

Vegetationsentwicklung in nährstoffarmen Feuchthabitaten Luxemburgs

Hannes Hollenbach¹, Beatrice Biro², Maximilien Oly² & Simone Schneider^{2, 3}

¹ Scharnhorststr. 24, D-24105 Kiel · hannes.hollenbach@posteo.de

² Naturschutzsyndikat SICONA, 12, rue de Capellen, L-8393 Olm · beatrice.biro@siconal.lu · max.oly@siconal.lu · simone.schneider@siconal.lu  <https://orcid.org/0000-0003-3761-2054>

³ Nationalmuseum für Naturgeschichte, 25, rue Münster, L-2160 Luxembourg

Hollenbach, H., B. Biro, M. Oly & S. Schneider, 2025. Vegetationsentwicklung in nährstoffarmen Feuchthabitaten Luxemburgs. *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois* 127: 161-190. <https://doi.org/10.59513/snl.2025.127.161>

Published online 14 October 2025 (ISSN 2716-750X), printed volume 5 December 2025 (ISSN 0404-9620).

Abstract. Despite their legal protection status and the realization of conservation and restoration measures, a continuing decline and degradation of wetland habitats can be observed in Luxembourg. This study examines data from a repeated vegetation monitoring between 2012 and 2024 in five wetland complexes (including fens, wetland meadows and fallow complexes) in northern and western Luxembourg with regard to the development of their species composition and target species in particular, as well as the development of site conditions. Each site was divided into core zones and peripheral zones, in each of which several permanent plots of 1 m² were established using stratified random sampling. For each plot, the occurrence and cover of vascular plants and mosses as well as litter cover and vegetation height were documented. Additionally, soil samples were taken in 2012 and 2025 to analyse pH as well as soil content in phosphorus, potassium, calcium and magnesium. The NMDS plot showed a clear differentiation of vegetation types in the areas with regard to the core zones as well as correlations between vegetation types and development with certain site variables. The effect of site management was also partially reflected in the NMDS plot and in the area-specific decrease in litter cover and vegetation height. However, despite the habitat protection status and nature conservation measures implemented for each site, a general decline in target species across sites has been observed with respect to their core zones. Depending on the site, a decline in different target species has been recorded, which was often accompanied by an increasing cover of disturbance indicating species. In addition, a higher variability in target species cover as well as higher vegetation and litter cover were observed in the peripheral zones, highlighting their essential buffer function in relation to the core zones. Besides the effect of a non-optimised or irregular site management leading to succession processes (fallowing, shrub encroachment), other possible reasons for the ongoing decline of target species include atmospheric nutrient inputs as well as inputs from surrounding areas, unfavourable weather conditions with prolonged periods of low precipitation as a result of climate change or alterations in soil chemistry such as oxidation processes leading to an increased pH. We therefore suggest adjustments in site management in terms of adapted mowing regimes, shrub removal, rewetting processes and targeted species reintroductions, accompanied by an ongoing vegetation monitoring as well as further investigations of potential nutrient sources.

Keywords. Fens, habitat management, sedge, rush and *Nardus* meadows, succession, threatened species, vegetation development, vegetation zonation, wetland conservation.

1. Einleitung

Nährstoffarme Feuchtgebiete des Offenlands stellen Lebensräume zahlreicher spezialisierter, oft bedrohter Tier- und Pflanzenarten dar (Dierßen & Dierßen 2001, Rosenthal & Hölzel 2009, Heinrich-Böll-Stiftung et al. 2023). Ihre Seggen-, Binsen- und Simsen-reiche Vegetation ist sehr vielfältig ausgebildet, ihre Vegetationstypen daher aus vegetationskundlicher und floristischer Sicht äußerst wertvoll (Dierschke & Briemle 2002, Schneider et al. 2024). Darüber hinaus haben Feuchtgebiete eine große Bedeutung aus faunistischer Sicht, vor allem für die Vogelfauna und eine Vielzahl an Insektengruppen (Fartmann 2004). Hervorzuheben ist auch ihre Indikatorfunktion für einen intakten Wasserhaushalt und die zahlreichen Ökosystemleistungen, die von ihnen ausgehen, wie Kohlenstoffspeicherung, Grundwasser-, Hochwasser-, Boden- und Klimaschutz (Tiemeyer et al. 2017, Härdtle 2024).

Aufgrund der großen Bedeutung von Feuchtgebieten für die Biodiversität und als bedeutende CO₂-Senke für den Klimaschutz (Maltby & Barker 2009, Mitsch et al. 2015, Tanneberger 2024) sowie ihrer gleichzeitig starken Bedrohung (Janssen et al. 2016, Finck et al. 2017) gibt es seit Ende des 20. Jahrhunderts auf europäischer und nationaler Ebene vermehrt Bemühungen zu ihrem Schutz (z. B. JOCE 1992, Schneider 2013, Mémorial 2018). Trotz rechtlich greifendem Schutzstatus, Maßnahmen der Erhaltung und Wiederherstellung sowie der Umsetzung einer für diese Vegetationstypen förderlichen Nutzung oder Pflege ist weiterhin ein Rückgang sowie eine schleichende Degradation festzustellen (MECDD 2023, Schneider et al. 2024). Diese zeigt sich in der Abnahme der Artenvielfalt und insbesondere der spezialisierten Arten, die eine dauerhaft gute Wasserversorgung und Nährstoffarmut in Kombination mit bestimmten Bodenreaktionsbedingungen benötigen (Hájek et al. 2007, Krause et al. 2011, Leuschner et al. 2013). Durch den allgemeinen anthropogenen Landschaftswandel, insbesondere infolge der Intensivierung der Landnutzung mit zunehmender Eutrophierung und Entwässerung sowie der

Ausbreitung von Siedlungsgebieten, haben solche Feuchtlebensräume seit dem 19. Jh. im Hinblick auf ihre Ausdehnung und den Erhaltungszustand stetig abgenommen (Krause et al. 2011, Roderfeld 2023). In Luxemburg wurde ein Rückgang zwischen 1962 und 1999 um 82 % festgestellt (Ministère de l'Environnement 2006). Andererseits sind durch die Nutzungsaufgabe viele Bachtäler brachgefallen und infolge einer fortschreitenden Sukzession verbuscht (Schneider et al. 2024). Der bestmöglichen Erhaltung von Feuchtgebietskomplexen kommt somit eine hohe ökologische und hinsichtlich ihrer Ökosystemleistungen ökonomische Wertigkeit zu. Damit diese wertvollen Lebensräume erhalten werden können, sind an die jeweiligen Standortbedingungen angepasste Pflegemaßnahmen erforderlich, deren Effektivität durch ein regelmäßiges Vegetationsmonitoring sowie – abhängig von den Ergebnissen – ggf. Nachjustierung des Pflegemanagements gewährleistet werden kann.

Bei der vorliegenden Arbeit werden die Daten aus einem regelmäßig durchgeführten Vegetationsmonitoring in fünf Feuchtgebietskomplexen im Norden und Westen Luxemburgs hinsichtlich der Entwicklung ihrer Artenzusammensetzung untersucht. Bei den Gebieten handelt es sich um meist von Quellsituationen geprägte Komplexe aus Niedermooren, Zwischenmooren sowie Feuchtwiesen und -brachen einschließlich eines bodenfeuchten Borstgrasrasens. Dabei handelt es sich in Teilen um Lebensraumtypen (LRT) gemäß Anhang I der FFH-Richtlinie (LRT 6230 Borstgrasrasen, LRT 6410 Pfeifengraswiesen, LRT 7140 Übergangs- und Schwingrasenmoore) sowie um Niedermoores, Nassbrachen und Sumpfdotterblumenwiesen (BK10 und BK11, Mémorial 2018). Alle untersuchten Gebiete sind durch das Vorkommen bedrohter Pflanzenarten gekennzeichnet, darunter die nach den Roten Listen Luxemburgs der Blütenpflanzen (Colling et al. 2025) und Moose (Werner 2003, 2011) vom Aussterben bedrohten Arten *Juncus squarrosus* und *Sphagnum warnstorffii* sowie stark gefährdete Arten wie *Scutellaria minor*, *Triglochin palustris* und *Schoenoplectus tabernaemontani* (Abb. 1). Die Ersterfassung der Untersuchungsgebiete



Abb. 1. Im Fokus stehende Zielarten in den fünf Gebieten: a) *Juncus squarrosus*, b) *Sphagnum warnstorffii* mit *S. teres*, c) *Scutellaria minor*, d) *Triglochin palustris*, e) *Eriophorum angustifolium* und f) *Menyanthes trifoliata* (Fotos: S. Schneider, 30.06.2009, 16.06.2018, 13.06.2018, 22.05.2008; b) J.-P. Wolff, 14.05.2025).

fand 2012 statt, wobei in unterschiedlich ausgeprägten Zonen innerhalb der Gebiete in Dauerplots neben der Zusammensetzung und der Struktur der Vegetation auch Bodenvariablen erhoben und in Beziehung zueinander gesetzt wurden (Hollenbach et al. 2014). Die Erfassung der Vegetation wurde seitdem in mehrjährigem Turnus wiederholt, einmalig 2025 auch die der Bodenvariablen. Ziel der Untersuchung ist die Dokumentation der Vegetationsentwicklung in den wertvollen Gebieten, um auf dieser Grundlage Empfehlungen für deren weitere Pflege zur Erhaltung und Förderung auszuarbeiten. In diesem Rahmen wurde folgenden Fragestellungen nachgegangen:

1. Wie hat sich die Vegetationszusammensetzung zwischen 2012 und 2024 in den Kern- und Randzonen verändert und konnte die typische Artenzusammensetzung erhalten werden?
2. Haben sich die Standortbedingungen (Bodenchemie, Streudeckung, Vegetationshöhe) in den Gebieten verändert?

3. Wie haben sich Zielarten und Störzeiger entwickelt?
4. Konnten die Populationen bedrohter Arten in allen Gebieten erhalten werden?

2. Untersuchungsgebiete

2.1. Lage und Standortbedingungen

Die fünf Untersuchungsgebiete Sauerwissen, Fuusswiss, Bruch, Haarzebruch und Rouer liegen im Norden und Westen Luxemburgs (Abb. 2; Tab. 1 in Hollenbach et al. 2014). Es handelt sich um Feuchthabitatrelikte von < 0,5 ha bis ca. 3 ha. Ein Gebiet (Bruch) liegt innerhalb eines Naturschutzgebietes (Mémorial 2014); drei Gebiete (Sauerwissen, Bruch, Rouer) liegen zudem in Natura 2000-Gebieten (Mémorial 2009, Mémorial 2022, Mémorial 2023a, Mémorial 2023b). Alle Untersuchungsgebiete befinden sich in der kollinen bis submontanen Stufe (270–500 m ü. NN). Während die drei Gebiete (Sauerwissen, Bruch, Fuusswiss) im Ösling als Teil des Ardennisch-Rheinischen

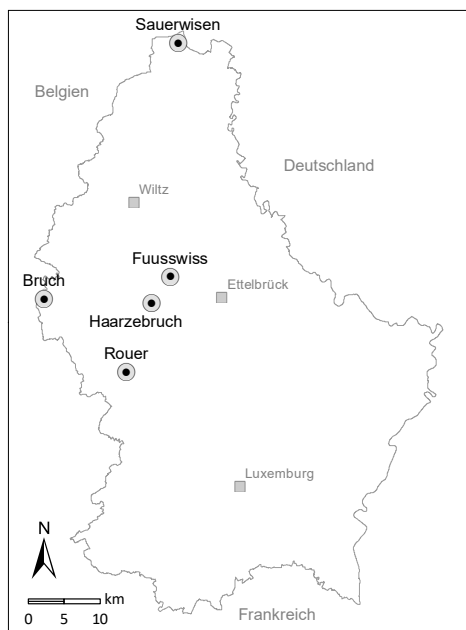


Abb. 2. Lage der Untersuchungsgebiete (Kartengrundlage: Kataster- und Topographieverwaltung, Luxemburg, 2025).

Schiefergebirges durch sauer verwitternde Gesteine des Unterdevon geprägt sind, weisen die beiden Gebiete im Gutland überwiegend basisch verwitternde Substrate der Triasformation (Buntsandstein, Muschelkalk und Keuper) auf (AEF 1995). Die mittleren Jahrestemperaturen nehmen mit abnehmender Meereshöhe von Nord nach Süd zu und betragen innerhalb des Untersuchungszeitraums 8–11 °C; die mittlere jährliche Niederschlagsmenge variierte zwischen 600–1.450 mm (MAAV 2025). Alle untersuchten Gebiete werden von Quellwasser gespeist. In Rouer und Bruch sowie in Teilbereichen von Haarzebruch und Fuusswiss liegen mehr oder weniger stark zersetzte Torfauflagen vor. Im Kernbereich von Rouer weist der Torf eine Mächtigkeit von bis zu vier Metern auf (Schneider 2019, Schittek et al. 2021). In Sauerwisen wurde innerhalb der untersuchten Teilbereiche kein Torf nachgewiesen.

2.2. Vegetation und Pflegemanagement

Kernelement von Sauerwisen (Abb. 3a) ist der letzte in Luxemburg verbliebene Torf-

binsen-Borstgrasrasen mit Vorkommen von *Juncus squarrosus* und weiteren charakteristischen Vertretern bodenfeuchter Borstgrasrasen. Diese verzahnen mit Beständen der Sumpfpippau-Waldbinsen-Wiese und der Flatterbinsen-Gesellschaft sowie in der Sukzession weiter fortgeschrittenen Teilbereichen mit Dominanzgesellschaften einzelner Feuchtwiesen-Arten bis hin zu Weidengebüschen. Bereits seit vor 2012 erfolgt wieder – nach längerem Brachliegen – eine regelmäßige extensive Pflege durch den saisonalen Einsatz von Robustrindern, bereichsweise mit gelegentlicher Nachmahd (Herbst) mit Motorsense und Abtransport des Mahdgutes sowie bereichsweise Entfernung von Gehölzen.

Kennzeichnend für die Kernbereiche von Fuusswiss (Abb. 3b) sind Sumpfpippau-Waldbinsen-Wiesen mit Vorkommen einiger Magerkeits- und Nässezeiger wie *Menyanthes trifoliata* und *Comarum palustre*. Diese gehen in den nährstoffreicheren Teilbereichen in artenärmere Bestände mit *Juncus effusus* und weiter verbreiteten Arten der Feuchtwiesen und Nassbrachen über. Nach langjährigem Brachliegen finden in Fuusswiss seit 2018 wieder Pflegemaßnahmen statt, mit einer einschürigen Mahd mit Mähraupe einschließlich Abtransport des Mahdgutes und Entkusselung.

Die Kernzone von Bruch (Abb. 3c) wird heute vor allem durch die *Filipendula ulmaria*-Gesellschaft sowie kleinräumig bodensauren Kleinseggenrieden (Braunseggen- und Schnabelseggen-Ried) und Waldbinsen-Wiesen mit vereinzelt Vorkommen von Magerkeits- und Nässezeigern wie *Comarum palustre*, *Eriophorum angustifolium*, *Menyanthes trifoliata*, *Valeriana dioica* und *Epipactis palustris* geprägt. Gegenwärtig noch seltener und sehr vereinzelt vorhanden sind Bestände von Torfmoosen, darunter das in Luxemburg nur noch an diesem Fundort vorkommende *Sphagnum warnstorfii*. Umgeben wird die Kernzone vor allem von Mädesüß-Hochstaudenfluren. Bis wenige Jahre vor Beginn des vorliegenden Monitoringprojektes im Jahr 2012 wurden die besonders artenreichen Kernbereiche regelmäßig durch



Abb. 3. a) Ansicht des Gebietes Sauerwisen im Jahr 2017, im Vordergrund der Torfbinsen-Borstgrasrasen in der Kernzone. b) Blick über Fuusswiss. c) Ansicht der infolge von Entbuschungsmaßnahmen wiederaufgelichteten Kernzone im Gebiet Bruch im Jahr 2024. d) Blick von Süden auf das Gebiet Haarzebruch. e) Blick von Westen auf das Gebiet Rouer. Fotos: H. Hollenbach, a) 21.06.2017, b) 18.06.2019, c) 14.06.2024, Luxsense Geodata, Drohnenaufnahmen im Auftrag von SICONA, d-e) 13.06.2018.

