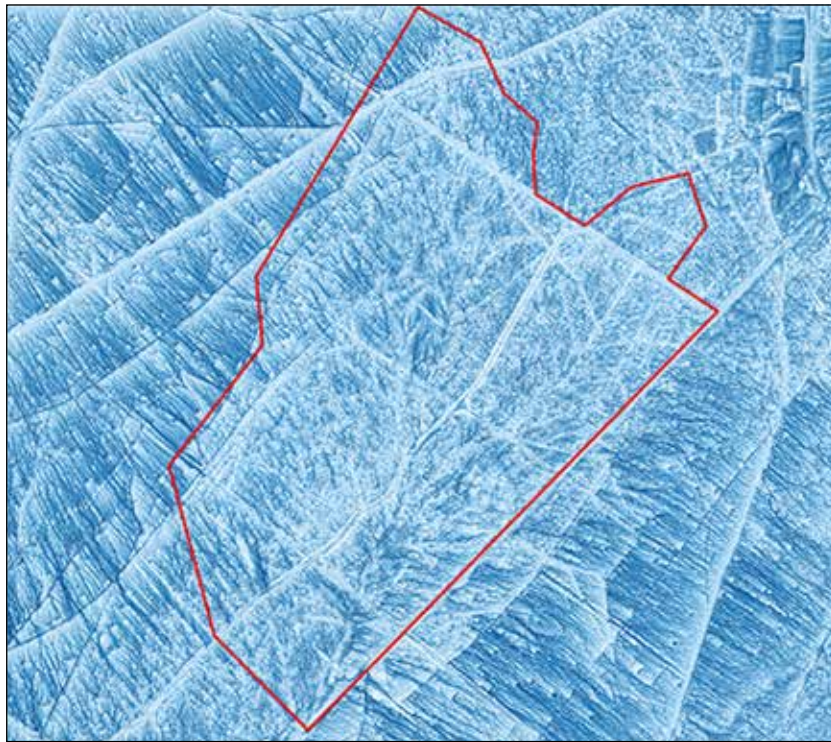


Abbildung 74: Hydrologische Auswertung der Fließwege im Thranenbruch mit SAGA-GIS.

Die Bodenkartierungsdaten wurden zur Flächenberechnung in eine Polygonstruktur überführt. Dabei wurden die Geometrien über die PostSQL/PostGIS-Datenbank korrigiert und manuell in QGIS übernommen. Die sehr heterogenen Moorkomplexe in diesem Gebiet bedingen eine Vielzahl von unterschiedlich großen Polygonen mit verschiedenen Bodenformen (Abb. 75) und damit Mooreigenschaften (Mächtigkeit, Kohlenstoffvorräte etc.).

Für die Berechnung der Kohlenstoffvorräte wurde die etablierte Horizont-Substrat-Kombination (BAURIEGEL 2005; ZAUF T et al. 2010) angewandt (Abb. 76). Dabei werden Punktinformationen aus den Profilen (Kohlenstoffgehalt, Lagerungsdichte, etc.) über bestimmte Kombinationen von Horizonten und Substraten in sogenannte Bodenformen (NRBF, siehe Bericht LGB 2018) gebracht. Die verschiedenen Bodenformen enthalten eine Abfolge von Horizonten (ein idealisiertes Profil), denen bestimmte Eigenschaften aus den Bodenprofilen (25 Bodenprofile mit bodenchemischen und –physikalischen Daten) zugeordnet wurden. Daraus lassen sich für die einzelnen Bodenformen

die relativen Kohlenstoffvorräte kalkulieren. Da die Bodenformen als Flächendaten vorliegen und somit eine bestimmte Flächengröße (als Polygone im shape-Format) besitzen kann über die relativen Kohlenstoffvorräte (t/ha) des gesamten Profils einer Bodenform und deren Ausdehnung (ha) des einzelnen Polygons die absoluten Kohlenstoffvorräte (t) dieser Bodenform in dem Polygon berechnet werden. Die absoluten Kohlenstoffvorräte der verschiedenen Polygone mit den unterschiedlichen Bodenformen eines Moores aufsummiert ergeben den gesamten Kohlenstoffvorrat des Moorgebietes. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass mit Hilfe der Horizont-Substrat-Kombination aus verschiedenen Punkt- und Flächeninformationen weitreichende Aussagen über die Moore gemacht werden können.

In den Hangbrüchern weisen die meisten Torfreste eine starke Zersetzung mit Zersetzungsgraden von h6-h10 (nach VON POST 1922) auf, die aerobe Bedingungen während der Akkumulation von organischem Material bspw. durch den Einfluss von Drainageaktivitäten anzeigen. So geht der zunehmende Zersetzungsgrad immer auch mit

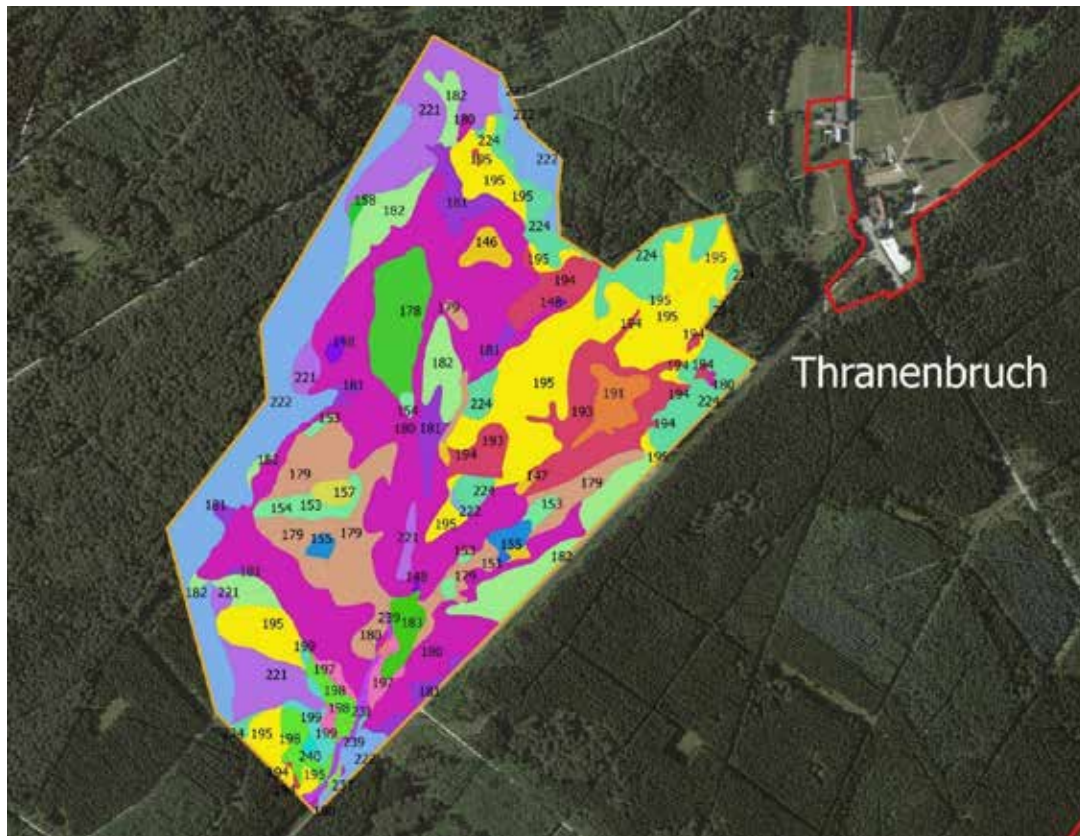


Abbildung 75: Nummern der Bodenformen aus der Bodenkartierung im Thranenbruch.

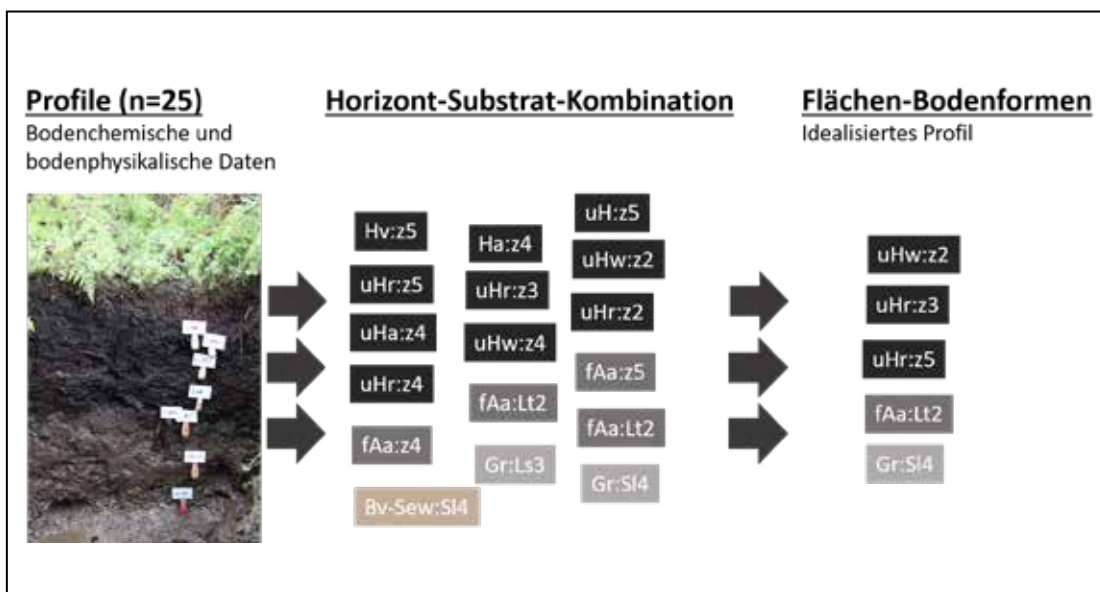


Abbildung 76: Horizont-Substrat-Kombination (nach Bauriegel 2005).