Entkusselung und in Teilbereichen durch manuelle Mahd gepflegt. Nach zwischenzeitlichem Brachliegen kam es dort zu einer Ausbreitung von Weidengebüsch. Im Jahr 2015 erfolgte eine Wiederaufnahme des Pflegemanagements mittels Mahd mit Abtransport des Mahdgutes sowie einer Gehölzentfernung, insbesondere in den letzten fünf Jahren.

Die Vegetation im Gebiet Haarzebruch (Abb. 3d) wird zum Großteil von nährstoff-

armen Sumpfpippau-Waldbinsen-Wiesen geprägt, die sich mit kleinflächigen Dominanzbeständen von *Carex rostrata*, *Carex vesicaria*, *Lysimachia vulgaris* verzahnen oder in die Flatterbinsen-Gesellschaft übergehen. Hervorzuheben sind die Vorkommen einiger Torfmoosarten sowie zahlreiche weitere bedrohte Magerkeits- und Nässezeiger, darunter *Eriophorum angustifolium* und *Scutellaria minor*. Bis 1996 unterlag das Gebiet einer intensiven Grünlandnutzung. Seit 2005 wird das Gebiet mit einer Extensiv-

Rinderrasse und an den Standort angepassten Besatzdichte beweidet (Galloways, 2 GVE/ha, April bis Oktober); seit 2023 wird es mit einer achtwöchigen Beweidungspause im Juni und Juli mit Limousin-Rindern beweidet. Bei Bedarf erfolgt seit 2016 eine partiell streifenweise Nachmahd im Herbst mittels Mähraupe und Abtransport des Mahdgutes sowie eine gezielte Gehölz-entfernung.

In Rouer (Abb. 3e) kennzeichnen Kleinseggenriede und Übergänge zu Pfeifengraswiesen die Kernbereiche. Hier finden sich bedeutende Bestände von *Schoenoplectus tabernaemontani* und *Triglochin palustris* sowie weitere Magerkeits- und Nässezeiger. Randlich dominieren Schlankseggen-Riede und Waldsimsen-Wiesen mit unterschiedlich kleinräumigen Dominanzen von *Filipendula ulmaria*, *Phragmites australis* und *Juncus inflexus*. Beide aus zwei getrennten Bewirtschaftungseinheiten bestehende Teilbereiche des Gebietes unterliegen einer extensiven Beweidung mit Pferden. Die Kernzone befindet sich dabei im westlichen Teil, hier findet eine Weidepause im Frühsommer und Nachmahd mittels Mähraupe einschließlich Abtransport des Mahdgutes statt.

Detaillierte vegetationskundliche Beschreibungen der Gebiete Haarzebruch und Rouer können auch den Ausführungen in Schneider (2019) entnommen werden.

3. Methoden

3.1. Untersuchungsaufbau

Bei der Erstuntersuchung im Jahr 2012 fand anhand der Vegetationshöhe und -dichte eine Unterteilung in Kern- und Randzonen statt (Hollenbach et al. 2014). Es wurden für jedes Gebiet zwei Kernzonen sowie zwei bis drei Randzonen ausgewiesen und innerhalb dieser jeweiligen Zonen jeweils stratifiziert-zufällig drei bis sechs (in einem Gebiet sieben) Dauerplots von je 1 m² angelegt (insgesamt 74 Flächen, Tab. 1).

3.2. Vegetationskundliche Erfassung

In den Jahren 2012, 2016, 2017, 2019, 2021 und 2024 erfolgte jeweils im Zeitraum Juni–Juli eine Schätzung der Deckung aller in den Dauerplots auftretenden Gefäßpflanzen- und Moos-Arten anhand der 13-stufigen Londo-Skala (Dierschke 1994). Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach Verloove & van Rossum (2024) (bis auf einige Aggregate), die der Moose nach Hodgetts et al. (2020), die der Syntaxa nach Schneider (2011).

Zur Analyse der Vegetationsstruktur wurden die Streudeckung (Streu, in Prozent) und das 90-Prozent-Perzentil der Vegetationshöhe (P90, in Zentimetern) erfasst. Letzteres gilt als Maß der Höhe unterhalb derer 90 % der oberirdischen Phytomasse eines Bestan-

Tab. 1. Anzahl der Dauerplots in den Untersuchungsgebieten, unterteilt nach Kern (K)- und Randzone (R).

Untersuchungsgebiet	Zone	Anzahl der erfassten Plots pro Jahr	Summe der Vegetationsaufnahmen 2012–2024
Bruch	K	6	36
	R	9	54
Fuusswiss	K	9	54
	R	6	36
Haarzebruch	K	6	36
	R	10	60
Rouer	K	10	60
	R	6	36
Sauerwisen	K	6	36
	R	6	36

des entwickelt sind (Jensen & Meyer 2001, Süss et al. 2011).

3.3. Bodenkundliche Untersuchungen

Im August 2012 wurden an den Außenrändern eines jeden Dauerplots in einer Tiefe von 0–10 cm mit einem Kammerbohrer (Fa. Ejkelkamp, Niederlande) acht bis zehn, bei sehr fluider Bodenkonsistenz bis zu 12 Bodenproben eines Durchmessers von 52 mm entnommen und jeweils zu einer Mischprobe vereint. Anhand der getrockneten und gesiebten Proben wurden folgende bodenchemische Variablen ermittelt: pH-Wert, Phosphor und Kalium, Calcium und Magnesium (pflanzenverfügbare Konzentration). Die detaillierte Vorgehensweise zur Quantifizierung der bodenchemischen Variablen kann Hollenbach et al. (2014) entnommen werden. 2025 erfolgte eine erneute Probenahme sowie deren Analyse nach den gleichen Verfahren wie 2012. Abweichend vom Vorgehen in 2012 erfolgte die Probenahme im Februar und nur in einer zufällig gewählten Stichprobe von zwei Plots je Kernzone sowie zwei (Haarzebruch: drei) Plots in der Randzone jedes Untersuchungsgebietes. Für die weitere Analyse wurden daher nur Bodenproben ausgewählt aus Plots, welche sowohl 2012 als auch 2025 beprobt wurden. Daraus ergibt sich eine Gesamtzahl von 42 Bodenproben, wobei pro Plot jeweils die Ergebnisse aus zwei Bodenproben gemittelt wurden.

3.4. Datenanalyse

Die Aufbereitung der Daten erfolgte in Excel (V.2405, Microsoft Corporation). Zur Auswertung wurden insgesamt 444 Artenlisten von 74 Plots aus sechs Jahren herangezogen. Um für die weitere Verarbeitung durchgehend numerische Deckungswerte zu haben, wurde der niedrigste Wert der verwendeten Londo-Skala „< 1 %“ in 0,5 % umgewandelt. Pro Vegetationsaufnahme wurde die mittlere Deckung der Zielarten und mittlere Deckung der Störzeiger berechnet. Als Zielarten wurden die Kennarten der FFH-Lebensraumtypen Zwischenmoore (LRT 7140) und Borstgrasrasen (LRT 6230) des Offenland-Biotopkatasters Luxemburg (MECB

2025), alle Rote Liste-Arten (Kategorien CR, EN und VU, Werner 2003, 2011, Colling et al. 2025), Arten der Vorwarnliste (Kategorie NT) und weitere Magerkeitszeiger mit einem Ellenberg-Zeigerwert für Stickstoff EIV-N < 4 (Ellenberg et al. 2001) klassifiziert (Tab. 2). Bei der Definition der weiteren Magerkeitszeiger ausgeschlossen wurden Arten mit EIV-N < 4, die aufgrund von dominanzbildenden Eigenschaften gleichzeitig als Störzeiger eingeordnet wurden (bspw. *Deschampsia cespitosa*). Als Störzeiger wurden Arten mit einem Stickstoff-Zeigerwert EIV-N > 7 und Rhizombildner, welche zur Entwicklung von Dominanzen neigen, sowie durchsetzungsstarke, von Weidevieh gemiedene Arten ausgewählt (Tab. 2). Da die Mittelwerte der Deckung der Zielarten und der Störzeiger nicht normalverteilt sind, wurden für die weitere Analyse nur nicht-parametrische Tests verwendet.

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte in RStudio (Version 2024.12.0, Posit) unter Verwendung von R (Version 4.2.2, R Core Team 2022). Für die statistischen Tests wurde das Paket *rstatix* (Kassambara 2023) und für die Ordinationen das Paket *vegan* (Oksanen et al. 2022) verwendet. Die floristische Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit der erfassten Dauerplots wurde mittels einer nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS) dargestellt. Als Datengrundlage für die Ordination wurden nur Daten aus den Jahren 2012 und 2024 aus den Kernzonen der fünf Untersuchungsgebiete verwendet ($n = 74$), da diese die besonders schutzwürdigen Bereiche der Gebiete am besten charakterisieren. Arten, welche nur einmal in diesen Daten vorkamen, wurden aufgrund einer möglichen Verzerrung von der Ordination ausgeschlossen. Zusätzlich zur Artenzahl wurde geprüft, welche der Umweltvariablen Streudeckung (Streu), Vegetationshöhe (P90) sowie der ungewichteten mittleren Ellenberg-Zeigerwerte (mEIV) für Licht, Stickstoff, Reaktion und Feuchte die Varianz der Ordination am besten erklären. Variablen mit $r^2 \geq 0,2$ wurden als Vektoren im Ordinationsdiagramm angezeigt. Bei der Darstellung der NMDS gilt zu beachten, dass die Ordinationsachsen selber nicht interpretierbar sind, sondern das Ergebnis der Dimensionsre-

Tab. 2. Definierte Artengruppen der Zielarten und Störzeiger mit Angabe ihres Rote Liste-Status (Werner 2003, 2011, Colling et al. 2025). Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach Verloove & van Rossum (2024), die der Moose ^(M) nach Hodgetts et al. (2020). CR = vom Aussterben bedroht, EN = stark gefährdet, VU = gefährdet, NT = potentiell gefährdet (Vorwarnliste). Alle nur auf Gattungsebene angegebenen Artgruppen sowie Artaggregate umfassen mehrere Arten, welche potenziell in dem jeweiligen Biototyp auftreten können, jedoch nicht hinreichend sicher bestimmt werden konnten.

	Zielarten	Störzeiger
<i>Achillea ptarmica</i>	<i>Juncus conglomeratus</i>	<i>Aegopodium podagraria</i>
<i>Agrostis canina</i>	<i>Juncus squarrosus</i> (CR)	<i>Agrostis capillaris</i>
<i>Aulacomnium palustre</i> (VU) ^M	<i>Lathyrus linifolius</i>	<i>Agrostis stolonifera</i> agg.
<i>Berula erecta</i> (NT)	<i>Luzula campestris</i>	<i>Alnus glutinosa</i>
<i>Briza media</i>	<i>Luzula multiflora</i> subsp. <i>congesta</i>	<i>Cardamine hirsuta</i>
<i>Calliergon cordifolium</i> ^M	<i>Luzula multiflora</i> subsp. <i>multiflora</i>	<i>Cirsium arvense</i>
<i>Calliergon giganteum</i> (VU) ^M	<i>Lythrum portula</i> (NT)	<i>Deschampsia cespitosa</i>
<i>Calluna vulgaris</i>	<i>Menyanthes trifoliata</i> (VU)	<i>Elytrigia repens</i>
<i>Caltha palustris</i> (NT)	<i>Molinia caerulea</i>	<i>Epilobium angustifolium</i>
<i>Carex canescens</i> (VU)	<i>Philonotis capillaris</i> (NT) ^M	<i>Epilobium hirsutum</i>
<i>Carex demissa</i>	<i>Philonotis caespitosa</i> (VU) ^M	<i>Filipendula ulmaria</i>
<i>Carex echinata</i> (NT)	<i>Plagiomnium elatum</i> (NT) ^M	<i>Galeopsis</i> spec.
<i>Carex flacca</i>	<i>Plagiomnium ellipticum</i> (VU) ^M	<i>Galium aparine</i>
<i>Carex leporina</i>	<i>Plagiomnium medium</i> (EN) ^M	<i>Glyceria fluitans</i>
<i>Carex nigra</i>	<i>Plagiothecium denticulatum</i> var. <i>undulatum</i> (NT) ^M	<i>Holcus lanatus</i>
<i>Carex pallescens</i>	<i>Potentilla erecta</i> (NT)	<i>Holcus mollis</i>
<i>Carex panicea</i>	<i>Ranunculus flammula</i>	<i>Juncus effusus</i>
<i>Carex pilulifera</i>	<i>Riccardia chamedryfolia</i> (EN) ^M	<i>Persicaria amphibia</i>
<i>Carex rostrata</i>	<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> (EN)	<i>Persicaria hydropiper</i>
<i>Cirsium palustre</i>	<i>Scutellaria minor</i> (EN)	<i>Phragmites australis</i>
<i>Comarum palustre</i> (NT)	<i>Sphagnum capillifolium</i> (VU) ^M	<i>Poa trivialis</i>
<i>Dactylorhiza fuchsii</i> (VU)	<i>Sphagnum auriculatum</i> (NT) ^M	<i>Ranunculus repens</i>
<i>Dactylorhiza majalis</i> (NT)	<i>Sphagnum inundatum</i> (EN) ^M	<i>Rubus idaeus</i>
<i>Dactylorhiza</i> spec. (NT-CR)	<i>Sphagnum rubellum</i> (VU) ^M	<i>Rubus</i> sect. <i>Rubus</i>
<i>Danthonia decumbens</i> (VU)	<i>Sphagnum squarrosum</i> (NT) ^M	<i>Rumex obtusifolius</i>
<i>Drepanocladus aduncus</i> ^M	<i>Sphagnum teres</i> (NT) ^M	<i>Salix</i> spec.
<i>Dryopteris carthusiana</i>	<i>Sphagnum warnstorffii</i> (CR) ^M	<i>Senecio ovatus</i>
<i>Epilobium palustre</i> (NT)	<i>Stellaria graminea</i>	<i>Solanum dulcamara</i>
<i>Equisetum palustre</i>	<i>Straminergon stramineum</i> (VU) ^M	<i>Trifolium repens</i>
<i>Eriophorum angustifolium</i> (VU)	<i>Succisa pratensis</i> (NT)	<i>Typha latifolia</i>
<i>Galium saxatile</i>	<i>Triglochin palustris</i> (EN)	<i>Urtica dioica</i>
<i>Galium uliginosum</i>	<i>Valeriana dioica</i> (VU)	
<i>Juncus acutiflorus</i>	<i>Veronica officinalis</i>	
<i>Juncus articulatus</i>	<i>Veronica scutellata</i> (NT)	
<i>Juncus bulbosus</i>	<i>Viola palustris</i> (VU)	

duktion auf den zweidimensionalen Raum darstellen. Allein der Abstand zwischen den Datenpunkten untereinander ist interpretierbar. Die überlagerten Umweltvariablen und Artnamen bilden dabei die Korrelationen mit diesen Punktclustern ab.

Mit dem Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test sowie dem Wilcoxon-Rangsummen-Test wurde für alle Gebiete zusammen überprüft, ob sich die Mittelwerte der Zielartendeckung zwischen den Kern- und Randzonen in 2012 und 2024 signifikant voneinander unterscheiden und ob sie sich innerhalb der Zonierung zwischen 2012 und 2024 signifikant verändert haben. Um die Entwicklung einzelner Zielarten in den Kernzonen genauer zu skizzieren, wurde die Deckung der bedrohten Gefäßpflanzenarten (Kategorien CR, VU und EN) und aller Torfmoose pro Aufnahmejahr und Gebiet gemittelt und für jedes Gebiet graphisch dargestellt. Für eine Reihe ausgewählter Störzeiger wurde ebenfalls die Deckung pro Jahr und Gebiet in der Kernzone gemittelt. Um zu prüfen, ob der Mittelwert der Deckung der Zielarten und der Störzeiger sich im Verlauf der Jahre pro Gebiet und Zonierung verändert hat, wurde der Kruskal-Wallis-Test verwendet. Bei signifikanten Unterschieden wurde der Post-hoc-Test nach Dunn mit Bonferroni-Korrektur angewendet. Für die Streudeckung und das 90-Prozent-Perzentil als Maß der Vegetationshöhe wurden pro Erfassungsjahr, Gebiet und Zone die Mittelwerte berechnet. Die Bodenwerte wurden pro Dauerplot gemittelt und anschließend jeweils der Mittelwert und die Standardabweichung für die Jahre 2012 und 2025 in jedem Gebiet und jeder Zone berechnet.

4. Ergebnisse

4.1. Floristische Ähnlichkeit der Gebiete

Als Ergebnis der NMDS-Ordination (Abb. 4) zur Einordnung der Kernzonen aller Untersuchungsgebiete mit Überlagerung der erhobenen Umwelt- und Vegetationsvariablen wurde eine zweidimensionale Lösung mit einem Stress-Wert von 0,16 akzeptiert. Von den getesteten Umweltvariablen korrelierten die mittlere Feuchtezahl

($r^2 = 0,57$), mittlere Reaktionszahl ($r^2 = 0,56$) und mittlere Lichtzahl ($r^2 = 0,4$) am stärksten mit der Verteilung der Daten. Die drei Vegetationsvariablen, d. h. die Artenzahl pro Plot ($r^2 = 0,23$), die Streudeckung ($r^2 = 0,23$) und die P90-Vegetationshöhe ($r^2 = 0,37$) hingen ebenfalls signifikant mit der Datenverteilung zusammen. Dies galt auch für die mittlere Stickstoffzahl, jedoch war die erklärte Varianz der Daten schwächer ($r^2 = 0,13$) und sie wird deshalb nicht im Ordinationsdiagramm angezeigt.

Das NMDS-Diagramm zeigte eine im Hinblick auf die Kernzonen deutliche Differenzierung der Vegetationstypen in den Gebieten. Rouer war besonders durch Vorkommen lichtliebender Arten gekennzeichnet und die Artenzusammensetzung stand im Zusammenhang mit höheren pH-Werten. Auch Sauerwiesen korrelierte positiv mit dem Lichtvektor, war jedoch durch bodensaure Bedingungen gekennzeichnet. Die Artenzusammensetzung dieses Standortes wies durchschnittlich die geringste Feuchtezahl auf. Am stärksten positiv mit dem Vektor für Feuchte korrelierte die Artenzusammensetzung im Gebiet Bruch, dessen Vegetation durch eine besonders vielfältige Moosvegetation (mit u. a. mehreren *Sphagnum*-Arten) auffiel. Auch die Artenzusammensetzung in Haarzebruch und Fuusswiss korrelierte mit einer hohen Feuchtezahl, jedoch basenärmeren Standortbedingungen. Bei Fuusswiss stand sie zudem in einem positiven Zusammenhang mit dem Faktor Vegetationshöhe.

Die Entwicklung innerhalb der Gebiete von 2012 gegenüber 2024 war variabel und mehrheitlich durch dynamische Veränderungen geprägt. In keinem Gebiet wiesen die verbindenden Vektoren zwischen den Jahren dabei eine einheitliche Richtungstendenz auf. Die Dauerplots der Vegetation in Sauerwiesen zeigten am ehesten eine gerichtete Tendenz und auch die größte Veränderung, welche im Zusammenhang mit höheren Feuchtezahlen und steigender Vegetationshöhe stand. Die Veränderung eines Dauerplots in Sauerwiesen korrelierte jedoch davon abweichend positiv mit der Streudeckung und der Vegetationshöhe sowie negativ mit der Reaktionszahl und der Artenzahl, sodass auch hier keine einheitliche

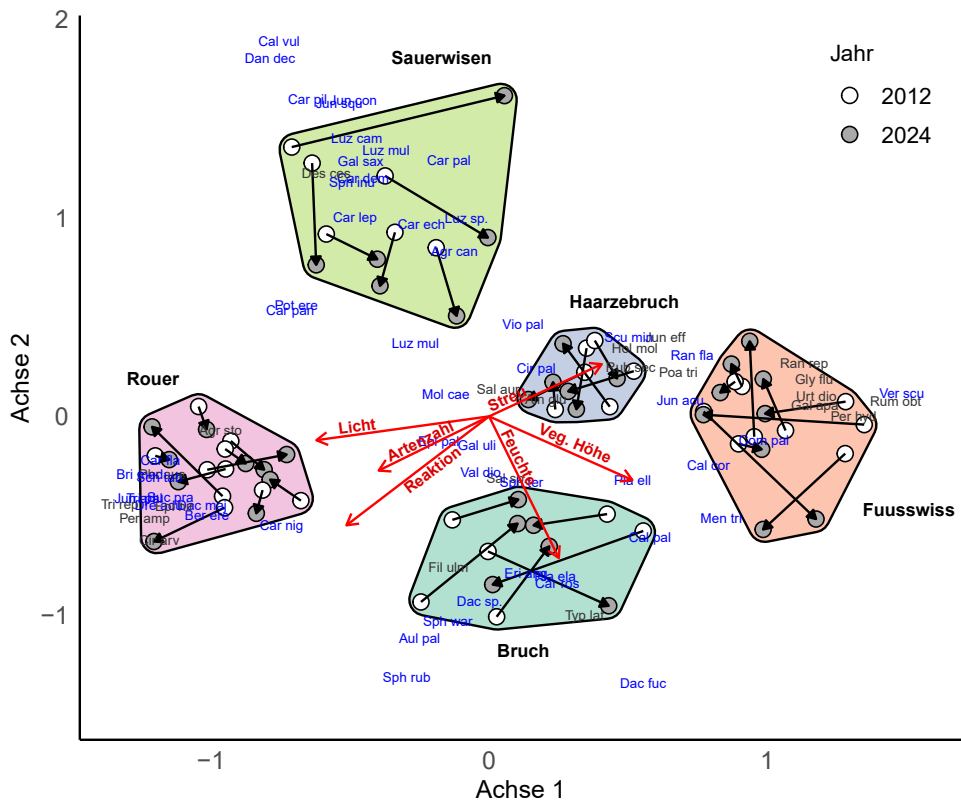


Abb. 4. Zweidimensionales Ordinationsdiagramm der NMDS mit Vegetationsaufnahmen der Dauerplots in den Kernzonen aller Gebiete aus den Jahren 2012 und 2024 ($n = 74$). Die zusammengehörigen Vegetationsaufnahmen derselben Plots aus den Jahren 2012 (weiße Kreise) und 2024 (graue Kreise) sind durch Vektoren miteinander verbunden. Die Vegetationsaufnahmen sind durch farbliche Polygone den Gebieten zugeordnet. Zusätzlich sind Umwelt- und Vegetationsvariablen mit $r^2 \geq 0,2$ (ungewichtete mittlere Ellenberg-Zeigerwerte für Feuchte, Licht und Reaktion, Artenzahl pro Plot, Streudeckung und 90-Prozent-Perzentil P90 als Maß für die Vegetationshöhe) sowie die Pflanzenarten (Zielarten: blau, Störzeiger: grau) dargestellt.

che Entwicklung erkennbar war. Das Gebiet Haarzebruch wies generell die geringste Veränderung der Vegetationszusammensetzung (kürzeste Vektoren) auf.

4.2. Entwicklung der Zielarten und Störzeiger

Beim gebietsübergreifenden direkten Vergleich der mittleren Zielartendeckung in der Kern- und Randzone in den Jahren 2012 und 2024 (Abb. 5) zeigte sich eine signifikante Abnahme in den Kernzonen (Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test: $V_{37, 37} = 615$, $p = 2,217 \times 10^{-5}$, $r = 0,654$). Dabei sank der Median der mittleren Zielartendeckung von

13 % auf 8 %. In der Randzone war auch eine Abnahme des Medians von 10 % auf 7 % zu beobachten; diese war jedoch nicht signifikant (Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test: $V_{37, 37} = 358$, $p = 0,492$, $r = 0,123$). In 2012 lagen die Mediane der mittleren Zielartendeckung in den Kern- und Randzonen noch weiter auseinander; dieser Unterschied war in 2024 hingegen kaum noch vorhanden.

Betrachtet man die Entwicklung der Zielarten sowie Störzeiger in den einzelnen Gebieten über alle Untersuchungsjahre (Abb. 6), zeigte sich eine statistisch signifikante Änderung ausschließlich in einer Abnahme der mittleren Zielartendeckung in der Kern-

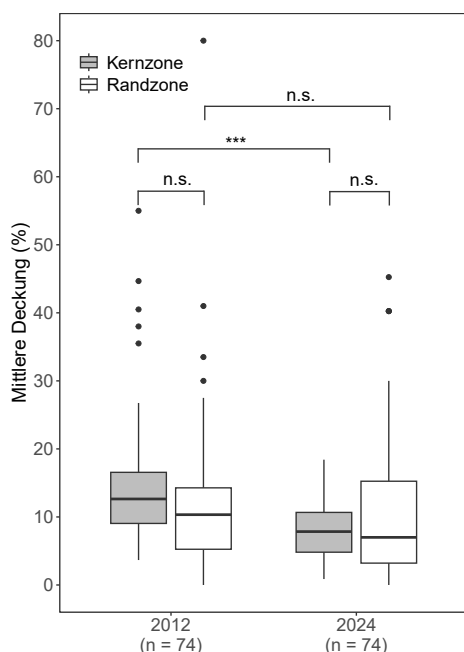


Abb. 5. Mittelwerte der Deckung (%) der Zielarten ($n = 148$) entsprechend der Londo-Skala innerhalb aller Plots der fünf Untersuchungsgebiete in den Jahren 2012 und 2024, unterteilt nach Kern- und Randzone (n.s. = nicht signifikant; *** = hoch signifikant, $p < 0,001$).

zone von Fuusswiss (Kruskal-Wallis Test: $H_{11} = 25,086$, $p = 0,009$), wo der Median der signifikant von 36 % im Jahr 2012 auf 7 % im Jahr 2024 fiel (Dunn-Test mit Bonferroni-Korrektur: $Z = 4,06$, $p_{adj} = 0,003$). In den anderen Gebieten nahmen die mittlere Deckung der Zielarten entweder auch tendenziell ab oder wiesen keine Entwicklungstendenz auf. Auffällig war, dass die Deckung der Zielarten in der Kernzone sich stabiler verhielt und geringere Schwankungen aufwies als in der Randzone, wo sie in Teilen zwar durch höhere Mediane, jedoch auch eine höhere Variabilität gekennzeichnet war. Besonders variabel war die mittlere Zielartendeckung für die Plots in der Randzone von Sauerwisen (Schwankungen zwischen 1 % und 45 % in einzelnen Jahren).

Im Hinblick auf die mittlere Deckung von Störzeigern war in keinem Gebiet, weder in der Kern- noch in der Randzone, eine einheitliche Entwicklungstendenz erkennbar.

Am deutlichsten lag eine solche in der Kernzone von Bruch vor, wo eine Zunahme der Störzeiger stattfand. Der Median der mittleren Störzeigerdeckung stieg dort von 3 % im Jahr 2012 auf 28 % im Jahr 2024. Vergleichsweise war in den Randzonen über die Jahre eher eine Abnahme der mittleren Störzeigerdeckung zu verzeichnen, am deutlichsten in Haarzebruch. Die Störzeiger zeigten in den Randzonen in Bezug auf ihre Deckungen jedoch eine im Vergleich zu den Kernzonen insgesamt höhere Variabilität innerhalb der einzelnen Untersuchungsjahre. Dies galt vor allem für die Randzonen von Bruch und Haarzebruch, wohingegen die Störzeigerdeckungen in den Plots der Randzone von Fuusswiss eine geringe Streuung aufwiesen.

Die meisten bedrohten Zielarten in der Kernzone wiesen die Gebiete Haarzebruch (sechs) und Bruch (sieben) auf. Im Gebiet Bruch fiel insbesondere der Rückgang aller im Gebiet nachgewiesenen Torfmoose bis zu ihrem vollständigen Erlöschen nach 2017 auf (Abb. 7a). Die Mittelwerte der Deckungen der weiteren Arten blieben insgesamt stabil, mit Ausnahme von *Valeriana dioica*, die 2024 innerhalb der Plots nicht erneut nachgewiesen werden konnte. In der Kernzone des Gebietes Haarzebruch nahmen die gefährdeten Zielarten eine relativ geringe Deckung ein und es handelte sich bei mehreren der Arten nur um Einzelfunde, die nicht erneut bestätigt werden konnten (Abb. 7b). Eine negative Entwicklungstendenz konnte bei *Scutellaria minor* und *Viola palustris* dokumentiert werden. Während letztere im Jahr 2024 gegenüber 2021 geringfügig wieder zugenommen hat, fiel die mittlere Deckung von *Scutellaria minor* in diesem Zeitraum auf den niedrigsten Wert seit Beginn der Untersuchung. *Eriophorum angustifolium* konnte in dem letzten Untersuchungsjahr nicht mehr bestätigt werden. Seit 2012 kontinuierlich abgenommen hat *Sphagnum palustre*. Die Art bildete 2012 in drei Plots Dominanzbestände (60–90 %) und konnte 2024 mit vielfach geringerer Deckung (10 % bzw. < 1 %) in nur noch zwei Plots nachgewiesen werden. Über die Jahre insgesamt zugenommen hat hingegen das – allerdings in nur einem Plot vorkommende – Rundliche Torfmoos (*Sphagnum teres*; Anstieg von 20 % auf 70 % mittlere Deckung). Weitere

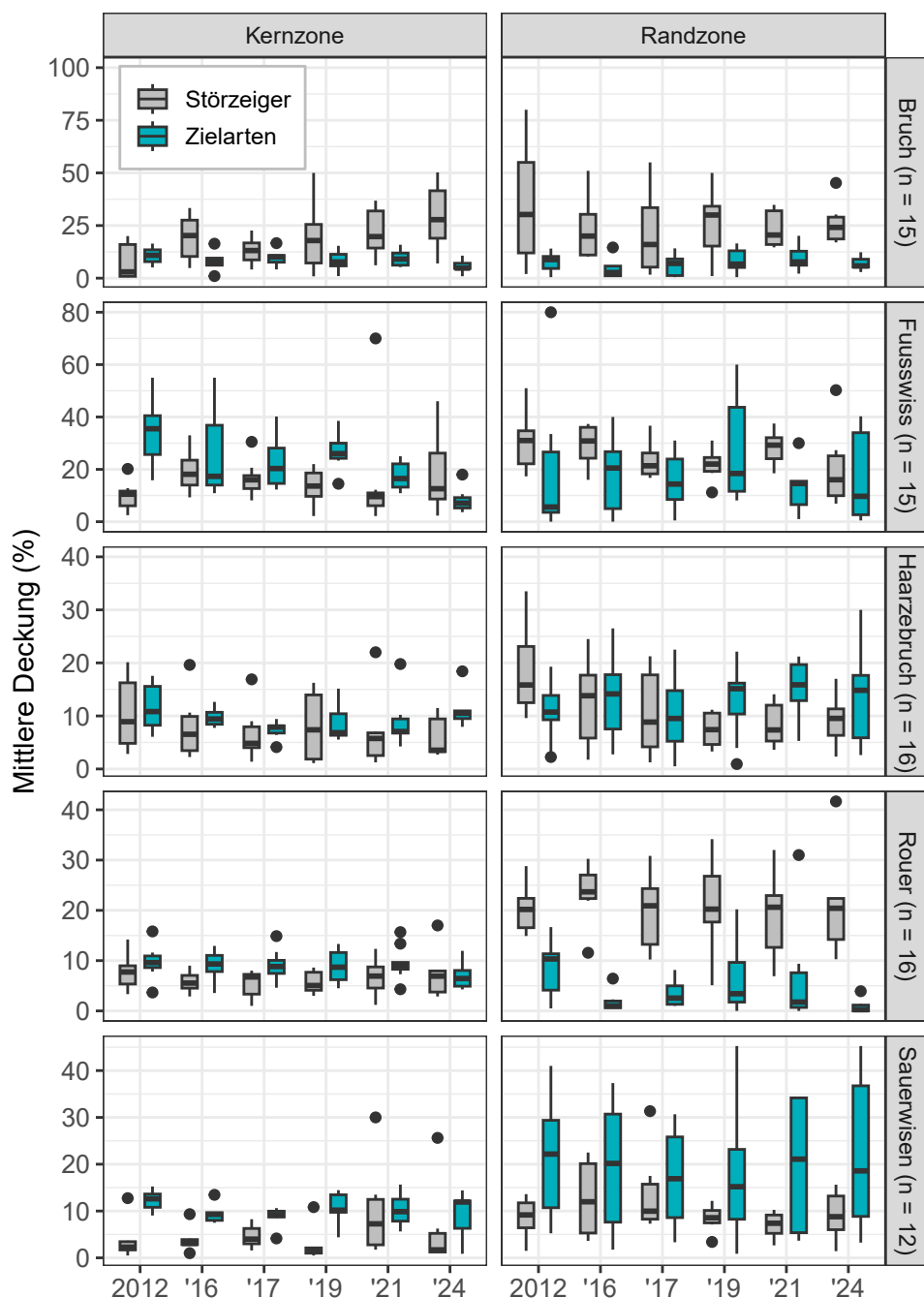


Abb. 6. Vergleich der Mittelwerte der Deckung der Zielarten und Störzeiger in den einzelnen Gebieten von 2012 bis 2024, unterteilt nach Kern- und Randzone. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achse ist zu beachten.