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). Die Entwässerung der Hangbrücher mit nachfolgender Mineralisierung führt zu einer erhöhten Lagerungsdichte der Torfe mit typischen Werten von mehr als $0,15 \text{ g cm}^{-3}$ (LEIFELD et al. 2011; KRÜGER et al. 2016). Nicht entwässerte Moore weisen dagegen Lagerungsdichten unter $0,10 \text{ g cm}^{-3}$ auf (MINKKINEN & LAINE 1998; WÜST-GALLEY et al. 2016; LEIFELD et al. 2011; KRÜGER et al. 2015). 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 Mäch-

tigkeiten der Torfauflagen Kohlenstoffvorräte in den Hangbrüchern berechnen. Mit diesem Ansatz und den Berechnungen der Kohlenstoffvorräte im Boden konnten die gesamten Kohlenstoffvorräte des Ökosystems Hangmoor berechnet werden. Analog zu den kartierten Torfmächtigkeiten sind auch die Kohlenstoffvorräte in den Torfauflagen der Hangbrücher sehr heterogen verteilt (Abb. 77). In den Hangbrüchern überwiegen Flächen mit geringeren Kohlenstoffvorräten zwischen nahezu 0 und 200 t ha^{-1} . 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^{-1} . Kleinststandörtlich wurden in den Hangbrüchern des Hunsrücks Kohlenstoffvorräte bis zu 800 t ha^{-1} festgestellt. Im Vergleich dazu steigen in Finnland mit mächtigeren Torfauflagen die Kohlenstoffvorräte sogar über 1000 t ha^{-1} (MINKKINEN et al. 1999).

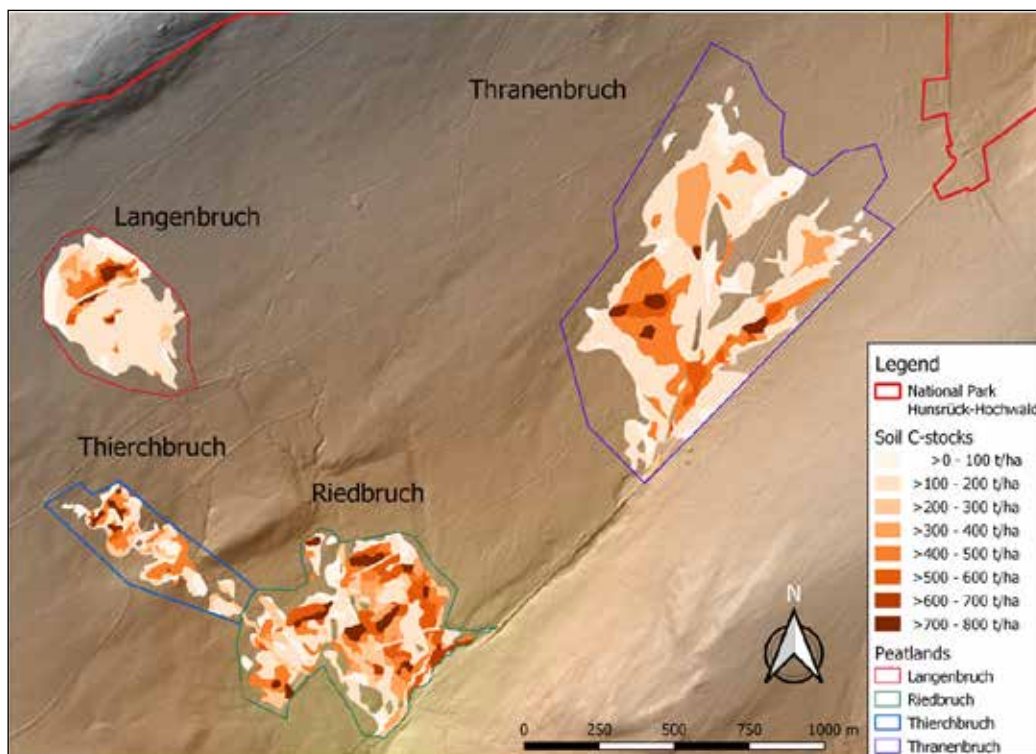


Abbildung 77: Relative Kohlenstoffvorräte (t/ha) der Monitoringstandorte.

Höchste mittlere Kohlenstoffvorräte wurden im naturnahen Riedbruch mit 234 t ha^{-1} gefunden, während der naturferne mit Fichten bestockte Johannbruch im Mittel nur 2 t ha^{-1} Kohlenstoff in der organischen Auflage speichert. Der Johannbruch wird zwar durch staunasse Standorte dominiert, aber wirklich hydromorphe Standortverhältnisse mit Torfauflagen kommen kaum vor. Um auch die Auswirkungen möglicher Entfichtungsmaßnahmen im Zuge von „Renaturierungsarbeiten“ 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 ermittelten Kohlenstoffvorräte der Fichten wurden mit Daten aus der FAWF Datenbank und der Literatur (JACOBSEN et al. 2003) zu typischen Anteilen der anderen Baumkompartimente (Äste, Wurzeln, Reisig, etc.) ergänzt und aufsummiert um den Gesamtkohlenstoffgehalt der Fichtenbiomasse zu bestimmen. Dadurch ließen sich auch die Kohlenstoffvorräte berechnen, die in der Wurzelbiomasse der Fichten (da diese nicht entfernt wurden), auf den entfichteten Flächen verblieben ist (Abb. 78). 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 min-

dern den Kohlenstoffvorrat ja ha 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 Standortsentwässerung als rezente Kohlenstoff-Senken – im borealen Klimagürtel - fungieren können, wenn die laufende Kohlenstoffspeicherung in einer zuwachsenden Baumbiomasse eine mögliche periodische Kohlenstofffreisetzung aus der Torfauflage kompensieren kann.

Des Weiteren wurden die Bodenkohlenstoffvorräte mit den Kohlenstoffmengen der aufstockenden bzw. entfernten Fichte verglichen und die Verluste der Kohlenstoffvorräte durch die Entfichtung auf den Monitoringstandorten kalkuliert (Abb. 79). Im Thranenbruch, in dem im Zuge der „Renaturierungsmaßnahmen“ die aufstockenden Fichten im Kahlschlag genutzt wurden, betragen die durchschnittlichen Kohlenstoffbestände der Fichtenwälder ursprünglich 69 t ha^{-1} . Die Fichtennutzung erfolgte hier durch eine Vollbaumernte, so dass auch der Kohlenstoffvorrat, welcher in den Nadeln, im Reisig und in der Rinde gespeichert sind, 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^{-1} erreichen, doch auch dieser variiert ähnlich wie beim aufstockenden Fichtenbestand entsprechend dem Alter, der Bestockungsdichte und der Ertragsklasse. Wegen der

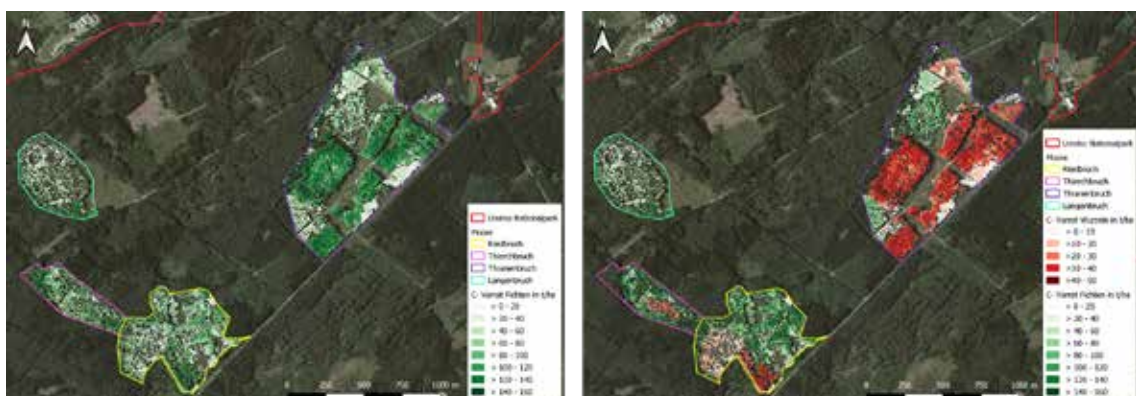


Abbildung 78: Relative Kohlenstoffvorräte (t/ha) der Fichte vor (links) und nach der Entfichtung (rechts).