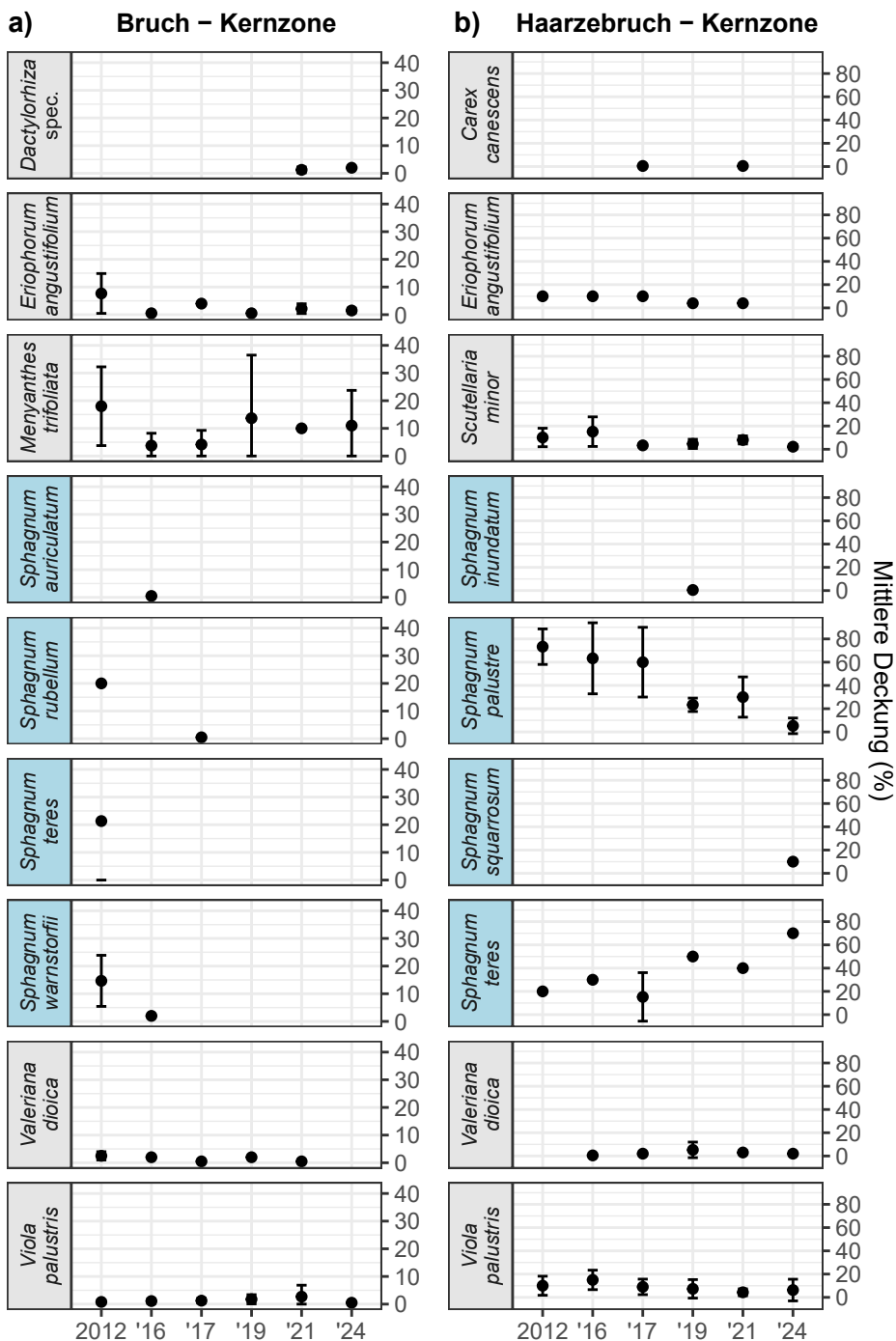


Abb. 7. Entwicklung der mittleren Deckungen aller bedrohten Gefäßpflanzen und aller Torfmoosarten in der Kernzone von a) Bruch (n = 6) und b) Haarzebruch (n = 6). In Blau: Torfmoose. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achse ist zu beachten.

Torfmoosarten (*Sphagnum inundatum* und *S. squarrosum*) konnten bislang nur durch Einzelfunde belegt werden.

In Fuusswiss konnte insbesondere ein erheblicher Rückgang der Deckung von *Menyanthes trifoliata* nach 2017 (von 80 % auf 4 %) dokumentiert werden (Abb. 8a). *Viola palustris* wurde nach 2017 nicht erneut vorgefunden. Einen leichten Deckungszuwachs zeigte *Valeriana dioica*, bei der sich jedoch alle Nachweise auf einen einzigen Plot beschränkten. In Sauerwisen war insbesondere ein kontinuierlicher und starker Rückgang von *Juncus squarrosus* von 28 % (2012) auf etwa 1 % (2024) zu verzeichnen (Abb. 8b). Die Art kam zudem in den Jahren 2012 bis 2021 noch in allen Plots der Kernzone vor und wurde zuletzt in nur noch drei Plots nachgewiesen. Gegenüber 2012 in ihrer Deckung ebenfalls abgenommen hat mit *Danthonia decumbens* (von 10 % auf etwa 1 % Deckung) eine weitere Kennart der Borstgrasrasen. Gegenüber 2012 haben sich die Deckungen von *Sphagnum inundatum* und *Viola palustris* jeweils etwa verdoppelt. In Rouer war nach 2017 ein kontinuierlicher und erheblicher Rückgang von *Triglochin palustris* von 16 % mittlerer Deckung auf 2 % zu verzeichnen (Abb. 8c). Auch die mittlere Deckung von *Schoenoplectus tabernaemontani* nahm kontinuierlich ab, wobei hier zuletzt im Jahr 2024 wieder eine leichte Zunahme zu verzeichnen war. Gegenüber 2012 hat sich die Deckung dieser Art jedoch mehr als halbiert (Rückgang von 36 % auf 16 %).

Elf Störzeiger (*Aegopodium podagraria*, *Deschampsia cespitosa*, *Epilobium angustifolium*, *E. hirsutum*, *Persicaria amphibia*, *Phragmites australis*, *Rubus idaeus*, *Rubus* sect. *Rubus*, *Senecio ovatus*, *Solanum dulcamara*, *Typha latifolia*) wurden nur in einem Gebiet dokumentiert, während vierzehn Störzeiger (*Agrostis stolonifera* agg., *Alnus glutinosa*, *Cardamine hirsuta*, *Filipendula ulmaria*, *Galeopsis* spec., *Galium aparine*, *Glyceria fluitans*, *Juncus effusus*, *Holcus mollis*, *Poa trivialis*, *Ranunculus repens*, *Rumex obtusifolius*, *Salix* spec., *Urtica dioica*) in drei oder mehr Gebieten auftraten (Abb. 9 & 10). Die höchste Anzahl an Störzeigern (neunzehn) kam in Sauerwisen, die geringste

in Bruch (elf) vor. Im Gebiet Bruch konnte eine starke Zunahme der Deckung von *Filipendula ulmaria* beobachtet werden (Abb. 10a). Eine vorübergehende Zunahme der Gehölze (*Salix* spec., *Alnus glutinosa*) wurde insbesondere in zwei Gebieten (Fuusswiss, Haarzebruch) festgestellt (Abb. 9a, b). Im Gebiet Haarzebruch war seit 2012 ein kontinuierlicher Rückgang von *Juncus effusus* von 45 % auf 10 % zu verzeichnen (Abb. 9a). In Rouer und in Sauerwisen zeigte die Mehrheit der Störzeiger eine weitgehend stabile Deckung (Abb. 10b, c).

4.3. Entwicklung der Vegetationshöhe und Streudeckung

Die Vegetationshöhe war in den Randzonen mehrheitlich größer als in den Kernzonen; am deutlichsten war dies in den Gebieten Rouer und Sauerwisen (Abb. 11a). Weniger deutlich waren die Unterschiede in den anderen drei Gebieten, wo zwar ebenfalls tendenziell eine höhere Vegetation in den Randzonen bestand, welche jedoch nicht in allen Untersuchungsjahren gleich ausgeprägt war. Eine tendenziell geringe Zunahme der Vegetationshöhe zeigte sich in der Kernzone des Gebietes Haarzebruch, wohingegen sie in der Randzone geringfügig abnahm. In den drei weiteren Gebieten lag in mehreren Jahren eine stärkere Variabilität vor, in Bruch vor allem in den Jahren 2016 bis 2021, im Gebiet Haarzebruch in den Jahren 2016 und 2017, jeweils in den Randzonen.

Anders als bei der Vegetationshöhe verlief die Entwicklung der Streudeckung in den Kern- und Randzonen größtenteils analog (Abb. 11b). Die Streudeckung wies zum überwiegenden Teil sowohl in der Kern- als auch in der Randzone innerhalb der Jahre eine hohe Variabilität auf. Davon abweichend war in Rouer über den gesamten Untersuchungszeitraum die Streudeckung der Kernzone sehr niedrig (durchschnittlich 8,8 %), bei einer gleichzeitig geringen Variabilität und dem gegenüberstehend deutlich höheren und unterschiedlicher verteilten Mittelwerten in der Randzone (25–73 %). Die Streudeckung war auch in Bruch und Sauerwisen in der Randzone etwas höher als in der Kernzone. Im zeitlichen Vergleich

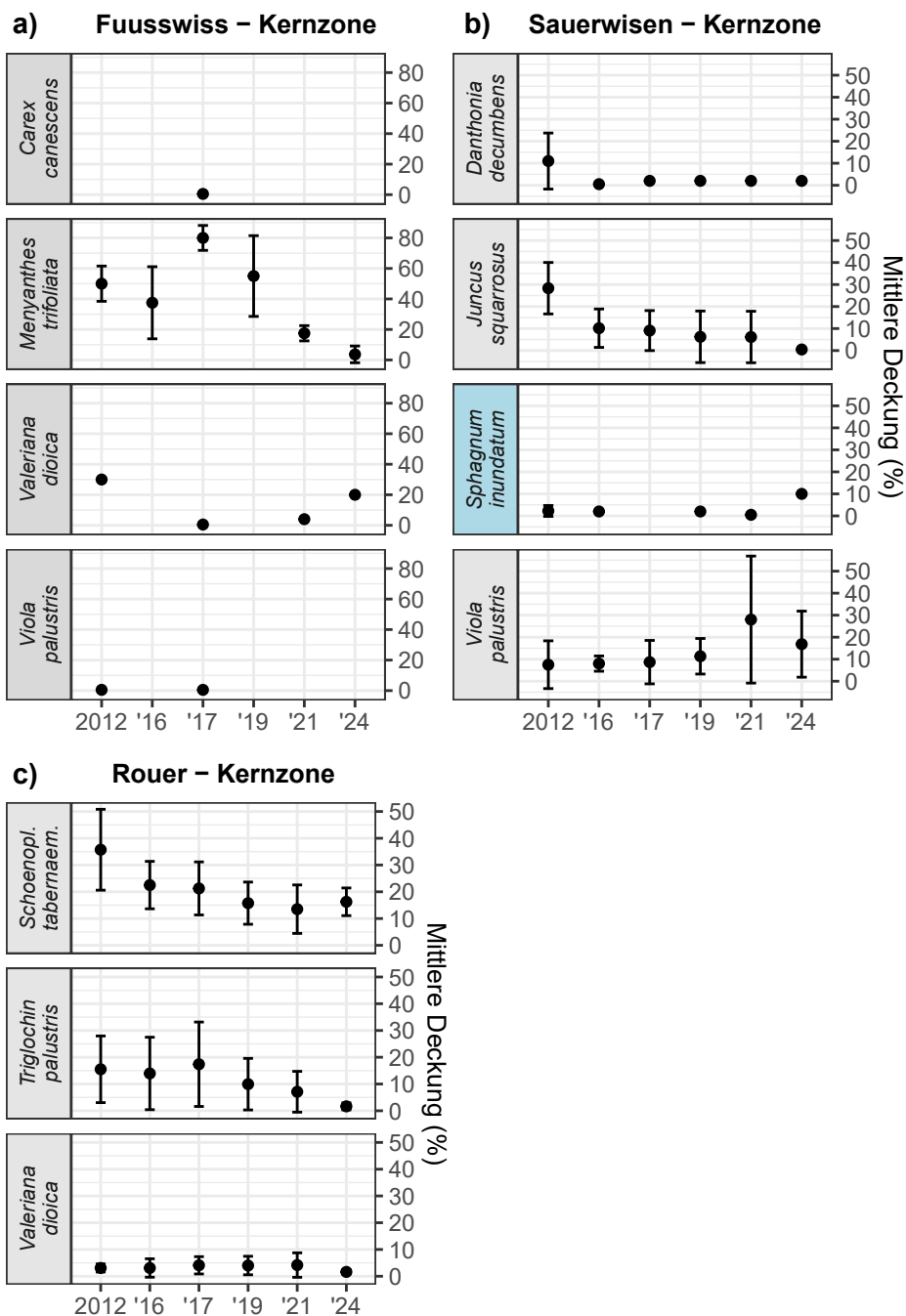
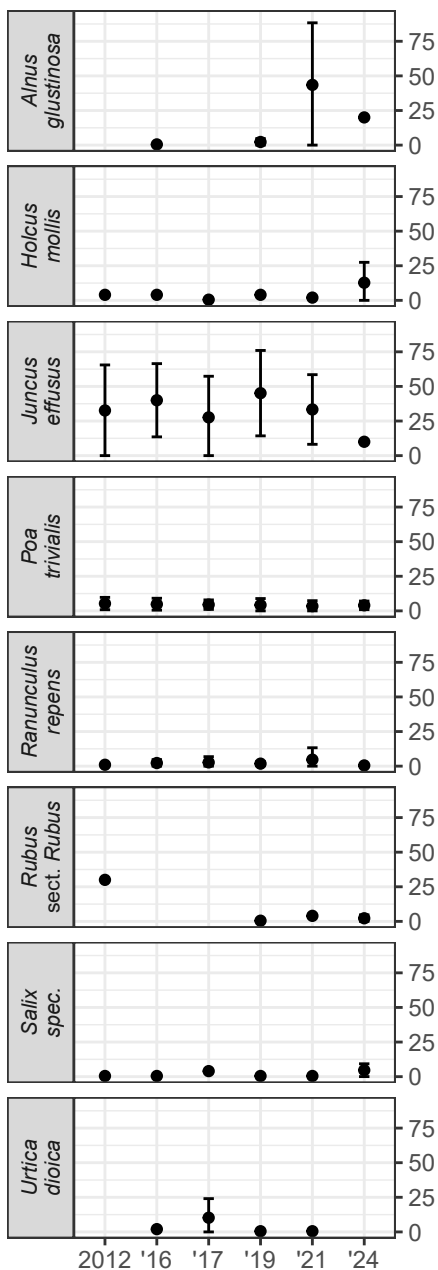


Abb. 8. Entwicklung der mittleren Deckungen aller bedrohten Gefäßpflanzen und aller Torfmoosarten in der Kernzone von a) Fuusswiss (n = 9), b) Sauerwissen (n = 6) und c) Rouer (n = 10). In Blau: Torfmoose. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achse ist zu beachten.

a) Haarzebruch – Kernzone



b) Fuusswiss – Kernzone

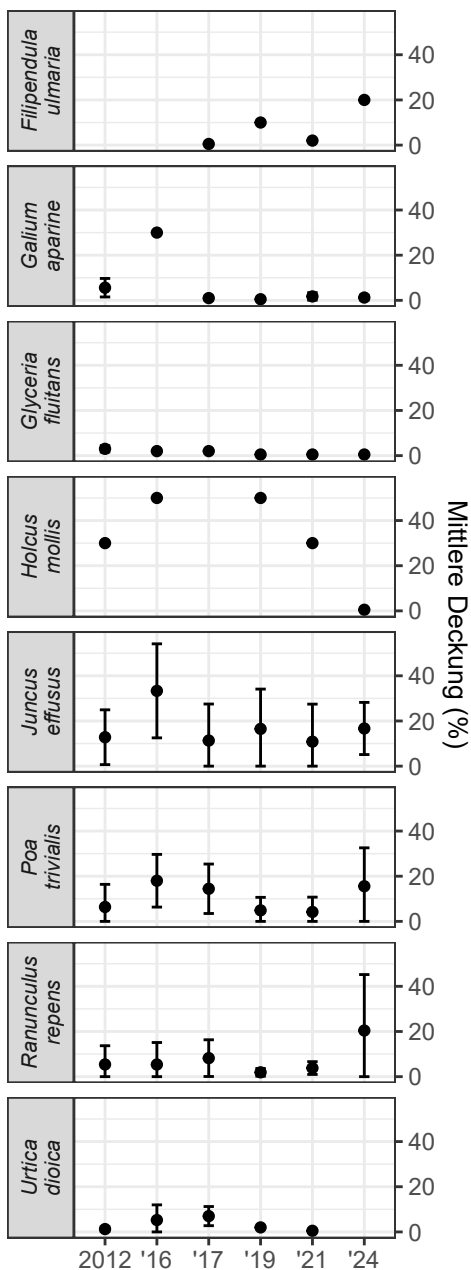
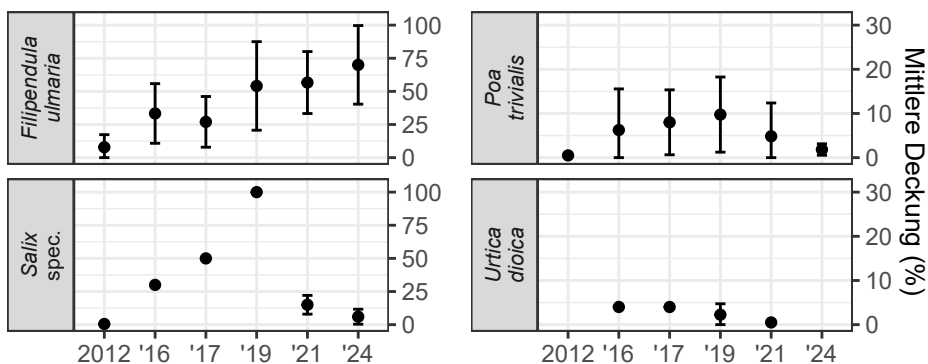
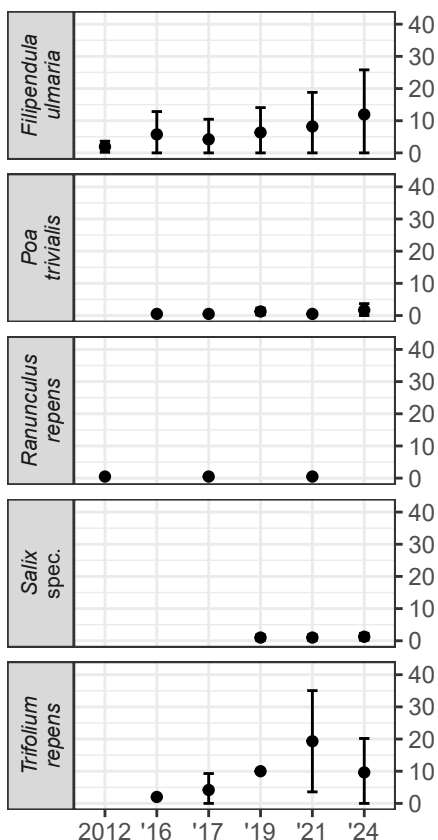


Abb. 9. Entwicklung der mittleren Deckungen ausgewählter Störzeiger in der Kernzone der Gebiete a) Haarzebruch (n = 6) und b) Fuusswiss (n = 9). Die unterschiedliche Skalierung der y-Achse ist zu beachten.

a) Bruch – Kernzone



b) Rouer – Kernzone



c) Sauerwiesen – Kernzone

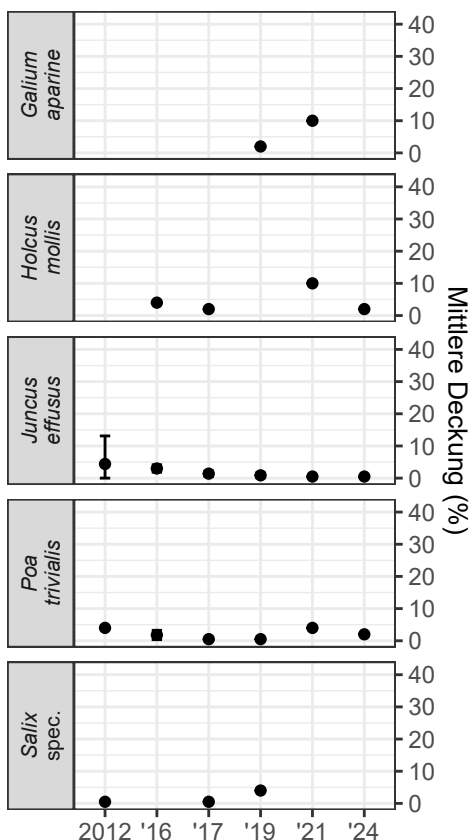


Abb. 10. Entwicklung der mittleren Deckungen ausgewählter Störzeiger in der Kernzone der Gebiete a) Bruch (n = 6), b) Rouer (n = 10) und c) Sauerwiesen (n = 6). Die unterschiedliche Skalierung der y-Achse ist zu beachten.

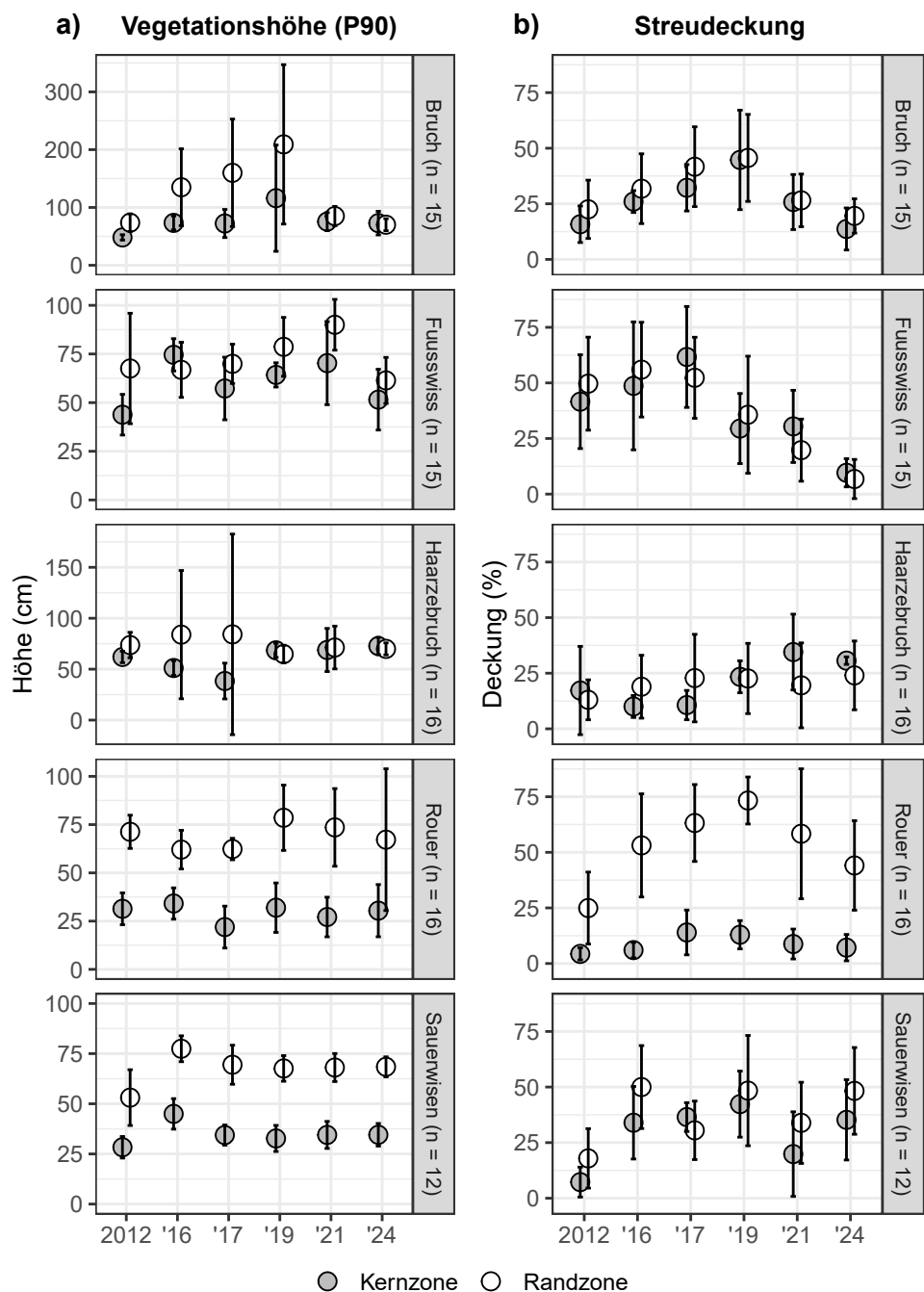


Abb. 11. Entwicklung der Streudeckung und der Vegetationshöhe (90-Prozent-Perzentil P90) in den Dauerplots von 2012 bis 2024, unterteilt in Kern- und Randzone.

zeigte der Mittelwert der Streudeckung über die Jahre für Fuusswiss zonenübergreifend einen Rückgang von etwa 50 % zwischen den Jahren 2017 und 2024. In Bruch und Rouer stieg die Streudeckung bis 2019 an und nahm daraufhin bis 2024 wieder ab. In Sauerwisen war keine klare Entwicklungstendenz erkennbar; auffallend war jedoch eine deutliche Zunahme der Streudeckung nach dem Jahr 2012.

4.4. Veränderung der bodenchemischen Verhältnisse

In Hinblick auf die bodenchemischen Variablen (Abb. 12 & 13) waren mehrheitlich keine größeren Differenzen zwischen den beiden Probejahren (2012 und 2025) festzustellen, wobei die Kern- und Randzonen ähnliche Entwicklungen zeigten. In Rouer wurde zonenübergreifend ein deutlicher Rückgang des pH-Wertes um eine Stufe und damit einhergehend eine Abnahme der basenbildenden Kationen Calcium und Magnesium festgestellt. Ein Rückgang der beiden Kationen wurde tendenziell, wenn auch weniger deutlich, ebenso in allen anderen Gebieten über die Jahre dokumentiert, wobei die Entwicklung dort teilweise nicht mit der Höhe des gemessenen pH-Wertes korrelierte. Auch die Konzentration von Kalium hat in allen Gebieten mit Ausnahme von Rouer zonenübergreifend eher abgenommen, dies am deutlichsten im Gebiet Bruch. Der Phosphatgehalt war in vier Gebieten in der Kern- und Randzone gestiegen; Rouer bildete hier mit einer Abnahme die Ausnahme. Dabei zeigten die Kernzone von Bruch sowie die Randzone von Haarzebruch einen vergleichbar hohen Anstieg des Phosphatgehaltes. In beiden Untersuchungsjahren lag teilweise eine hohe Variabilität der Messwerte innerhalb der Zonen vor (siehe z. B. Calcium und Magnesium in Haarzebruch).

5. Diskussion

5.1. Gebietsübergreifende Betrachtung

Bei der Interpretation der Ergebnisse gilt generell zu beachten, dass die Vegetationsaufnahmen sich jeweils auf die definierten

Dauerplots beziehen und somit nicht die Gebiete in ihrer Gesamtheit beschreiben. Es kann z. B. vorkommen, dass eine Art in den Plots nicht mehr nachgewiesen wurde, ohne dass diese im Gebiet verschwunden ist. Nichtsdestotrotz kann ein solcher Fall als Rückgang der Art im betroffenen Gebiet gewertet werden, da die Plots an den repräsentativsten Teilbereichen – wenn auch nach gängiger Praxis innerhalb der Zonen stratifiziert-zufällig – angelegt wurden. Bei der Markierung von Dauerplots wurden neben der GPS-Einmessung mittels *High precision positioning*-Sensor zusätzlich Magnete an den Eckpunkten angebracht, wobei auf beweideten Flächen die Gefahr besteht, dass die Magnete durch die Aktivität der Weidetiere freigelegt werden und sich verschieben. Beim Wiederauffinden der Plots muss überdies wegen schlechtem Mobilfunkempfang oder verrutschten Magneten mit Ungenauigkeiten gerechnet werden. Im Hinblick auf die dokumentierten bodenchemischen Verhältnisse ist außerdem zu beachten, dass die Bodenprobenahmen 2012 (August) und 2025 (Februar) zu unterschiedlichen Jahreszeiten stattfanden. Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist jedoch moderat möglich, da der Nährstoffgehalt im Boden zwar auch von der Witterung und der Aktivität von Pflanzen- und Bodenorganismen, jedoch vor allem vom Bodentyp und dem pH-Wert abhängt.

Die Kernzonen der Untersuchungsgebiete unterscheiden sich auch 12 Jahre nach der Erstuntersuchung deutlich voneinander und lassen sich weiterhin anhand der ausgewählten Umweltvariablen differenzieren. Die zwischen den Gebieten variierende Länge der NMDS-Vektoren lässt dabei Rückschlüsse auf die Veränderungen der Vegetationszusammensetzung über die Jahre zu. Die geringen Veränderungen im seit vielen Jahren in Pflege befindlichen Gebiet Haarzebruch weisen auf ein insgesamt zielführendes Management hin, während insbesondere in den Kernzonen in Sauerwisen und Bruch stärkere Verschiebungen im Artgefüge stattfanden. Die meist uneinheitlichen Richtungen der Vektoren legen nahe, dass bei den Veränderungen unterschiedliche Gründe vorliegen.