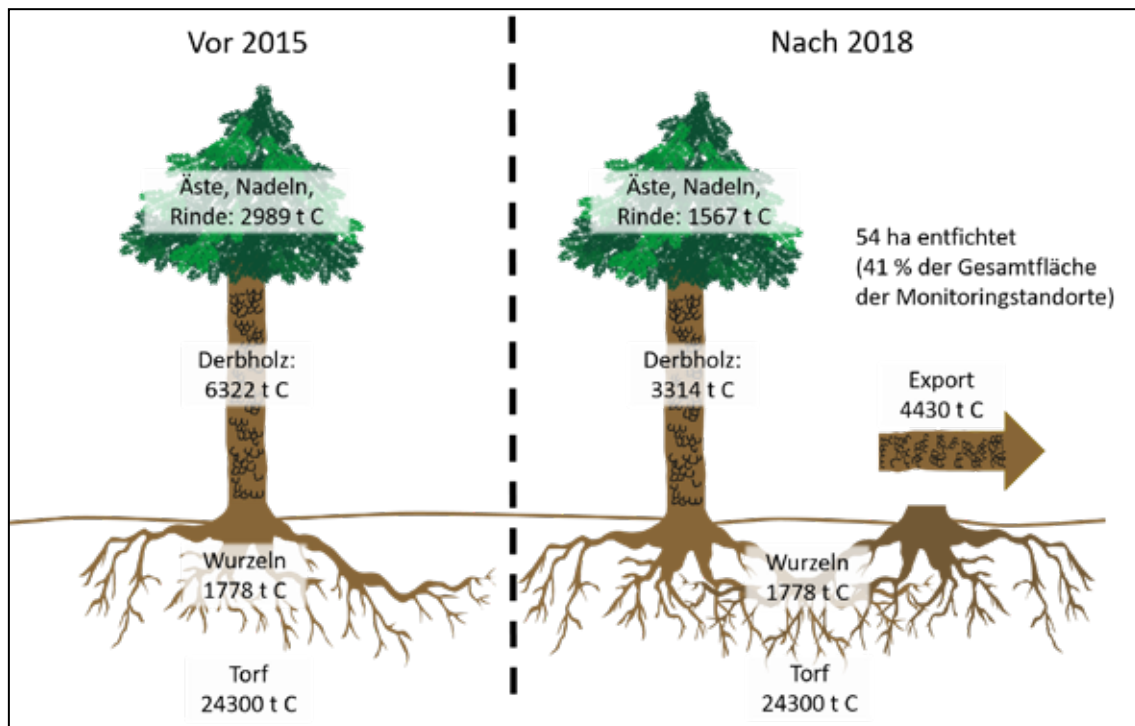


Abbildung 79: Veränderung der absoluten Kohlenstoffvorräte der Monitoringstandorte vor (links) und nach der Entfichtung (rechts) und dem Export aus dem Ökosystem.

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).

Die Entfichtung von 54 ha auf den Monitoringstandorten hat einen Kohlenstoffverlust (Export) von absolut 4430 t zur Folge (Abb. 79) unter der Annahme, dass sich der Kohlenstoffvorrat im Boden und in den Wurzeln nicht verändert. Die Auswirkung der Entfichtung und Wiedervernässung auf diese Kohlenstoffpools wäre Forschungsgegenstand für ein Nachfolgeprojekt.

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 (Tab. 12). Nur ein Viertel oder weniger des Kohlenstoffes ist im aufstockenden Wald gespeichert. Ist ein Hangmoor 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 Johannbruches mit nur 20 % Kohlenstoffvorrat in der organischen Auflage und in den Wurzeln zeigt (Tab. 12).

Die ermittelten Bodenkohlenstoffvorräte für die Monitoringstandorte wurden über eine Extrapolation (auf Basis der Staunässestufenkarte) auf das gesamte Nationalparkgebiet ausgeweitet, um den Gesamtkohlenstoffvorrat der Moore im Nationalpark Hunsrück-Hochwald zu kalkulieren (Abb. 80).

Tabelle 12:

Kohlenstoffvorräte in den Kompartimenten der untersuchten Hangbrücher (verändert nach KRÜGER et al. 2019).

	Fläche [ha]	Kohlenstoffvorrat vor der Entfichtung					Gesamt [t/ha]	Kohlenstoff- entzug durch Fichtenein- schlag [%]
		Organische Auflage [t/ha]	Wurzel- masse [t/ha]	[%]	Stamm- holz [t/ha]	Zweige/ Nadeln [t/ha]		
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
Johannen- bruch	51	2	7	20	24	11	44	0
Total	200	121	9	73	32	15	177	

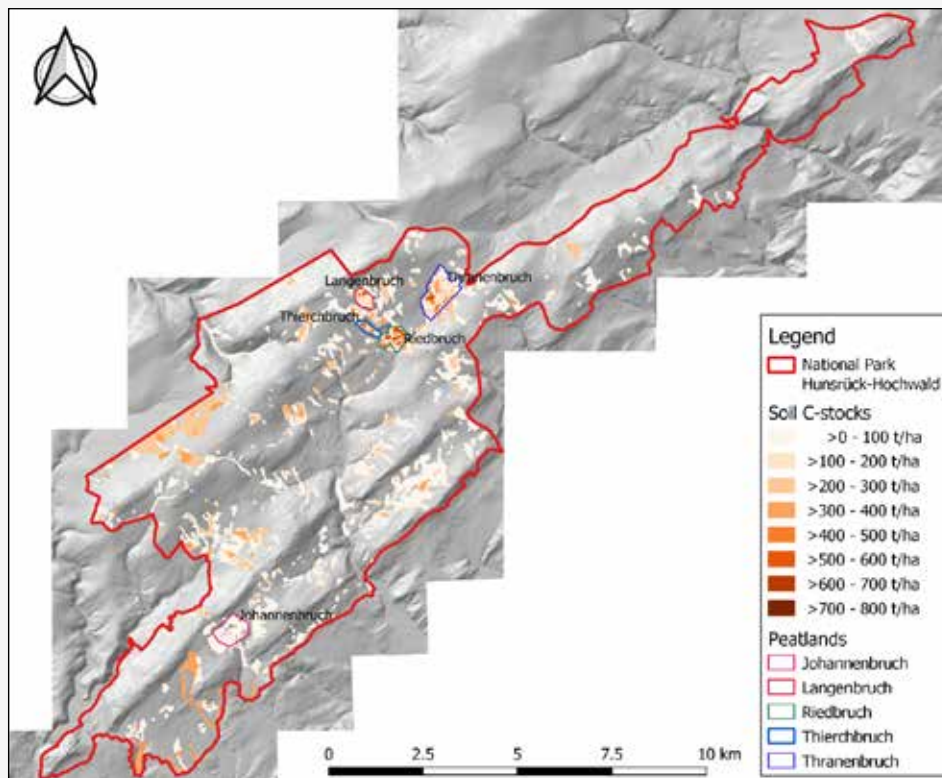


Abbildung 80: Extrapolation der relativen Kohlenstoffvorräte (t/ha) auf das Gebiet des Nationalparks Hunsrück-Hochwald.

Extrapoliert man den Kohlenstoffvorrat der Torfauflagen in den untersuchten Hangbrüchern auf die 1.330 ha (Abb. 80), die allen potentiellen Hangbruchflächen des Nationalparks Hunsrück-Hochwald entsprechen, so wären dort ca. 171.530 t Kohlenstoff gespeichert. Die Entfichtung dieser Hangmoore des Nationalparks hätte einen Verlust von ca. 6189 t Kohlenstoff zur Folge - ohne Berücksichtigung des Substitutionseffektes infolge der Verwendung des genutzten Fichtenholzes in langlebigen Holzprodukten.

Die Hangbrücher des Hunsrücks sind typische Landschaftsmerkmale des Nationalparks Hunsrück-Hochwald, die nicht nur eine große Bedeutung als Kohlenstoffspeicher aufweisen, sondern auch einzigartige Lebensräume mit typischen, vom wechselnden Wasserhaushalt geprägten Vegetationsgesellschaften. Die Torfauflagen konservieren und dokumentieren die Entwicklung dieser Lebensräume, das Klima und den davon abhängigen Wasserhaushalt über mehrere Hundert Jahre.

Gefährdung der Hangbrücher des Hunsrücks durch flächigen Fichteneinschlag

Bei einer großflächigen Nutzung der Fichten im Kahlschlag - wie im Thranenbruch - verändert sich das Kleinklima in den Hangmooren in extremer Weise, da die obere Verdunstungsebene oberhalb der Fichtenkronen nun auf die Ebene der Torfmoose reduziert wird. Die Hangmoore 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 geringeren 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 Hangmoor 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 Torfschicht, wie sie KOPF (2019) im Thranenbruch

gemessen hat. 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 schwankende Grundwasserstände insbesondere bei der Wiedervernässung der organischen Auflagen zu hohen Methanemissionen führen. Damit können degradierende Moore zu Hotspots von Treibhausgasemissionen werden (JUNGKUNST 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 Kohlenstoff-Senke oder zu einer Kohlenstoff-Quelle entwickeln (vgl. MÄKIRANTA et al. 2010; RIGNEY et al. 2018). Das Zurücklassen von leichter zersetzlichem Schlagabraum kann die Rate der Kohlenstofffreisetzung durch eine stärkere Zersetzungsrate auch im darunter liegenden Torfboden erhöhen (MÄKIRANTA et al. 2012; OJANEN et al. 2017). Auch KORKIAKOSKI et al. (2018) 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 CO₂-Emissionen aus der Zersetzung der Rest-Biomasse zu begrenzen.