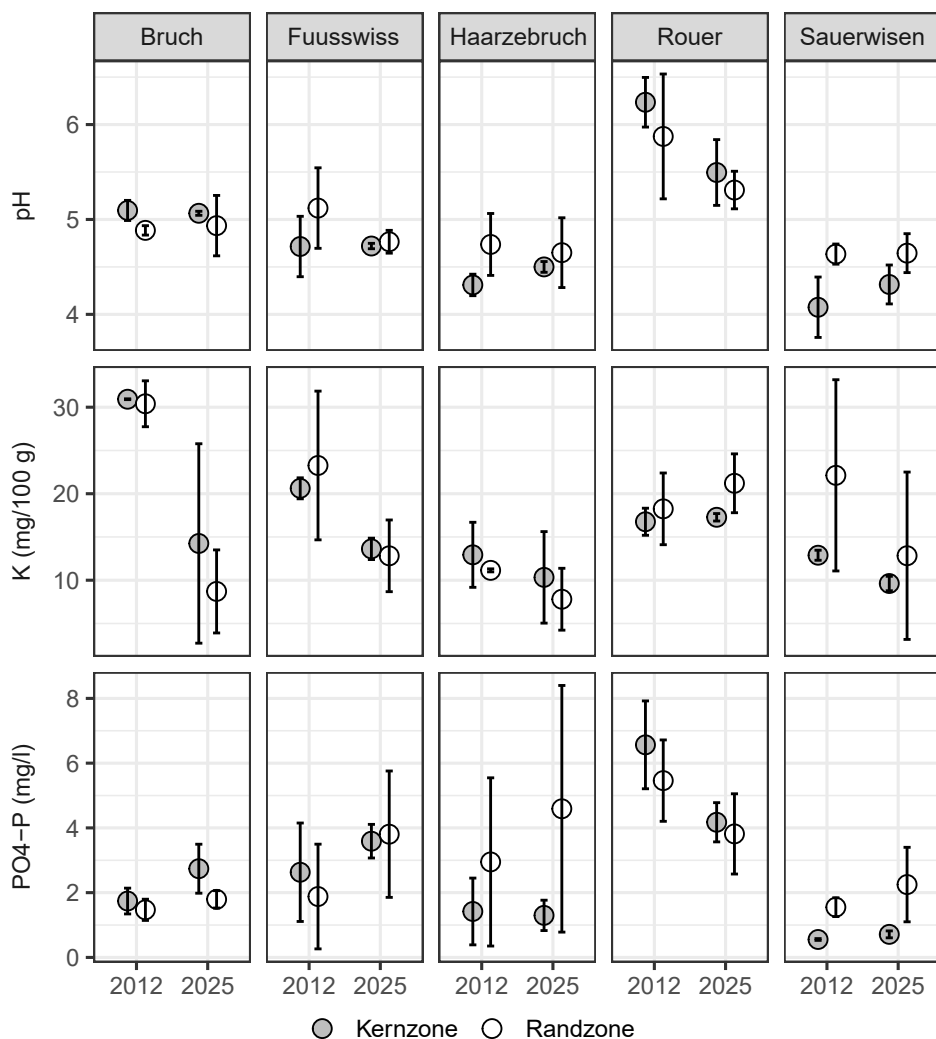


Abb. 12. Vergleich der Bodenmesswerte für a) pH, b) Kalium und c) Phosphat der Untersuchungsgebiete zwischen 2012 und 2025, unterteilt in Kern- und Randzonen. Die Stichprobenzahl war in allen Gebieten n = 4, nur in Haarzebruch n = 5.

Die gebietsübergreifend erkennbare – wenn auch nur in wenigen Fällen signifikante – Abnahme der Zielarten in den Kernzonen ist sicher in Teilen durch ein noch nicht oder nicht mehr optimal eingestelltes Pflegeregime mit einer fortschreitenden Sukzession und einer daraus folgenden ungünstigen Vegetationsstruktur (Zunahme an hochwüchsigen oder konkurrenzkräftigen Arten, der Streudeckung usw.) erklärbar. Dass auch in den Gebieten mit einer gewissen Pflegekontinuität ein Rückgang

der Zielarten, insbesondere auch bei den stark bedrohten Arten wie *Juncus squarrosus*, *Scutellaria minor*, *Sphagnum warnstorffii* und *Triglochin palustris* zu verzeichnen ist, legt nahe, dass auch übergreifend wirkende Einflüsse wie Nährstoffeinträge – auch wenn dies nicht direkt über die gemessenen Bodenwerte nachgewiesen werden konnte – oder ungünstige Witterungsverhältnisse mit längeren niederschlagsarmen Perioden zur Degradation beitragen. Sicherlich spielen auch andere dynamische Prozesse

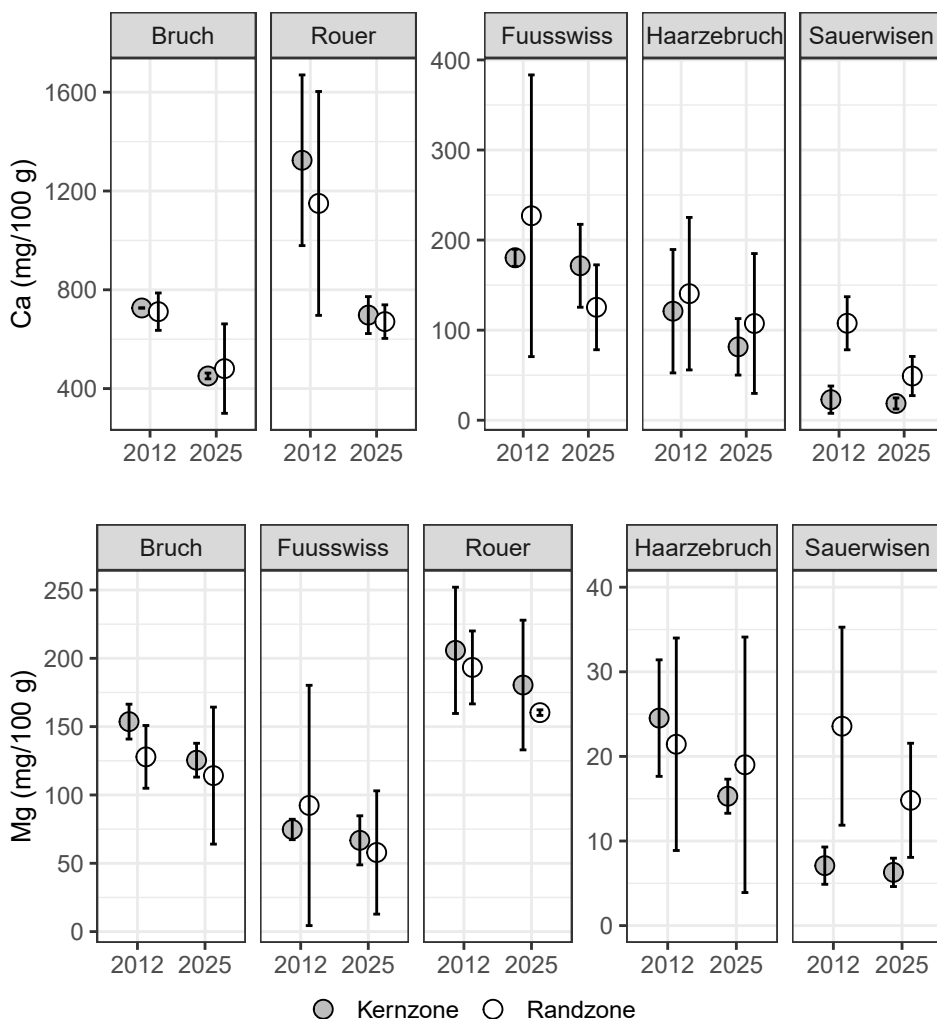


Abb. 13. Vergleich der Bodenmesswerte für a) Calcium und b) Magnesium der Untersuchungsgebiete zwischen 2012 und 2025, unterteilt in Kern- und Randzonen. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achse ist zu beachten. Die Stichprobenzahl war in allen Gebieten $n = 4$, nur in Haarzebruch $n = 5$.

in Feuchtwiesen eine Rolle, die durch inter- und intraspezifische Konkurrenz bedingt sein können.

Insbesondere in Feuchtgebieten laufen Sukzessionsprozesse bei unregelmäßiger oder zu extensiver Pflege recht deutlich ab (Ruthsatz & Kraß 1998). Nach dem Aufkommen erster Brachezeiger und der Zunahme der Streudeckung treten meist schnell Dominanzausbildungen einzelner Arten auf. Das Wachstum niedrigwüchsiger Arten wird gehemmt, die Bestände verarmen. Schließ-

lich schreitet die Verbuschung durch vermehrtes Gehölzaufkommen oft zügig voran. Im Laufe der Sukzession fallen als erstes eng an die jeweiligen Standortbedingungen und Artengemeinschaften gebundene Kennarten aus und die Bestände degradieren zu artenärmeren Brachestadien und Hochstaudenfluren (z. B. *Filipendula ulmaria*-Gesellschaft). Die bestehenden Beeinträchtigungen durch Sukzession wurden bereits von Schneider (2011) für zahlreiche äußerst wertvolle Feuchtgebiete mit Borst-

grasrasen, Pfeifengraswiesen und Calthion-Gesellschaften für Luxemburg beschrieben. Auch das Offenland-Biotopkataster gibt für eine große Anzahl von Feuchthabitaten die Beeinträchtigung durch Verbrachung und Verbuschung an (ANF 2024).

Die in der Randzone gegenüber der Kernzone größere Streuung der Zielartendeckungen können dadurch erklärt werden, dass die Plots der Kernzonen hinsichtlich ihrer abiotischen Standortbedingungen recht eng beisammen liegen. Auch kann dies als Hinweis auf eine bessere Pufferung kurzfristig wirkender Beeinträchtigungen gewertet werden – was die sinnvolle Abgrenzung der Kern- von den Randzonen bestätigt und zudem zeigt, wie wichtig Pufferzonen um die wertvollsten Vegetationsbereiche sind (Härdtle 2024). Die Randzonen haben eine höhere Standortvariabilität und zeigen hinsichtlich Wasser- und Nährstoffversorgung größere Schwankungen, da sie selbst wiederum weniger stark gegenüber Einflüssen angrenzender Flächen gepuffert sind.

5.2. Entwicklung der einzelnen Untersuchungsgebiete

Das Gebiet Sauerwisen, in dem der in Luxemburg in dieser Ausbildung annähernd einzigartige Torfbinsen-Borstgrasrasen im Fokus der Untersuchung steht, weist von allen Untersuchungsgebieten die am wenigsten feuchten Böden auf. Allerdings ist dort eine Veränderungstendenz hin zu feuchteren Bedingungen zu erkennen, die mit hohen Niederschlagsraten in den Jahren 2023 und 2024 zu erklären sein könnte (MAAV 2025). Die teilweise hohe und im Gelände auch deutlich erkennbare Korrelation der Vegetationsaufnahmen mit den Variablen Streu bzw. Vegetationshöhe weist auf die in der Kernzone ungünstige Entwicklung durch Ruderalisierung infolge einer zu niedrigen Pflegeintensität hin. Der Umstand, dass der Boden in der Kernzone 2024 weiterhin durch niedrige pH-Werte gekennzeichnet ist, spiegelt sich nur noch bedingt in der Vegetationszusammensetzung wider. Auch der Rückgang der spezifischen Zielarten der Borstgrasrasen wie *Juncus squarrosus* lässt sich durch die bereits genannte Ruderalisierung infolge einer zu extensiven oder unregelmäßigen Nutzung

bzw. Pflege sowie der damit verbundenen zunehmenden Verbuschung – sowohl durch Verdrängung durch Gehölze als auch durch Beschattung – begründen (Abb. 14a, b). Dass die Verbuschung im Gebiet sich weder in einer Zunahme von Gehölzarten noch in einem deutlichen Anstieg der Vegetationshöhe in den dargelegten Ergebnissen widerspiegelt, ist darauf zurückzuführen, dass die sich ausbreitenden Gehölze nicht innerhalb der Dauerplots wurzeln und somit nicht in den Vegetationsaufnahmen erfasst wurden. Auch wenn die Kernzone von Sauerwisen weiterhin den niedrigsten pH-Wert aller Gebiete aufweist, wird vermutet, dass die relative Zunahme des pH-Wertes gegenüber 2012 möglicherweise neben Nährstoffeinträgen aus der Umgebung ebenfalls mit dem Rückgang der an saure, magere Standorte angepassten Zielvegetation in Verbindung stehen.

Die positive Korrelation der Vegetationsaufnahmen in Fuusswiss mit den Vektoren Streu und Vegetationshöhe weist auf die vergleichbar ungünstige Vegetationsstruktur in diesem Gebiet hin. Allerdings zeigen die Vektoren in der Ordination und auch die Gegenüberstellung in Abbildung 8, dass sich die Struktur 2024 in den Aufnahmeflächen der Kernzone mehrheitlich durch Reduzierung der Streudeckung seit 2017 sowie zuletzt auch der Vegetationshöhe in eine naturschutzfachlich günstigere Richtung entwickelt hat (Abb. 15a, b). Dies ist ebenso als Erfolg des dort zwischenzeitlich eingeführten Pflegemanagements zu werten, das nun u. a. aus einer regelmäßigen Mahd im Winter mit einer Mähraupe besteht. Auch wenn Streudeckung und Vegetationshöhe in den Plots abgenommen haben, weist das Gebiet sowohl in Hinblick auf die Vegetationsstruktur als auch auf die Artenzusammensetzung weiteres Verbesserungspotenzial auf. Warum es trotz Wiedereinführung von Pflegemaßnahmen zum starken Rückgang von *Menyanthes trifoliata* kam, kann derzeit nur angenommen werden; denkbar wären aufgrund der Tallage z. B. etwa Nährstoffeinträge über das Oberflächenwasser.

In Bruch ist seit Wiedereinführung eines Pflegemanagements mit regelmäßiger Mahd und vor allem einer konsequenten Gehölz-



Abb. 14. Dauerquadrat in der Kernzone von Sauerwiesen im Vergleich für a) 2012 und b) 2024 zur Verdeutlichung der zunehmenden Verbuschung. Die Beschattung hat augenscheinlich deutlich zugenommen, während die Deckung von *Juncus squarrosus* ebenso wie für weitere typische Arten der Borstgrasrasen stark zurückgegangen ist (Fotos: H. Hollenbach, 21.06.2012, 24.06.2024).



Abb. 15. Aufnahmefläche in der Kernzone der Fuuswiss in den Jahren a) 2021 und b) 2024 im Vergleich. Gut zu erkennen ist ein Rückgang der Vegetationshöhe und Streudeckung (Fotos: H. Hollenbach, 21.06.2021, 13.06.2024).

entfernung vor wenigen Jahren wieder eine günstige Entwicklung der Vegetationsstruktur zu verzeichnen, die sich im Rückgang von Vegetationshöhe und Streudeckung und der Zunahme einiger Zielarten zeigt (vgl. Abb. 3c). Die Umsetzung der Maßnahmen zeigt erste Erfolge, da ein Großteil der 2012 im Gebiet verbreiteten lebensraumtypischen Arten auch heute noch dort vorzufinden ist. Dass tendenziell weiterhin ein Rückgang einiger Zielarten und insbesondere ein Verschwinden der Torfmoose in den untersuchten Teilbereichen zu verzeichnen ist, weist dennoch auf mögliche Änderungen der Standortbedingungen hin, wobei vermutlich mehrere Ursachen zusammenwirken. Wie der Ordination zu entnehmen ist, ist Bruch weiterhin durch eine Vegetationszusammensetzung gekennzeichnet, welche nasse Bedingungen indiziert. Es ist daher davon auszu-

gehen, dass der Rückgang der Torfmoose nicht in Zusammenhang mit veränderten hydrologischen Bedingungen in Verbindung steht. Der infolge zeitweiligen Brachliegens entstandene Weidenbruch (Abb. 16a) verursachte über eine Dauer von mehreren Jahren jedoch eine erhebliche standörtliche Veränderung zentraler Bereiche des vormaligen Offenlandbiotops. Aufgrund der Beschattung durch den Gehölzaufwuchs wurden lichtbedürftige Arten dort zeitweise vollständig zurückgedrängt und die Ausbildung der Wurzelgeflechte der Weidenbüsche führte zu einer strukturellen und vermutlich auch bodenchemischen Modifizierung der Wuchsorteigenschaften. Durch die Verdrängung von Zielarten – bei länger anhaltender Verbuschung und Sukzessionsprozessen einschließlich Verarmung der Diasporenbank – sowie Zersetzung abgestorbener Wurzel-

masse oder Wiederaustrieb kann die Beeinträchtigung auch Jahre nach der Entfernung weiterhin anhalten. Zudem hat die Brachephase eine Ausbreitung des hochwüchsigen und konkurrenzstarken, Rhizombildners *Filipendula ulmaria* begünstigt, welche angepasste lichtbedürftige Arten wie *Succisa pratensis* oder *Sphagnum warnstorffii* verdrängt (Abb. 16b). Das Höhenwachstum sowie hohe Nährstoffaufnahmevermögen der Art bedingen die Zunahme der Bestandshöhe, Phytomasse und Streuakkumulation, mit der Folge des Artenrückgangs (Müller et al 1992, Rosenthal 1992, Dierschke & Briemle 2002). *Sphagnum warnstorffii* galt infolgedessen sogar in den letzten Jahren als verschollen; erfreulicherweise konnte die Art 2024 wiedergefunden werden, mit einer letzten Bestätigung im Frühjahr 2025 (C. Steinbach & J.-P. Wolff, persönliche Mitteilung 2025). Neben der geringen Stickstoffmineralisierung und sehr hohen Phytomassenproduktion in Mädesüß-Hochstaudenfluren (Müller et al. 1992) ist möglich, dass diese durch Nährstoffeinträge aus der Umgebung zusätzlich begünstigt werden. Nährstoffe gelangen sicherlich durch über die Ufer tretendes Flusswasser der an das Gebiet angrenzenden Sauer in die Fläche. Gehäufte Vorkommen von Störzeigern wie *Juncus effusus*, *Rumex obtusifolius* und *Urtica dioica* im Austrittsbereich des Hangquellwassers deuten zudem auf Einträge auf diesem Wege hin. In Zusammenhang mit Einträgen über das Quell- oder Flusswasser könnte der festgestellte Anstieg von Phosphat stehen. Anhand von Wasseranalysen durch die Natur- und Forstverwaltung ließen sich Einträge von hangaufwärts bislang jedoch nicht bestätigen (C. Steinbach, persönliche Mitteilung 2025).