Erhaltung und Förderung des Lebensraumes „Hangbruch“

Zur Unterstützung der Kohlenstoff-Senkenfunktion muss der Wasserhaushalt der Hangbrücher naturnah erhalten werden, so dass die Torfaufgabe nahezu das ganze Jahr permanent vernässt ist und die Zersetzeraktivitäten gehemmt werden. Ist dies nicht der Fall, obwohl das Potential einen wertvollen Lebensraum als Hangbruch erwarten lässt, so sollte der Wasserdurchfluss gebremst und lineare Wasserflüsse in der Fläche so verteilt werden, dass diese Ökosysteme wiedervernässen

können. Damit soll der ungespannte Grundwasserspiegel flächig und dauerhaft soweit angehoben werden, dass sich eine typische torfbildende Vegetation ansiedeln und ausbreiten kann, und dass die Zersetzung der organischen Substanz gebremst wird.

Bei diesen Maßnahmen zur Erhaltung und Unterstützung des Hangbruch-Lebensraumes wird die günstigste Kohlenstoffbilanz dann erreicht, wenn die auf dem Moor wachsenden Bäume belassen werden (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 (Abb. 81). 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 (Abb. 82).

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 Fichtenadeln und das Feinreisig fallen nur nach und nach zu Boden, da sich der Absterbeprozess der Fichten



Abbildung 81: Moorwald mit Moorbirke (*Betula pubescens*) im Langbruch (Foto: SCHÜLER).

über Jahrzehnte hinzieht. Die schließlich abgestorbenen Fichten bleiben als Totholzgerüst lange unzersetzt auf der Hangmoorfläche stehen. Die Fichtenwurzeln speichern den Kohlenstoff sogar äußerst langfristig, da sie in einer vernässten Torfauflage dauerhaft erhalten bleiben.

Unsere Ergebnisse sind damit ein weiterer Baustein in der globalen Kohlenstoffvorratsberechnung von Mooren. Dabei geben wir einen bedeutenden Beitrag zu Waldmooren in Zentraleuropa, da diese in den Kohlenstoffberechnungen bisher stark unterrepräsentiert sind. Wegen der Bedeutung der Hangmoore als FFH-Lebensraum und ihrer Kohlenstoffspeicherkapazität empfehlen wir ein Management der Moore für die Kohlenstoffspeicherung, bzw. ein Management welches den Kohlenstoffpool erhält, anstatt den Fokus auf die Holzproduktion zu legen. Die Holzproduktionsfunktion der vormaligen Fichtenwälder wird damit durch die Ökosystemdienstleistungen Kohlenstoffspeicherung und Erhaltung des typischen Lebensraumes von Moorwäldern abgelöst.



Abbildung 81: Absterbende und abgestorbene Fichten im nassen Bereich des Riedbruchs (Foto: SCHÜLER).

4. Literatur

- AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover.
- AD-HOC-ARBEITSGRUPPE HYDROGEOLOGIE (2016): Regionale Hydrogeologie von Deutschland. Die Grundwasserleiter: Verbreitung, Gesteine, Lageverhältnisse, Schutz und Bedeutung, Geologisches Jahrbuch A 163. Hannover.
- ALT, K. W. & SIROCKO, F. (2012): Die Kleine Eiszeit – Leben und Sterben im Schatten klimatischer Extremereignisse. In: SIROCKO, F. (Hrsg.) (32012): Wetter, Klima, Menschheitsgeschichte. Von der Eiszeit bis ins 21. Jahrhundert. Darmstadt: 170–175.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1996): Forstliche Standortsaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. Eiching.
- BAURIEGEL, A. (2005): Methoden zur Ableitung und Parametrisierung von flächenbezogenen Profil- und Horizontdaten. Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Humboldt Universität zu Berlin. Diss. Dissertation
- BLEICHER, N. & SIROCKO, F. (2012): Weiträumiger Kulturwandel am Beginn der einsetzenden Abkühlungen Mitteleuropas. In: SIROCKO, F. (Hrsg.) (32012): Wetter, Klima, Menschheitsgeschichte. Von der Eiszeit bis ins 21. Jahrhundert. Darmstadt: 119–123.
- BLOCK, J. (1990): Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten von 1984 – 1989. In: Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz 14: 1–166.
- BLUME, H.-P.; STAHR, K. & LEINWEBER, P. (32011): Bodenkundliches Praktikum. Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler. Heidelberg.
- BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G. W.; HORN, R.; KANDELER, E.; KÖGEL-KNABNER, I.; KRETZSCHMAR, R.; STAHR, K. & WILKE, B.-M. (162010): Lehrbuch der Bodenkunde. Heidelberg.
- BUDDENBAUM, H. (2010). Charakterisierung von Forstbeständen mit Hilfe von Laserscanning und Reflexionsmodellierung. Remote Sensing Department. Trier, Trier University.
- BUNDESMINISTERIUM DER JUSTIZ UND FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001). Berlin und Bonn.
- BÜNTGEN, U. & TEGEL, W. (2011): European tree-ring data and the Medieval Climate Anomaly. In: Pages news 19 (1): 14–15.
- CURT-ENGELHORN-ZENTRUM ARCHÄOMETRIE GGMBH (2019): Lumineszenzdatierung / Echtheit. Internet: http://www.cez-archaeometrie.de/?page_id=231 (28.02.19).
- DEHNER, U.; VOM LEHN, B.; BRAUN, E.; SAUER, S.; STEINRÜCKEN, U. & WIESNER, T. (2014): Moore. Klimawandel in Rheinland-Pfalz. Mainz.
- DEHNER, U. & STEINRÜCKEN, U. (2019): Moor-Kartierung im Hunsrück. Abschlusskolloquium MoorWald Bilanz. Hunsrückhaus Am Erbeskopf. 30.07.2019
- DIN 19683-2 Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat. HBU.
- DIN ISO 10390 Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des pH-Wertes. HBU.
- DIN ISO 10694 Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse). HBU.
- DIN ISO 11277 Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden – Verfahren mittels Siebung und Sedimentation. HBU.
- DIN ISO 11464 Bodenbeschaffenheit – Probenvorbereitung für physikalisch-chemische Untersuchungen (ISO 11464:1994). HBU.
- DIN ISO 13878 Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des Gesamt-Stickstoffs durch trockene Verbrennung. HBU.
- DRÖSLER, M., ADELMANN, W.; AUGUSTIN, J.; BERGMAN, L.; BEYER, C.; CHOJNICKI, B.; FÖRSTER, C.; FREIBAUER, A.; GIEBELS, M.; GÖRLITZ, S.; HÖPER, H.; KANTELHARDT, J.; LIEBERSBACH, H.; HAHN-SCHÖFL, M.; MINKE, M.; PETSCHOW, U.; PFADENHAUER, J.; SCHALLER, L.; SCHÄGNER, P.; SOMMER, M.; THUILLE, A. & WEHRHAN, M. (2013): Klimaschutz durch Moorschutz. Schlussbericht des Vorhabens „Klimaschutz – Moornutzungsstrategien“ 2006 – 2010. Freising.
- DU RIETZ, G. E. (1954): Die Mineralbodenwasserzeiger als Grundlage einer natürlichen Zweigliederung der nord- und mitteleuropäischen Moore. In: Vegetatio 5/6 (1): 571–585.
- FELIX-HENNINGSSEN, P.; SPIES, E.-D. & ZAKOSEK, H. (1991): Genese und Stratigraphie periglazialer Deckschichten auf der Hochfläche des Ost-Hunsrücks (Rheinisches Schiefergebirge). In: Eiszeitalter und Gegenwart 41: 56–69.