Die geringen und ungerichteten Verschiebungen der Artenzusammensetzung im Gebiet Haarzebruch verdeutlichen die Funktionalität des dort bereits seit vielen Jahren durchgeführten Pflegemanagements (extensive Beweidung und winterliche Nachmahd mit Mähraupe, Abb. 17a) sowie die vergleichbar geringen Störeinflüsse aus der umliegenden Kulturlandschaft durch eine effektive Pufferung der Kernzonen. Die Pufferung ist womöglich nicht nur durch die Größe des Gebietes erklärbar, sondern auch durch das Relief, dank welchem das

nährstoffreiche Wasser der landwirtschaftlich genutzten Nachbarflächen abfließt, ohne mit der Kernzone in Berührung zu kommen. Kritisch ist der dokumentierte Rückgang einzelner besonders gefährdeter Arten wie *Scutellaria minor*, *Viola palustris* und *Eriophorum angustifolium*. Möglicherweise steht dieser in Zusammenhang mit der immer noch vergleichbar hohen Vegetation und Streudeckung (Abb. 17b), die als Hinweis auf ein noch nicht optimal eingestelltes Pflegemanagements im Bereich der Kernzone gedeutet werden kann. Dabei ist zu berücksichtigen, dass es infolge eines Pächterwechsels im Jahr 2024 in Verbindung mit ungünstigen Witterungsbedingungen zu einer Änderung des Weideregimes kam. Aufgrund der langen Pflegekontinuität und -intensität im Gebiet, die sich z. B. in der allgemeinen Abnahme von *Juncus effusus* und dem Zurückdrängen hochwüchsiger Gehölze nach 2017 manifestiert, ist davon auszugehen, dass der Rückgang einzelner Zielarten durch weitere Faktoren wie ungünstige Witterung, natürliche Populationsschwankungen und auch atmosphärische Nährstoffeinträge mitbegründet sein kann. Die teils hohe Variabilität der bodenchemischen Verhältnisse, insbesondere bzgl. Phosphat und Magnesium in der Randzone, lässt auf vermutlich primär geogen bedingt kleinräumig wechselnde Standortbedingungen schließen.

Nach van Duren & Pegtel (2000) sind naturnahe Graslandgesellschaften auf Torfböden meistens Stickstoff-limitiert. Aufgrund der niedrigwüchsigen Vegetation (Abb. 18a) in Kombination mit einer vergleichbar guten Versorgung mit Kalium und Phosphat ist davon auszugehen, dass Stickstoff bei der Nährstoffversorgung auch in der Kernzone von Rouer den limitierenden Nährstoff darstellt. Stickstoffmangel bedingt in Kombination mit der guten Basenversorgung die speziellen Wachstumsbedingungen des Standortes. Mit der Abnahme des pH-Wertes und dem damit einhergehenden Rückgang der basenbildenden Kationen Calcium und Magnesium deutet sich ein Prozess der Versauerung an, welcher wiederum durch Oxidation organischen Materials in Zusammenhang mit witterungsbedingt temporär niedrigen Wasserständen und dadurch Freisetzung von



Abb. 16. a) Verbuschung durch Weiden in Bruch im Jahr 2017. b) Die Randzone in Bruch ist durch Mädesüß-Hochstaudenfluren geprägt, die sich auch in die Kernzone ausbreiten (Fotos: H. Hollenbach, 19.06.2017, 23.06.2021).

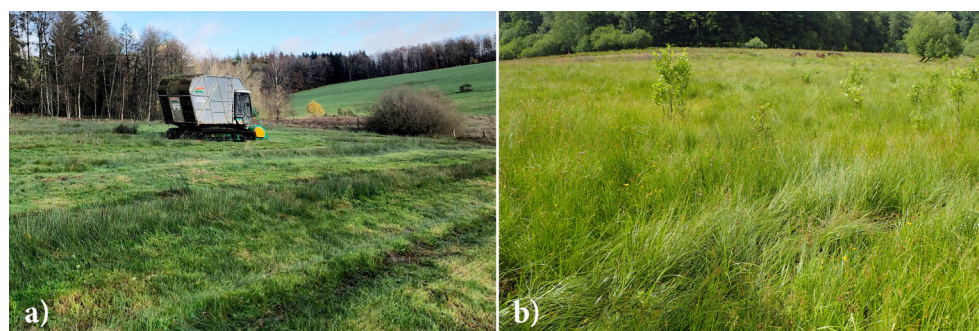


Abb. 17. a) Winterliche partielle Mahd in Haarzebruch mit Mähraupe (Foto: SICONA, 20.12.2024). b) Kernzone in Haarzebruch mit vergleichsweise hoher Vegetation (Foto: H. Hollenbach, 29.06.2017).

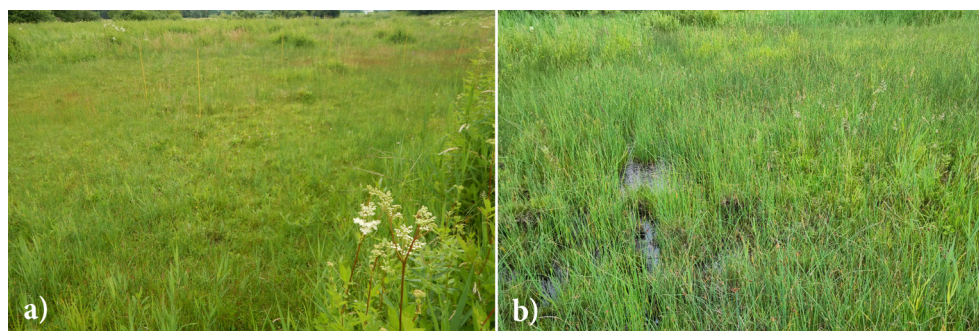


Abb. 18. a) Niedrigwüchsiger Aspekt der Kernzone im Gebiet Rouer b) Kernzone in Rouer im Jahr 2024 mit erkennbar hohem Wasserstand und größerem Bestand von *Schoenoplectus tabernaemontani* (Fotos: H. Hollenbach, 05.07.2021, 20.06.2024).

CO₂ und Bildung von Kohlensäure stehen kann. Dies kann eine Beeinträchtigung der an die besonderen Standortbedingungen der – im Regelfall mehrheitlich durchnässten – Fläche angepassten Arten wie *Schoenoplectus tabernaemontani* (Abb. 18b) darstellen. Der

besonders vom Rückgang betroffene Sumpfdreizack (*Triglochin palustris*) gilt als „indifferent“ gegenüber dem Faktor Bodenreaktion (Ellenberg et al. 2001), sodass dessen abnehmende Deckung vermutlich nicht primär aufgrund einer Änderung des pH-Wertes,

sondern durch weitere Einflüsse wie diffuse Nährstoffeinträge oder die länger anhaltenden Trockenphasen der letzten Jahre begründet wird. Als Hinweis auf eine zumindest temporär witterungsbedingte geringe Bodenfeuchte zu werten ist die Verbreitung von *Trifolium repens* („Frischezeiger“) in kleinen Teilbereichen der Kernzone, welcher zudem als Leguminose zur Anreicherung von Stickstoff durch N-Fixierung aus der Luft beitragen kann (Klatt 2008). Die erheblich höhere und artenärmere Vegetation in der Randzone kann vermutlich v. a. auf abweichende natürliche Standortbedingungen und – in Teilflächen (benachbarte Bewirtschaftungseinheit, vgl. Kap. 2.2.) – eine zeitweise zu hohe Beweidungsdichte zurückgeführt werden.

6. Schlussfolgerungen

Einige Faktoren wie die durch den Klimawandel bedingte Veränderung der Witterung oder Nährstoffdepositionen über die Atmosphäre und angrenzende Flächen (Härdtle 2024) werden sich durch Managementmaßnahmen nicht beeinflussen lassen, sodass eine dauerhafte Verschiebung der Vegetationszusammensetzung nicht immer mit einem ungeeigneten Flächenmanagement begründet werden kann. Hier kommen sicherlich auch Umwelteinflüsse zum Tragen; wie stark diese ins Gewicht fallen, kann jedoch nicht beurteilt werden. Für die Erhaltung bzw. Aufwertung der wertvollen nährstoffarmen Feuchthabitate sollte dennoch prioritär – und in manchen Gebieten auch rasch – eine konkrete Nachjustierung der Pflegemaßnahmen in den Kern- und Randzonen erfolgen und die Wirkungen durch die Fortführung des bestehenden Monitorings in Verbindung mit einer regelmäßigen Vegetationserfassung über die gesamte Gebietsfläche überwacht werden.

In Sauerwiesen sollten sehr kurzfristig die Gehölze im Bereich der Kernzone entfernt und die fortschreitende Sukzession aufgehalten werden, unter Berücksichtigung des Vorkommens der Sparrigen Binse (*Juncus squarrosus*), die hier einen ihrer wenigen verbliebenen Wuchsorte in Luxemburg aufweist (Schneider 2011). Außerdem wird eine Erhöhung der Beweidungsdichte (ggf. mit

Stoßbeweidung) empfohlen. Zur dauerhaften Dezimierung von Vegetationsrückständen sollte zudem eine jährliche Nachmahd im Winter erfolgen. Da auf diese Weise ein hohes Potenzial zur Ausweitung der Kernzonen mit ihren spezifischen, für Borstgrasrasen typische Arten geschaffen werden kann, wird vorgeschlagen – zunächst versuchsweise kleinflächig – den humosen Oberboden in den östlich an die Kernzone angrenzenden Teilbereichen abzutragen. In Fuusswiss wird die Beibehaltung des gegenwärtigen Pflegemanagements empfohlen, in unregelmäßigen Abständen abhängig von der Wüchsigkeit ergänzt um eine zusätzliche Mahd Ende Juni. Parallel dazu sollte untersucht werden, ob über das hangabwärts fließende Hangquellwasser, welches das Gebiet speist, Nährstoffe eingetragen werden und, falls ja, wie sich diese minimieren ließen.

Im Gebiet Bruch stehen sicherlich das weitere Zurückdrängen von *Filipendula ulmaria* in der Kernzone durch ein bis zwei zusätzliche jährliche Mahddurchgänge vor deren Blühbeginn mit Abtransport des Mahdguts im Fokus der zukünftigen Pflegemaßnahmen. Dadurch wird die Art geschwächt und der Fläche zusätzlich Nährstoffe entzogen (Müller et al. 1992, Rosenthal 1992). Zudem sollten nachwachsende Weidentriebe weiterhin jährlich dezimiert werden. Aufgrund ihres schnellen Wachstums (Klimkowska et al. 2010) würde bereits ein einziges Jahr ohne Dezimierung der nachwachsenden Weiden-Gebüsche eine erneute Beschattung sowie Konkurrenzdruck und somit Verschlechterung der Wuchsbedingungen bedeuten. Auch für das Zurückdrängen des Wiederaustriebs von Weiden wird temporär begrenzt eine zweischürige partielle Mahd empfohlen. Parallel dazu bleibt es weiter interessant nach potenziellen Nährstoffeintragsquellen zu forschen. Neben der Anpassung des Managements wird eine Wiederansiedlung von Torfmoosen, insbesondere der vom Aussterben bedrohten *Sphagnum warnstorfii* empfohlen. Zur Populationsstärkung sollte das gebietseigene Pflanzenmaterial auf Flutischen vermehrt und wieder ausgebracht werden, so wie dies bereits seit einigen Jahren in Haarzebruch und anderen Gebieten erfolgreich umgesetzt wird (Schneider et al. 2023, 2024).

Auch im Gebiet Haarzebruch kann das bestehende Pflegeregime grundsätzlich in bisheriger Weise fortgeführt werden, mit einer leichten Steigerung der Intensität. Entscheidend ist der Einsatz einer für die von Nässe geprägten Standortbedingungen geeigneten Weidetier rasse mit einer angepassten Viehbesatzdichte sowie einer kurzzeitigen Beweidung mit höheren Besatzdichten und Einhaltung einer Beweidungspause von mindestens acht Wochen in der Hauptvegetationszeit. Die jährliche partielle Winter-Nachmahd zur Einstellung einer niedrigen streuar men Vegetation sollte in größeren Teilbereichen als bisher durchgeführt werden. Ebenso kann aus den vorliegenden Ergebnissen resultierend im Gebiet Rouer das aktuelle Management beibehalten werden. Eine Extensivierung der Pflegenutzung im östlichen Teil der Randzone mit einer stoßweisen Schafbeweidung ist aktuell in Planung. Da es sich um das einzige bekannte, gut erhaltene Klimaarchiv Luxemburgs handelt (Schneider 2019, Schittek et al. 2021), sollten weitere Degradationsprozesse des Torfes vor allem durch Vernässung (siehe 5.2.) – wie diese bereits angedacht ist – entgegengesteuert sowie mittels regelmäßigen Wasserstandmessungen, Bodenanalysen und Vegetationsmonitoring überwacht werden.

Neben dem ausschlaggebenden regelmäßigen und optimal angepassten Flächenmanagement erfordert die erstrebenswerte langfristige Erhaltung dieser äußerst wertvollen Feuchthabitate grundsätzlich ein engmaschiges Monitoring der Vegetation mit ihren Zielarten unter Einbeziehung der Populationsentwicklungen und -größen. Zur Populationsstärkung im Rückgang begriffener bedrohter Arten sind artspezifische Maßnahmen zur Wiederansiedlung wünschenswert (Colling et al. 2022, Schneider et al. 2024). Der Rückgang von *Sphagnum palustre* im Gebiet Haarzebruch beispielsweise diente als Anlass zur Durchführung konkreter Wiederansiedlungen dieser und anderer Torfmoos-Arten im Jahr 2020 (Schneider et al. 2023). Darüber hinaus können Wiederherstellungsmaßnahmen unmittelbar angrenzender Flächen weitere Pufferzonen schaffen. Dazu sollten Renaturierungen von Niedermooren und anderen

Feuchtlebensräumen stärker Berücksichtigung finden (Kratz & Pfadenhauer 2001, MECDD 2023). Vorliegende Ergebnisse des über 12 Jahre durchgeführten Vegetationsmonitorings heben die Bedeutung dessen hervor, da Beeinträchtigungen und ggf. Schwächen im Pflegemanagement identifiziert und letztlich mit einer Behebung und Optimierung darauf reagiert werden kann. Die Untersuchung zeigt aber auch, vielleicht etwas überraschend, dass es sogar in aus der Produktionsnutzung genommenen und unter der Obhut des Naturschutzes befindlichen Gebieten nicht in allen Fällen gelingt, die Sukzession aufzuhalten, die Vegetationszusammensetzung in ihrer typischen und wertgebenden Ausbildung zu bewahren sowie den Erhaltungszustand zu sichern. Mit Blick auf den europäischen und nationalen Schutzstatus dieser Feuchtgebiete und deren dort vorkommenden gefährdeten Biotoptypen sowie der Vielzahl an gefährdeten Pflanzenarten sollte daher hier – ebenso wie in vergleichbaren Feuchtgebieten Luxemburgs – eine hohe Priorität in die Erhaltungsmaßnahmen investiert werden. Diese Feuchtgebiete leisten einen entscheidenden Beitrag zum Biodiversitätserhalt, Klimaschutz, Wasserrückhalt und vielen weiteren Ökosystemleistungen mit essentiellen sozio-ökonomischen und gesellschaftsumfassenden Auswirkungen (Tiemeyer et al. 2017, Härdtle 2024).