- FELIX-HENNINGSSEN, P. (1990): Die mesozoisch-tertiäre Verwitterungsdecke im Rheinischen Schiefergebirge. Aufbau, Genese und quartäre Überprägung. Relief, Boden, Paläoklima. Berlin, Stuttgart.
- FRÖHLICH, C. & METTENLEITER, M. (2004). "Terrestrial laser scanning – new perspectives in 3D surveying." International archives of photogrammetry, remote sensing and spatial information sciences 36(Part 8): W2.
- GALLUS, M., LEY, M.; SCHUBERT, D.; SCHÜLER, G.; SEGGATZ, E. & WERNER, W. (2007): Renaturierung von Hangbrüchern im Hunsrück zur Glättung von Abflussspitzen. In: SCHÜLER, G., GELLWEILER, I. UND SEELING, S. (Hrsg.): Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Nr. 64/07. S. 19-30
- GORECKY, A. (2018): Vegetationskundliche Untersuchung der Hangmoore in der Nationalparkregion Hunsrück-Hochwald. Masterarbeit an der Universität Freiburg, 53 S.
- GORECKY, A. (2019): Vegetationskundlicher Vergleich von Hangbrüchern in unterschiedlichen Erhaltungsstadien. Abschlusskolloquium MoorWaldBilanz. Hunsrückhaus Am Erbeskopf. 30.07.2019
- HARTUNG, J.; ELPELT, B. & KLÖSENER, K.-H. (1985): Statistik. Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik. München.
- HERGERT, A. (2016). GIS-gestützte topographische Analyse im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Fach Umweltfernerkundung und Geoinformatik. Trier, Universität Trier. BSc Umweltgeowissenschaften.
- 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. Mitteilung aus dem Forsteinrichtungsamt Koblenz, Nr. 6, 1-31
- HOFFMANN, D. (1957): Der Einfluß von Bestockungsunterschieden (Baumart, Bestockungsdichte) auf den Wasserhaushalt des Waldes und seine Wasserspende an die Landschaft. In: Abschlussbericht zum DFG-Forschungsvorhaben Ho304
- HOFFMANN, J. (2017): Das LIFE-Projekt „Hangmoore im Hochwald“ im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. In: KREBÜHL, J. (2017) (Hrsg.): Moore schützen!. Denkanstöße 13. Mainz: 6–11.
- HÖLTING, B. & COLDEWEY, W. G. (2013): Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. Berlin und Heidelberg.
- HÖLZER, A. (2010): Die Torfmoose Südwestdeutschlands und der Nachbargebiete. Jena.
- HÖLZER, A. & HÖLZER, A. (2014): Untersuchungen zum Rezentpollenniederschlag im Nordschwarzwald im Bereich der Hornisgrinde. In: standort.wald 48: 63–76.
- HÖLZER, A. (2015): Kartierung der Torfmoose in und um den Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Zwischenbericht für das Jahr 2015. Unveröffentlichtes Gutachten. Jockgrim.
- HÖLZER, A. (2018): Unveröffentlichte Großrestdiagramme des Thranenbruchs, Thierchbruchs und Langbruchs im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Jockgrim.
- HÖLZER, A. (2019): Moose in Bohrkernen als Zeiger für die Entstehungsgeschichte der Brücher im Nationalpark Hunsrück-Hochwald (Rh. Pfalz, Deutschland). Mosses in peat cores as indicators of the history of mires in the Hunsrück-Hochwald national park (Germany). Telma, 49: 53-70
- 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 (Dr. Adam Hölzer und Dr. Siegfried Schloß, beide freiberufliche Experten). Abschlusskolloquium MoorWaldBilanz. Hunsrückhaus Am Erbeskopf. 30.07.2019
- HÖLZER, A. (2019): Mündliche Mitteilung zur Aufbereitung von Großrestproben und zur Interpretation von geobotanischen Daten am 05.04.2019. Jockgrim.
- 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
- 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.

- JACOBSEN, C.; RADEMACHER, P.; MEESEBURG, H. & MEIWES, K.J. (2003): Gehalte chemischer Elemente in den Baumkompartimenten-Literaturstudie und Datensammlung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe B, 69. Jg., S. 92.
- JOOSTEN, H. & CLARKE, D. (2002): wise use of mires and peatlands. background and principles including a framework for decision making. Saarijärvi.
- JOOSTEN, H. & COUWENBERG, J. (2009): Are emission reductions from peatlands MRV-able? **In:** Wetlands International (www.wetlands.org). UN-FCCC meetings in Bonn, 14 S.
- 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).
- KADEREIT, A.; GREILICH, S.; WODA, C. & WAGNER, G. A. (2007): Kaltes Licht aus alten Steinen – Lumineszenzdatierung in der Archäologie. **In:** WAGNER, G. A. (Hrsg.) (2007): Einführung in die Archäometrie. Berlin und Heidelberg: 11–31.
- KARL, S.; BLOCK, J.; SCHÜLER, G.; SCHULTZE, B. & SCHERZER, J. (2012): Wasserhaushaltsuntersuchungen im Rahmen des Forstlichen Umweltmonitorings und bei waldbaulichen Versuchen in Rheinland-Pfalz; Mitteilungen der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Nr. 71/12, 292 S.
- KLAUS-TSCHIRA-ARCHÄOMETRIE-ZENTRUM (2018a): Data Report 14C. Mannheim.
- KLAUS-TSCHIRA-ARCHÄOMETRIE-ZENTRUM (2018b): Report Nr. 18L-005 Lumineszenzdatierung (OSL). Mannheim.
- KNEISEL, CHR. & TRAPPE, J. (2019): Geophysikalische und sedimentologische Untersuchungen an Hangmooren. Abschlusskolloquium MoorWaldBilanz. Hunsrückhaus Am Erbeskopf. 30.07.2019
- KÖNIG, D., EGIDI, H.; HERRMANN, M.; SCHULTHEISS, J.; TEMPEL, M. & ZEMKE, J. (2014/2015): Der Nationalpark Hunsrück-Hochwald – naturräumliche Ausstattung und anthropogene Überprägung. **In:** Koblenzer Geographisches Kolloquium 36/37: 7–42.
- 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
- KOPF, Chr. & SCHÜLER, G. (2019): Entwicklung der Hangbrücher des Hunsrücks in der Vergangenheit und Zukunftsperspektiven. Abschlusskolloquium MoorWaldBilanz. Hunsrückhaus Am Erbeskopf. 30.07.2019
- KORKIAKOSKI, M.; TUOVINEN, J.-P.; PENTTILÄ, T.; SARKKOLA, S.; OJANEN, P.; MINKKINEN, K.; RAINNE, J.; LAURILA, T. & LOHILA, A. (2018): Greenhouse gas and energy fluxes in a boreal peatland forest after clearcutting, *Biogeosciences Discuss.*, <https://doi.org/10.5194/bg-2018-473>, in review.
- KOTTEK, M.; GRIESER, V.; BECK, C.; RUDOLF, B. & RUBEL, F. (2006): World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15 (3): 259–263.
- KRAUS, H. (2005): Die Atmosphäre der Erde. Eine Einführung in die Meteorologie. Berlin und Heidelberg.
- KROMER, B.; LINDAUER, S.; SYNAL, H.-A. & WACKER, L. (2013): MAMS – a new AMS facility at the Curt-Engelhorn-Centre for Achaeometry, Mannheim, Germany. *In: Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B* 294: 11–13.
- KROMER, B. (2007): Radiokohlenstoffdatierung. *In: Wagner, G. A. (Hrsg.) (2007): Einführung in die Archäometrie. Berlin und Heidelberg: 3–10.*
- KRÜGER, J. P.; DOTTERWEICH, M.; KOPF, CHR., SCHÜLER, G. & SCHERZER, J. (2017): Carbon balance of rewetted peatland forests in low mountain range areas, Germany. EGU General Assembly 2017, Wien, Österreich, 23-28 April 2017.
- KRÜGER, J. P.; DOTTERWEICH, M.; KOPF, C.; KNEISEL, C.; TRAPPE, J.; DOTZLER, S.; STOFFELS, J. & SCHÜLER, G. (2017): Kohlenstoffbilanzen von renaturierten Hangmooren im Hunsrück, Rheinland-Pfalz. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Moor und Torfkunde, Hunsrück, Deutschland, 20.-23. September 2017.
- KRÜGER, J. P.; DOTTERWEICH, M.; KOPF, C.; KNEISEL, C.; TRAPPE, J.; DOTZLER, S.; STOFFELS, J. & SCHÜLER, G. (2017): Kohlenstoffbilanzen von renaturierten Hangmooren im Hunsrück, Rheinland-Pfalz. Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 2017, Göttingen, Deutschland, 02.-06. September 2017.
- KRÜGER, J. P. (2018): MoorWaldBilanz – Vorstellung eines Moorkatasters für den Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Nationalpark Akademie, Birkenfeld, Deutschland, 27. August 2018.
- 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): Kohlenstoffvorräte der Hangmoore. Abschlusskolloquium MoorWaldBilanz. Hunsrückhaus Am Erbeskopf. 30.07.2019
- KRÜGER, J.-P.; DOTTERWEICH, M.; SEIFERT-SCHÄFER, A.; HOFFMANN, S.; KOPF, C.; KNEISEL, C.; TRAPPE, J.; DOTZLER, S.; STOFFELS, J. & SCHÜLER, G. (2019): Räumliche Verteilung der Kohlenstoffvorräte in drainierten und wiedervernässten Hangmooren, Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 2019, Bern, Schweiz, 26.-28. August 2019.
- LAINÉ, 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.
- LAMPRECHT, S.; et al. (2017). "A Machine Learning Method for Co-Registration and Individual Tree Matching of Forest Inventory and Airborne Laser Scanning Data." *Remote Sensing* 9(5): 505.
- LAMPRECHT, S. et al. (2015). "aTrunk—An ALS-Based Trunk Detection Algorithm." *Remote Sensing* 7(8): 9975-9997.
- LAMPRECHT, S. et al. (2015). "VecTree—Concepts for 3D modelling of deciduous trees from terrestrial Lidar." *Photogrammetrie-Fernerkundung-Geoinformation* 2015(3): 241-255.
- LAND RHEINLAND-PFALZ UND SAARLAND (2014): Staatsvertrag zwischen dem Land Rheinland-Pfalz und dem Saarland über die Errichtung und Unterhalt des Nationalparks Hunsrück-Hochwald. GVBL RhPf vom 12. Februar 2015, S. 3 Amtsbl. Saarl vom 19. Februar 2015, S. 170.
- LEFSKY, M. A. et al. (2002). "Lidar Remote Sensing for Ecosystem Studies Lidar, an emerging remote sensing technology that directly measures the threedimensional distribution of plant canopies, can accurately estimate vegetation structural attributes and should be of particular interest to forest, landscape, and global ecologists." *BioScience* 52(1): 19-30.
- LEFSKY, M. A. et al. (2005). "Combining lidar estimates of aboveground biomass and Landsat estimates of stand age for spatially extensive validation of modeled forest productivity." *Remote Sensing of Environment* 95(4): 549-558.
- LEHMANN, L. (1986): Hangbrücher bei Morbach und Hochscheid. Erläuterungen zur Bodenkarte 1:5000, Landesamt für Umweltschutz Rheinland-Pfalz, 32 S.
- LEHMANN, L. (1986): Kartierungsbereiche Boden und Gestein. Erläuterungen zur Bodenkarte 1:5.000 vom LSG „Brücher bei Morbach“. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz. Bad Homburg.
- LGB RLP LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU RHEINLAND-PFALZ (2018): Auszug aus der BOFA-Datenbank. Mainz.
- LGB RLP LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU RHEINLAND-PFALZ (2010): Steinland-Pfalz. Geologie und Erdgeschichte von Rheinland-Pfalz. Stuttgart.
- LGB RLP LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU RHEINLAND-PFALZ (2005): Geologie von Rheinland-Pfalz. Stuttgart.
- 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.
- LEIFELD, J. & MENICHETTI, L. (2018): The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nature communications*, 9(1), 1071.
- LILLESAND, T. et al. (2014). *Remote sensing and image interpretation*, John Wiley & Sons.
- LLOYD, C. & ATKINSON, P. (2002). "Deriving DSMs from LiDAR data with kriging." *International Journal of Remote Sensing* 23(12): 2519-2524.
- MÄKIRANTA, P.; RIUTTA, T.; PENTTILÄ, T. & MINKKINEN, K. (2010): Dynamics of net ecosystem CO₂ exchange and heterotrophic 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.
- MARTIN, E. (1984): Der Taunusquarzit im nordöstlichen Soonwald – Analyse eines Kluftwasserspeichers. In: *Mainzer geowissenschaftlicher Mitteilung* 13: 299–355.
- MEYER, A.; TARVAINEN, L.; NOUSRATPOUR, A.; BJÖRK, R. G., ERNFORS, M., GRELL, A. & WALLIN, G. (2013): A fertile peatland forest does not constitute a major greenhouse gas sink. *Biogeosciences*, 10, 7739-7758.
- MILENKOVIC, M. et al. (2015). "Applying Terrestrial Laser Scanning for Soil Surface Roughness Assessment." *Remote Sensing* 7(2): 2007-2045.
- MILTON, E. et al. (2005). *Remote sensing of bog surfaces*, Joint Nature Conservation Committee Peterborough, UK.

- 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.; JAUHAINEN, 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, I. D. et al. (1993). "Modelling environmental heterogeneity in forested landscapes." *Journal of Hydrology* 150(2): 717-747.
- MÜNCH, A. & DITTRICH, I. (2001): Der Wasserhaushalt eines Hunsrück-Moores, simuliert mit dem Modell AKWA-M®. In: *Telma* 31: 211–220.
- NINK, S. et al. (2015). "Assessing the Suitability of Future Multi- and Hyperspectral Satellite Systems for Mapping the Spatial Distribution of Norway Spruce Timber Volume." *Remote Sensing* 7(9): 12009.
- 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.
- O'KELLY, B. et al. (2007). Case study using LIDAR to measure the morphology of a bog. *Proc. International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics*.
- REDMANN M.; MERGER, E.; CHINI, C. & OSSIG, B. (2011): Klimarelevante Effekte bei der Wiederherstellung von Mooren - EU LIFE+ Natur-Projekt in Hunsrück und Eifel - Auftraggeber: Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz; 43 S.;
- OVERBECK, F. (1975): Botanisch-geologische Moorkunde unter Berücksichtigung der Moore Nordwestdeutschlands als Quellen zur Vegetations-, Klima- und Siedlungsgeschichte. Neumünster.
- PARISH, F.; SIRIN, A.; CHARMAN, D.; JOOSTEN, H.; MINAYEVA, T.; SILVIUS, M. & STRINGER, L. (2008): Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change. Main Report. Wageningen.
- PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L. & McMAHON, T. A. (2007): Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. In: *Hydrology and Earth System Sciences* 11: 1633–1644.
- R CORE TEAM (2017): A language and environment for statistical computing. R Foundation für Statistical Computing. Wien. Internet: <https://www.r-project.org/> (04.04.2019).
- REICHERT, H. (1975): Die Quellmoore (Brücher) des südwestlichen Hunsrücks – Eine vegetationskundliche Bestandsaufnahme als Grundlage für die Ausweisung von Naturschutzgebieten und von weiteren flächigen Naturdenkmälern. In: *Beiträge zur Landschaftspflege in Rheinland-Pfalz*, Bd. 3, 2. 101–166
- REICHERT, H. (1973): Das Ochsenbruch bei Börfink. Ein schutzwürdiges Quellmoor im südwestlichen Hunsrück. In: *Mitteilungen der Pollichia* 3 (20): 33–63.
- RHEINLAND-PFALZ KOMPETENZZENTRUM FÜR KLIMAWANDEL FOLGEN (2019a): Hunsrück. Internet: <http://www.kwis-rlp.de/en/anpassungsportal/regionale-informationen/hunsrueck/> (17.04.2019).
- RHEINLAND-PFALZ KOMPETENZZENTRUM FÜR KLIMAWANDEL FOLGEN (2019b): Klimawandel Zukunft. Niederschlag. Hunsrück. Internet: http://www.kwis-rlp.de/en/daten-und-fakten/klimawandel-zukunft/#user_download_pi1-researcharea (17.04.2019).
- RIBBERT, K.-H. (2010): Geologie im Rheinischen Schiefergebirge. Teil 1: Nordeifel. Krefeld.
- 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.
- RITTER, A. (2016): Die Entwicklung der Baumartenzusammensetzung im Nationalpark Hunsrück-Hochwald von 1759 – 2015. Master-Arbeit im Studiengang Umweltplanung und Ingenieurökologie der Technischen Universität München. 173 S.
- 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 Quellmechanismusim „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*. In: *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 38: 1–41.
- 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 Feuchtfelder. In: *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 39: 167–189.
- SACHS, L. (1984): *Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden*. Berlin
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2012): *Umweltgutachten 2012: Verantwortung in einer begrenzten Welt*; 694 Seiten, 49 Abbildungen, ISBN 978-3-503-13898-2
- SCHLOß, S. & HÖLZER, A. (2017): Mündliche Mitteilung bei der Probenahme am 25.10.2017. Jockgrim und Trippstadt.
- SCHLOß, S. (2018): Unveröffentlichte Pollendiagramme des Riedbruchs und Thranenbruchs im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Jockgrim.
- SCHLOß, S. (2019): Mündliche Mitteilung am 14.03.2019. Jockgrim.
- SCHLOß, S. & WICK, L. (2019): Pollenprofile aus dem Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Unveröffentlichtes Gutachten. Jockgrim und Ormlingen.
- SCHÜLER, G. (1989): Kann eine Schutzkalkung die Bodenversauerung aufhalten?. In: *AFZ* 35–36: 974–978.
- SCHÜLER, G. & EISENBARTH, E. (2004): Bodenschutzkalkung mit Agrarflugzeugen oder Helikoptern?. In: *AFZ-DerWald* 4:172–174.
- SCHÜLER, G. (2007): Wasserrückhalt im Wald – Ein Beitrag zum vorbeugenden Hochwasserschutz. In: Schöler, G., Gellweiler, I. und Seeling, S. (Hrsg.): *Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen*. Mitt. aus der Forschungsanstalt f. Waldökologie u. Forstwirtsch. Rheinland-Pfalz, Nr. 64/07. S. 7–20
- SCHÜLER, G. (2012): Waldmoore – im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft. http://moor.naturpark-erzgebirge-vogtland.de/Moore_und_Forstwirtschaft_-_Gebhard_Schuler.pdf
- SCHÜLER, G. (2019): Einführung in das Projekt MoorWaldBilanz. Abschlusskolloquium MoorWaldBilanz. Hunsrückhaus Am Erbeskopf. 30.07.2019
- SCHULTHEIß, J. (2014/2015): Forstliche Entwicklung im zentralen Bereich des Nationalparks Hunsrück-Hochwald seit dem 18. Jahrhundert. In: *Koblenzer Geographisches Kolloquium* 36/37: 43–75.
- SCHWICKERATH, M. (1975): Hohes Venn, Schneifel und Hunsrück. Ein Florengographischer, vegetationskundlicher, bodenkundlicher und kartographischer Vergleich. In: *Beiträge zur Landespflanze in Rheinland-Pfalz* 3: 9–99.
- SIROCKO, F. (2013): *Geschichte des Klimas*. Stuttgart.
- SIROCKO, F.; KROMER, B. & WERNLI, H. (2012): Ursachen von Klimavariabilität in der Vergangenheit. In: SIROCKO, F. (Hrsg.) (2012): *Wetter, Klima, Menschheitsgeschichte. Von der Eiszeit bis ins 21. Jahrhundert*. Darmstadt: 53–59.
- 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.
- SNU RLP STIFTUNG NATUR UND UMWELT RHEINLAND-PFALZ (2019a): EU-LIFE „Hangmoore im Hochwald“. Internet: <https://snu.rlp.de/de/projekte/moore/life-hochwald/> (04.04.2019).
- SNU RLP STIFTUNG NATUR UND UMWELT RHEINLAND-PFALZ (2019b): Das Projekt "Moore" in Rheinland-Pfalz. Internet: <https://snu.rlp.de/de/projekte/moore/life-moore/> (04.04.2019).
- SNU RLP STIFTUNG NATUR UND UMWELT RHEINLAND-PFALZ (2019c): Gebiete. Internet: <https://snu.rlp.de/de/projekte/moore/life-moore/gebiete/> (04.04.2019).
- SØRENSEN, R. et al. (2006). "On the calculation of the topographic wetness index: evaluation of different methods based on field observations." *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 10(1): 101–112.
- SOUTHEE, F. M. et al. (2012). "Application of Lidar terrain surfaces for soil moisture modeling." *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 78(12): 1241–1251.
- STAHR, A. (2014): *Die Böden des Taunuskamms. Entwicklung, Verbreitung, Nutzung, Gefährdung*. München.
- STAHR, A. & BENDER, B. (2007): *Der Taunus. Eine Zeitreise. Entstehung und Entwicklung eines Mittelgebirges*. Stuttgart.
- STOFFELS, J. & NINK, S. (2019): Lidarbasierte Ableitung von Holzvolumen in Nadelwaldbeständen. Abschlusskolloquium MoorWaldBilanz. Hunsrückhaus Am Erbeskopf. 30.07.2019
- 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.
- THIEMEYER, B.; ALBIAC BORRAZ, E.; AUGUSTIN, J.; BECHTOLD, M.; BEETZ, S.; BEYER, C. & FÖRSTER, 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 Undersökningens torvinventering och några av dess hittills vunna resultat. *Sven. Mooskulturföreningens Tidskr.* 37: 1-27.
- WAGNER, W. et al. (2003). "Der Laserstrahl und seine Interaktion mit der Erdoberfläche." *Österreichische Zeitschrift für Vermessung & Geoinformation*, VGI 4(2003): 223.
- WATT, P. & DONOGHUE, D. (2005). "Measuring forest structure with terrestrial laser scanning." *International Journal of Remote Sensing* 26(7): 1437-1446.
- WIBISONO, I.; SILBER, T.; LUBIS, I.R.; RAIS, D.S.; SURYADIPUTRA, N.; SILVIUS, M.; TOL, S. & JOOSTEN, H. (2011): Peatlands in Indonesia's National REDD+ Strategy. Bogor, Wetlands International Indonesia & Ede, Wetlands International Headquarters. 31 ff.
- WICK, L. (2018): Bericht zu den palynologischen Untersuchungen am Profil Johan-nenbruch (BIW 079). Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft in Trippstadt. Ormalin-gen.
- WIKIPEDIA (2019): Datei: Karte Hunsrück.png. Internet: https://de.wikipedia.org/wiki/Datei:Karte_Hunsr%C3%BCck.png (04.04.2019).
- WULDER, M. A. et al. (2012). "Lidar sampling for large-area forest characterization: A review." *Remote Sensing of Environment* 121: 196-209.
- 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.
- XIE, Y. C. et al. (2008). "Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review." *Journal of Plant Ecology-Uk* 1(1): 9-23.
- ZAUF, M.; FELL, H.; GLASSER, F.; ROSSKOPF, N. & ZEITZ, J. (2010): Carbon storage in the peatlands of Mecklenburg-Western Pomerania, north-east Germany. *Mires & Peat*, 6.
- ZEITZ, J.; FELL, H. & ZAUF, M. (2005): Projekt „Entwicklung einer Methode zur Beschreibung flächenrepräsentativer Leitböden der Moore“. Endbericht der 2. Phase des Forschungsvorhabens. Berlin.