Danksagung

Wir danken den drei SICONA-Mitgliedsgemeinden und dem Nationalmuseum für Naturgeschichte Luxemburgs (MNHNL) für die Finanzierung der floristischen Untersuchung der Feuchthabitate sowie dem Ministerium für Umwelt, Klima und Biodiversität für die Kofinanzierung. Insbesondere gilt der Dank Christian Ries und Thierry Helminger, die das Projekt seitens des MNHNL von Beginn an unterstützt haben. Bei Sonja Heumann, Marc Jans, Serge Hermes, Charles Gengler und weiteren Kollegen von natur&mwelt Norden sowie der Natur- und Forstverwaltung bedanken wir uns für die Unterstützung und die Informationsweitergabe zu den Pflegemaßnahmen. Florian Hans danken wir für die Nachbestimmung der Moose, Fanny Schaul für die tatkräftige Unterstützung bei den GPS-Einmessungen zum Wiederauffinden der Dauerplots. Für die Durchsicht des Manuskripts

danken wir Erwin Schneider. Werner Härdtle danken wir herzlich für die Begutachtung und die wertvollen Anmerkungen. Für die redaktionellen Anpassungen gilt unser Dank Claude Meisch, für das Layout des Artikels danken wir Thierry Helminger.

Literatur

AEF – Administration des Eaux et Forêts, 1995. Naturräumliche Gliederung Luxemburgs. Ausweisung ökologischer Regionen für den Waldbau, mit Karte der Wuchsgebiete und Wuchsbezirke. Administration des Eaux et Forêts du Grand-Duché de Luxembourg, Luxembourg, 71 pp.

ANF – Administration de la Nature et des Forêts, 2024. Cadastre des biotopes des milieux ouverts. Shapefile der kartierten Biotope, Version 2023. Luxembourg. URL: <https://data.public.lu/fr/datasets/cadastre-des-biotopes-du-milieu-ouvert> [Zugriff am 23.05.2025].

Colling, G., T. Helminger, Y. Krippel & S. Schneider, 2022. Plant Conservation Strategy for Luxembourg 2022-2030. Luxembourg, 16 S., URL: https://siconal.lu/wp/wp-content/uploads/LUX-Plant-Strategy-2022-2030_14_11_2022.pdf [Zugriff am 01.08.2024].

Colling, G., Helminger, T., Krippel, Y., Schneider, S. & Daco, L. 2025. Red List of the Vascular Plants of Luxembourg. *Ferrantia* 93: 1–65.

Dierschke, H., 1994. Pflanzensoziologie – Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart, 683 pp.

Dierschke, H. & G. Briemle, 2002. Kulturgrasland, Wiesen, Weiden und verwandte Hochstaudenfluren – Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Ulmer, Stuttgart, 239 pp.

Dierßen, K. & B. Dierßen, 2001. Moore. Ulmer, Stuttgart, 230 pp.

Ellenberg, H., H. E. Weber, R. Düll, V. Wirth & W. Werner, 2001. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Goltze, *Scripta Geobotanica* 18, Göttingen, 258 pp.

Fartmann, T., 2004. Biozönologie. In: Dierschke, H. & G. Waesch (Hrsg.), *Calthion palustris* Tx. 1937. Sumpfdotterblumen-Futterwiesen. In: Burkart, M., H. Dierschke, N. Hölzel, B. Nowak & T. Fartmann (Hrsg.), *Molinio-Arrhenatheretea* (E1) – Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen, Teil 2: Molinieta. *Synopsis. Pflanzengesellschaften Deutschlands* 9: 13–16.

Finck, P., S. Heinze, U. Raths, U. Riecken & A. Ssymank, 2017. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Dritte Fassung

2017. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 156: 637 pp.

Hájek, M., L. Tichý, B. S. Schamp, D. Zelený, J. Roleček, P. Hájková, I. Apostolova & D. Dítě, 2007. Testing the species pool hypothesis for mire vegetation: exploring the influence of pH specialists and habitat history. *Oikos* 116(8): 1311–1322. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15637.x>

Härdtle, W., 2024. Biodiversität, Ökosystemfunktionen und Naturschutz. Springer-Verlag, Berlin, 911 pp.

Heinrich-Böll-Stiftung, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Succow Stiftung – Partner im Greifswald Moor Zentrum (Hrsg.), 2023. Mooratlas 2023. Daten und Fakten zu nassen Klimaschützern. 1. Auflage, Heinrich-Böll-Stiftung, Berlin, 52 pp. URL: <https://www.boell.de/de/mooratlas> [Zugriff am 23.05.2025].

Hodgetts, N. G., L. Söderström, T. L. Blockeel, [...] & R. D. Porley, 2020. An annotated checklist of bryophytes of Europe, Macaronesia and Cyprus. *Journal of Bryology* 42(1): 1–116. <https://doi.org/10.1080/03736687.2019.1694329>

Hollenbach, H., S. Schneider & C. Eichberg, 2014. Zusammenhänge zwischen Pflanzenartenzusammensetzung, Phytodiversität und Bodenvariablen in Niedermooren und verwandten Habitattypen Luxemburgs. *Tuexenia* 34: 163–186. <https://doi.org/10.14471/2014.34.018>

Janssen, J. A. M., J. S. Rodwell, M. Garcia Criado, [...] & M. Valachovic, 2016. European Red List of Habitats. Part 2: Terrestrial and freshwater habitats. European Commission: Directorate-General for Environment, Brussels, 38 pp.

Jensen, K. & C. Meyer, 2001. Effects of light competition and litter on the performance of *Viola palustris* and on species composition and diversity of an abandoned fen meadow. *Plant Ecology* 155: 169–181. <https://doi.org/10.1023/A:1013270628964>

JOCE, 1992. Directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. Journal Officiel des Communautés Européennes L 206 du 22.7.1992: 7–50.

Kassambara, A., 2023. rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests. R package version 0.7.2. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix> [Zugriff am 30.04.2025].

Klatt, S., 2008. Der Beitrag heimischer Leguminosen zur Stickstoffversorgung artenreicher

- Wiesen im westlichen Hunsrück (Rheinland-Pfalz). Cuvillier Verlag, Göttingen, 182 pp.
- Klimkowska, A., P. Dzierża, W. Kotowski, & K. Brzezińska, 2010. Methods of limiting willow shrub re-growth after initial removal on fen meadows. *Journal for Nature Conservation* 18(1): 12–21. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2009.01.002>
- Kratz, R. & J. Pfadenhauer, 2001. Ökosystemmanagement für Niedermoore – Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 317 pp.
- Krause, B., H. Culmsee, K. Wesche, E. Bergmeier & C. Leuschner, 2011. Habitat loss of floodplain meadows in north Germany since the 1950s. *Biodiversity and Conservation* 20: 2347–2364. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-9988-0>
- Leuschner, C., K. Wesche, S. Meyer, B. Krause, K. Steffen, T. Becker & H. Culmsee, 2013. Veränderungen und Verarmung in der Offenlandvegetation Norddeutschlands seit den 1950er Jahren: Wiederholungsaufnahmen in Äckern, Grünland und Fließgewässern. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 25: 166–182.
- MAAV – Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et de la Viticulture, 2025. Niederschlagsdaten der Wetterstationen Asselborn, Ettelbruck, Roodt, Eschdorf und Useldange. URL: <https://www.agrimeteo.lu/Agrarmeteorologie/Wetterdaten/Niederschlag> [Zugriff am 08.06.2025].
- Maltby, E. & T. Barker (Hrsg.), 2009. The Wetlands Handbook, 2 Volume Set. John Wiley & Sons, Chichester, 1.058 pp.
- MECB – Ministère de l'Environnement, du Climat et de la Biodiversité (Hrsg.), 2025. Bewertungsbögen Biotopkataster. URL: <https://environnement.public.lu/content/dam/environnement/documents/natur/biodiversite/cadastre-des-biotopes/2025-final-de.zip> [Zugriff am 08.05.2025].
- MECDD – Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement durable (Hrsg.), 2023. Document d'information relatif au 3e Plan National concernant la Protection de la Nature. Luxembourg, 60 pp. URL: <https://environnement.public.lu/content/dam/environnement/documents/natur/biodiversite/pnpn/pnpn3-documentdinformation.pdf> [Zugriff am 29.03.2025].
- Mémorial, 2009. Règlement grand-ducal du 6 novembre 2009 portant désignation des zones spéciales de conservation. Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 220: 3834–3898.
- Mémorial, 2014. Règlement grand-ducal du 19 mai 2014 déclarant zone protégée d'intérêt national et réserve naturelle, la zone humide « Vallée de la Haute-Sûre – Bruch/Pont Misère » sise sur le territoire des communes de Boulaide et de Rambrouch. Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 94: 1452–1461.
- Mémorial, 2018. Loi du 18 juillet 2018 concernant la protection de la nature et des ressources naturelles et modifiant 1° la loi modifiée du 31 mai 1999 portant institution d'un fonds pour la protection de l'environnement; 2° la loi modifiée du 5 juin 2009 portant création de l'Administration de la nature et des forêts (2018); 3° la loi modifiée du 3 août 2005 concernant le partenariat entre les syndicats de communes et l'État et la restructuration de la démarche scientifique en matière de protection de la nature et des ressources naturelles. Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 771: 1–48.
- Mémorial, 2022. Règlement grand-ducal du 15 juillet 2022 désignant zone spéciale de conservation et déclarant obligatoire la zone « Vallée de l'Attert et affluents de la frontière à Useldange », et modifiant le règlement grand-ducal du 6 novembre 2009 portant désignation des zones spéciales de conservation. Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 414: 1–5.
- Mémorial, 2023a. Règlement grand-ducal du 24 mai 2023 désignant zone spéciale de conservation et déclarant obligatoire la zone « Vallée supérieure de la Sûre / Lac du barrage » et modifiant le règlement grand-ducal modifié du 6 novembre 2009 portant désignation des zones spéciales de conservation. Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 263: 1–5.
- Mémorial, 2023b. Règlement grand-ducal du 24 mai 2023 désignant zone de protection spéciale et déclarant obligatoire la zone « Vallée de la Woltz et affluents de la source à Troisvierges » et modifiant le règlement grand-ducal modifié du 30 novembre 2012 portant désignation des zones de protection spéciale. Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 271: 1–5.
- Ministère de l'Environnement (Hrsg.), 2006. Landschaftsmonitoring Luxemburg 2005, Hansa Luftbild, 139 pp.
- Mitsch, W. J., B. Bernal & M. E. Hernandez, 2015. Ecosystem services of wetlands. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 11(1): 1–4. <https://doi.org/10.1080/21513732.2015.1006250>

- Müller J., G. Rosenthal & H. Uchtmann, 1992. Vegetationsveränderungen und Ökologie nordwestdeutscher Feuchtgrünlandbrachen. *Tuexenia* 12: 223–244.
- Oksanen, J., G. Simpson, F. Blanchet, [...] & J. Weedon, 2022. *vegan*: Community Ecology Package. R package version 2.6-4. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> [Zugriff am 30.04.2025].
- R Core Team, 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/> [Zugriff am 30.04.2025].
- Roderfeld, H., 2023. Moore: Über ihre Entstehung, ihre Nutzung und ihren Schutz. In: J. van de Löcht & N. Penke (Hrsg.), *Kulturpoetik des Moores*: Ressource, Phobotop, Reservoir. De Gruyter, Berlin, Boston: 17–30. <https://doi.org/10.1515/9783110786743-002>
- Rosenthal, G., 1992. Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen. *Dissertationes Botanicae* 182: 1–283.
- Rosenthal, G. & N. Hölzel, 2009. Renaturierung von Feuchtgrünland, Auengrünland und mesophilem Grünland. In: S. Zerbe & G. Wiegand (Hrsg.), *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*, pp. 283–316. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Ruthsatz, B. & B. Kraß, 1998. Die Vegetation von Feuchtgrünlandbrachen im westlichen Hunsrück – Lebensraum für gefährdete Pflanzenarten oder das Landschaftsbild störende Unordnung? *Mitteilungen der Pollichia* 85: 77–105.
- Schitteck, K., L. Teichert, K. Geiger, K. H. Knorr & S. Schneider, 2021. A 14,000 year peatland record of environmental change in the southern Gutland region, Luxembourg. *The Holocene* 31 (6): 1005–1018. <https://doi.org/10.1177/0959683621994645>
- Schneider, S. (2011): Die Graslandgesellschaften Luxemburgs. *Ferrantia* 66: 1–303.
- Schneider, S., 2013. Plan national pour la protection de la nature, Plans d’actions habitats – Tourbières de transition et tremblantes / Übergangs- und Schwingrasenmoore. Ministère du Développement durable et des Infrastructures, Département de l’environnement, Luxembourg, 12 pp. URL: https://environnement.public.lu/dam-assets/documents/natur/plan_action_especes/habitats-tourbieres-de-transition.pdf [Zugriff am 25.02.2025].
- Schneider, S., 2019. Magerwiesen, Heiden und Niedermoore – Artenreiche Graslandgebiete im Südwesten und Westen Luxemburgs. In: S. Schneider (Hrsg.), *Ein floristischer und vegetationskundlicher Querschnitt durch die Luxemburger Kulturlandschaft: Von den Felsen im Ösling über artenreiche Graslandgesellschaften hin zu ehemaligen Tagebaugebieten im Gutland*. *Tuexenia Beiheft* 12: 189–277.
- Schneider, S., J.-P. Wolff & F. Hans, 2023. Wiederansiedlung von Torfmoosen in einem Niedermoor. Ein Erfahrungsbericht zur Kombination von In situ- und Ex situ-Verfahren. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 55(10): 12–21. <https://doi.org/10.1399/NuL.2023.10.01>
- Schneider, S., F. Breit, T. Frankenberg, T. Walisch & L. Daco, 2024. Overview of plant species translocations in Luxembourg. *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois* 126: 147–183. <https://doi.org/10.59513/snl.2024.126.147>
- Süss, K., M. Fritsch, A. Bauer & C. Eichberg, 2011. Zusammenhänge zwischen Tierernährung und Naturschutzwert in einem Ried-Sand-Beweidungssystem. In: K. Süss, C. Storm, & A. Schwabe (Hrsg.), *Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung*. *Naturschutz Biologische Vielfalt* 110: 261–296.
- Tanneberger, F., 2024. Verbreitung und Zustand der Moore weltweit, in Europa und in Deutschland. In: *Rundgespräche Forum Ökologie*, Bd: 13–25.
- Tiemeyer, B., M. Bechtold, S. Belting, A. Freibauer, C. Förster, E. Schubert, U. Dettmann, S. Frank, D. Fuchs, J. Gelbrecht, B. Jeuther, A. Laggner, E. Rosinski, K. Leiber-Sauheitl, J. Sachteleben, D. Zak & M. Drösler, 2017. Moorschutz in Deutschland – Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen. *BfN-Skripten* 462: 1–320.
- van Duren, I. C. & D. M. Pegtel, 2000. Nutrient limitations in wet, drained and rewetted fen meadows: evaluation of methods and results. *Plant and Soil* 220: 35–47. <https://doi.org/10.1023/A:1004735618905>
- Verloove, F. & F. Van Rossum (Hrsg.), 2024. *Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines (Ptéridophytes et Spermatophytes)*. Édition du Jardin botanique de Meise, Meise, CI + 1.000 pp.
- Werner, J., 2003. Liste rouge des bryophytes du Luxembourg. Mesures de conservation et perspectives. *Ferrantia* 35: 1–76.
- Werner, J., 2011. Les bryophytes du Luxembourg – Liste annotée et atlas. *Ferrantia* 65: 1–144.