Danksagung

Das Projekt MoorWaldbilanz wurde durch den Waldklimafonds gefördert. Den Geldgebern und den Projektträgern, der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung in Bonn und der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. in Gülzow-Prüzen sei für die Förderung und die langjährige vertrauensvolle Zusammenarbeit herzlich gedankt.

Gedankt sei auch allen Projekt- und Verwaltungsmitarbeitern, den Mitarbeitern des Landesamtes für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz sowie allen externen Spezialisten die zum Gelingen des Projektes beigetragen haben.

Auch der Verwaltung des Nationalparks Hunsrück-Hochwald gilt unser Dank für die enge Zusammenarbeit und die Genehmigungen zum Arbeiten im Nationalparkgebiet. Auch die Obere Naturschutzbehörde hat unbürokratisch Ausnahmegenehmigungen zur Unterschung der Naturschutzgebiete „Hangbrücher“ erteilt, auch hierfür ein herzliches Dankeschön.

Bisher sind folgende Mitteilungen aus der *Forschungsanstalt für Waldökologie und forstwirtschaft Rheinland-Pfalz* erschienen und stehen als Download zur Verfügung

85/2020	KOPF Hypothese der Hangbruchgenese im südwestdeutschen Mittelgebirge Hunsrück anhand hydrologischer, pedologischer und geobotanischer Untersuchungen in der Region des Nationalpark Hunsrück-Hochwald ISSN 1610-7705
84/2018	HOHMANN, HETTICH, EBERT, HUCKSCHLAG Evaluierungsbericht zu den Auswirkungen einer dreijährigen Jagdruhe in der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ im Wildforschungsgebiet Pfälzerwald ISSN 1610-7705
83/2018	HUCKSCHLAG Demographisches Großkarnivoren-Monitoring in Rheinland-Pfalz – Monitoringjahr 2017 ISSN 1610-7705
82/2018	AUTORENKOLLEKTIV Biodiversität in Buchenwald-Naturwaldreservaten – 30 Jahre nutzungsfreie Waldentwicklung (Vögel, Pflanzen, Fledermäuse, Käfer, Moose, Flechten, Pilze, Baumstrukturen) ISSN 1610-7705
81/2017	HUCKSCHLAG Demographisches Großkarnivoren-Monitoring in Rheinland-Pfalz – Monitoringjahr 2016 ISSN 1610-7705
80/2017	In Bearbeitung
79//2016	BLOCK, DIELER, GAUER, GREVE, MOSHAMMER, SCHUCK, SCHWAPPACHER, WUNN Gewährleistung der Nachhaltigkeit der Nährstoffversorgung bei der Holz- und Biomassenutzung im rheinland-pfälzischen Wald ISSN 1610-7705
78/2016	BLOCK, GREVE, SCHRÖCK, ZUM HINGSTE Mangantoxizität bei Douglasie ISSN 1610-7705
77/2016	HUCKSCHLAG Demographisches Großkarnivoren-Monitoring in Rheinland-Pfalz – Monitoringjahr 2015 ISSN 1610-7705
76/2016	GREVE Nährstoffversorgung rheinland-pfälzischer Wälder ISSN 1610-7705

75/2016	HUCKSCHLAG Die Großkarnivoren in Rheinland-Pfalz – Hinweise seit Ausrottung der Großkarnivoren bis zum Monitoringjahr 2014 ISSN 1610-7705
74/2015	SEGATZ (Hrsg) Die Edelkastanie am Oberrhein – Aspekte ihrer Ökologie, Nutzung und Gefährdung aus dem EU Interreg IV a Oberrhein-Projekt ISSN 1610-7705
73/2015	GREVE Langfristige Auswirkungen der Waldkalkungen auf den Stoffhaushalt ISSN 1610-7705
72/2012	KARL, BLOCK, SCHULTZE UND SCHERZER Untersuchungen zu Wasserhaushalt und Klimawandel an ausgewählten Forstlichen Monitoringflächen in Rheinland-Pfalz ISSN 1610-7705
71/2012	KARL, BLOCK, SCHULZE UND SCHERZER Wasserhaushaltsuntersuchungen im Rahmen des Forstlichen Umweltmonitorings und bei waldbaulichen Versuchen in Rheinland-Pfalz ISSN 1610-7705
70/2012	BLOCK UND GAUER Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz ISSN 1610-7705
69/2011	MAURER UND HAASE (Hrsg.) Holzproduktion auf forstgenetischer Grundlage. Tagungsbericht 28. Internationale Tagung ARGE Forstgenetik und Forstplanzenzüchtung, 4.-6. November 2009 in Treis-Karden (Mosel)
68/2009	ENGELS, JOCHUM, KRUG UND SEEGMÜLLER (Hrsg.) Käferschäden im Buchenholz: Einbußen und Verwendungsoptionen ISSN 1610-7705
67/2009	PHAN HOANG DONG (Hrsg.) Zum Anbau und Wachstum von Vogelkirsche und Birke ISSN 0931-9662
66/2008	MAURER UND HAASE (Hrsg.) Walnuss-Tagung 2008 ISSN 1610-7705
65/2008	BLOCK (Hrsg.) Forstliche Forschung Grundlage für eine zukunftsfähige Forstwirtschaft ISSN 1610-7705

64/2007	SCHÜLER, GELLWEILER UND SEELING (Hrsg.) Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen ISSN 1610-7705
63/2007	DONG (Hrsg.) Eiche im Pfälzerwald ISSN 0931-9662
62/2007	BÜCKING, MOSHAMMER UND ROEDER Wertholzproduktion bei der Fichte mittels kronenspannungsarm gewachsener Z-Bäume ISSN 0931-9622
61/2007	JAHRESBERICHT 2006 ISSN 1610-7705 ISSN 1610-7713
60/2006	BLOCK UND SCHÜLER (Hrsg.) Stickstoffbelastung der rheinland-pfälzischen Wälder; Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenmaßnahmen im Wald ISSN 1610-7705
59/2006	PETERCORD UND BLOCK (Hrsg.) Strategien zur Sicherung von Buchenwäldern ISSN 0931-9662
58/2006	JAHRESBERICHT 2005 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067
57/2005	SEEGMÜLLER (Hrsg.) Die Forst-, Holz- und Papierwirtschaft in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662
56/2005	JAHRESBERICHT 2004 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067
55/2005	DONG (Hrsg.) Zum Aufbau und Wachstum der Douglasie ISSN 0931-9662
54/2004	DONG (Hrsg.) Kiefer im Pfälzerwald ISSN 0931-9662
53/2004	JAHRESBERICHT 2003 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067

52/2004	MAURER (Hrsg.) Zwei Jahrzehnte Genressourcen-Forschung in Rheinland-Pfalz ISSN 1610-7705
51/2003	JAHRESBERICHT 2002 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067
50/2003	MAURER (Hrsg.) Ökologie und Waldbau der Weißtanne – Tagungsbericht zum 10. Internationalen IUFRO Tannensymposium am 16-20. September 2002 an der FAWF in Trippstadt ISSN 1610-7705
49/2002	MAURER (Hrsg.) Vom genetischen Fingerabdruck zum gesicherten Vermehrungsgut: Untersuchungen zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung forstlicher Genressourcen in Rheinland-Pfalz ISSN 1610-7705
48/2002	JAHRESBERICHT 2001 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067
47/2001	JAHRESBERICHT 2000 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067
46/1999	JAHRESBERICHT 1999 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067
45/1999	DELB UND BLOCK Untersuchungen zur Schwammspinnerkalamität von 1992–1994 in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662
44/1998	JAHRESBERICHT 1998 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067
43/1997	JAHRESBERICHT 1997 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067
42/1997	BÜCKING, EISENBARTH UND JOCHUM Untersuchungen zur Lebendlagerung von Sturmwurfholz der Baumarten Fichte, Kiefer, Douglasie und Eiche ISSN 0931-9662

41/1997	MAURER UND TABEL (Hrsg.) Stand der Ursachenforschung zu Douglasienschäden – derzeitige Empfehlungen für die Praxis ISSN 0931-9662
40/1997	SCHRÖCK (Hrsg.) Untersuchungen an Waldökosystemdauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz – Tagungsbericht zum Kolloquium am 04. Juni 1996 in Trippstadt - ISSN 0931-9662
39/1997	JAHRESBERICHT 1996 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067
38/1996	BALCAR (Hrsg.) Naturwaldreservate in Rheinland-Pfalz: Erste Ergebnisse aus dem Naturwaldreservat Rotenberghang im Forstamt Landstuhl ISSN 0931-9662
37/1996	HUNKE Differenzierte Absatzgestaltung im Forstbetrieb - Ein Beitrag zu Strategie und Steuerung der Rundholzvermarktung ISSN 0931-9662
36/1996	JAHRESBERICHT 1995 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067
35/1995	BLOCK, BOPP, BUTZ-BRAUN UND WUNN Sensitivität rheinland-pfälzischer Waldböden gegenüber Bodendegradation durch Luftschadstoffbelastung ISSN 0931-9662
34/1995	MAURER UND TABEL (Hrsg.) Genetik und Waldbau unter besonderer Berücksichtigung der heimischen Eichenarten ISSN 0931-9662
33/1995	EISENBARTH Schnittholzeigenschaften bei Lebendlagerung von Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i> L.) aus Wintersturmwurf 1990 in Abhängigkeit von Lagerart und Lagerdauer ISSN 0931-9662
32/1995	AUTORENKOLLEKTIV Untersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662
31/1995	JAHRESBERICHT 1994 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067

30/1994	SCHÜLER Ergebnisse forstmeteorologischer Messungen für den Zeitraum 1988 bis 1992 ISSN 0931-9662
29/1994	FISCHER Untersuchung der Qualitätseigenschaften, insbesondere der Festigkeit von Douglasien-Schnittholz (<i>Pseudotsuga Menziesii</i> (Mirb.)Franco), erzeugt aus nicht-wertgeästeten Stämmen ISSN 0931-9662
28/1994	SCHRÖCK Kronenzustand auf Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz - Entwicklung und Einflußfaktoren - ISSN 0931-9662
27/1994	OESTEN UND ROEDER Zur Wertschätzung der Infrastrukturleistungen des Pfälzerwaldes ISSN 0931-9662
26/1994	JAHRESBERICHT 1993 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067
25/1994	WIERLING Zur Ausweisung von Wasserschutzgebieten und den Konsequenzen für die Forstwirtschaft am Beispiel des Pfälzerwaldes ISSN 0931-9662
24/1993	BLOCK Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngungen ISSN 0931-9662
23/1993	HEIDINGSFELD Neue Konzepte zum Luftbildeinsatz für großräumig permanente Waldzustandserhebungen und zur bestandesbezogenen Kartierung flächenhafter Waldschäden ISSN 0931-9662
22/1993	JAHRESBERICHT 1992 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067
21/1992	AUTORENKOLLEKTIV Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen - Zwischenergebnisse aus den Versuchsjahren 1988 - 1991 - ISSN 0931-9662
20/1992	JAHRESBERICHT 1991 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067

19/1991	AUTORENKOLLEKTIV Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Sturm- und Immissionsschäden im Vorderen Hunsrück - "SIMS" - ISSN 0931-9662
18/1991	SCHÜLER, BUTZ-BRAUN UND SCHÖNE Versuche zum Bodenschutz und zur Düngung von Waldbeständen ISSN 0931-9662
17/1991	BLOCK, BOPP, GATTI, HEIDINGSFELD UND ZOTH Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662
16/1991	BLOCK, BOCKHOLT, BORCHERT, FINGERHUT, HEIDINGSFELD UND SCHRÖCK Immissions-, Wirkungs- und Zustandsuntersuchungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz - Sondermeßprogramm Wald, Ergebnisse 1983-1989 ISSN 0931-9662
15/1991	JAHRESBERICHT 1990 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067
14/1990	Block Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten 1984 - 1989 ISSN 0931-9662
13/1990	SCHÜLER Der kombinierte Durchforstungs- und Düngungsversuch Kastellaun - angelegt 1959 - heute noch aktuell ? ISSN 0931-9662
12/1990	JAHRESBERICHT 1989 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067
11/1989	BLOCK, DEINET, HEUPEL, ROEDER UND WUNN Empirische, betriebswirtschaftliche und mathematische Untersuchungen zur Wipfelköpfung der Fichte ISSN 0931-9662
10/1989	Heidingsfeld Verfahren zur luftbildgestützten Intensiv-Waldschadenserhebung in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662
9/1989	JAHRESBERICHT 1988 ISSN 0936-6067

8/1988	GERECKE Zum Wachstumsgang von Buchen in der Nordpfalz ISSN 0931-9662
7/1988	BEUTEL UND BLOCK Terrestrische Parkgehölzschadenserhebung (TPGE 1987) ISSN 0931-9662
6/1988	JAHRESBERICHT 1987 ISSN 0931-9662
5/1988	DIE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT RHEINLAND-PFALZ IM DIENSTE VON WALD UND FORSTWIRTSCHAFT - Reden anlässlich der Übergabe des Schlosses Trippstadt als Dienstsitz am 10.04.1987 - ISSN 0931-9662
4/1987	BEUTEL UND BLOCK Terrestrische Feldgehölzschadenserhebung (TFGE 1986) ISSN 0931-9662
3/1987	BLOCK, FRAUDE UND HEIDINGSFELD Sondermeßprogramm Wald (SMW) ISSN 0931-9662
2/1987	BLOCK UND STELZER Radioökologische Untersuchungen in Waldbeständen ISSN 0931-9662
1/1987	JAHRESBERICHT 1984-1986 ISSN 0931-9662



Rheinland-Pfalz

MINISTERIUM FÜR UMWELT,
ENERGIE, ERNÄHRUNG
UND FORSTEN