Tuexenia 40: 247–268. Göttingen 2020.
doi: 10.14471/2020.40.012, available online at www.zobodat.at

Erfolgreicher Erhalt von artenreichem Extensivgrünland im Zentrum und Südwesten Luxemburgs – eine erste Bilanz

Successful conservation of species-rich grasslands in central and south-west Luxembourg – first results

Claire Wolff[1], Guy Colling[2], Sonja Naumann[1],
Liza Glesener[1] & Simone Schneider[1, 3, *]

[1]Naturschutzsyndikat SICONA, 12 rue de Capellen, 8393 Olm, Luxembourg;
[2]Musée national d'histoire naturelle, Populationsbiologie und Evolution, 25 rue Munster, 2160 Luxembourg, Luxembourg;
[3]Musée national d'histoire naturelle, Ökologie, 25 rue Munster, 2160 Luxembourg, Luxembourg
**Korrespondierende Autorin, E-Mail: simone.schneider@sicona.lu*

Zusammenfassung

Artenreiches Grünland ist durch traditionelle Nutzung entstanden und stellt einen wichtigen Lebensraum der Kulturlandschaft Mittel- und Westeuropas dar. Trotz Schutzbemühungen auf internationaler und nationaler Ebene sind heutzutage viele Graslandtypen akut bedroht. Als wichtiges Instrument zum Erhalt der typischen Pflanzengemeinschaften werden Bewirtschaftungsverträge eingesetzt, die eine extensive Bewirtschaftung finanziell fördern. Langjährige Studien, die die Effektivität des Vertragsnaturschutzes untersuchen, sind jedoch selten. Die vorliegende Untersuchung basiert auf im Rahmen unterschiedlicher Studien über Jahrzehnte erfassten Abundanz-Artenlisten, die auf extensiv bewirtschafteten Grünlandflächen im Zentrum und Südwesten Luxemburgs erhoben wurden. Artenlisten, die von derselben Fläche zu zwei unterschiedlichen Aufnahmezeitpunkten innerhalb von bis zu 16 Jahren stammen, sollen Aufschluss über die Auswirkung der extensiven Nutzung auf die Vegetation geben. Alle vorliegenden Vegetationsdaten wurden zunächst auf ihre Eignung zur Einbeziehung in die Untersuchung geprüft und standardisiert. Der so gewonnene Datensatz mit 180 Artenlisten von 90 Untersuchungsflächen wurde einer NMS-Ordination sowie RDA- und ANOVA-Analyse unterzogen, um Veränderungen in der Pflanzengemeinschaft zwischen den zwei Aufnahmezeitpunkten im Zusammenhang mit unterschiedlichen Parametern zu untersuchen. Die naturschutzfachliche Qualität der extensiv genutzten Grünlandflächen blieb bei 75 % der Untersuchungsflächen erhalten und hat sich auf einigen Flächen sogar verbessert. Die Artenzahlen waren auf Flächen mit höherer Ellenberg-Nährstoffzahl niedriger, was die Wichtigkeit einer Nulldüngung für den Erhalt des Artenreichtums auf Grünlandflächen unterstreicht. Bei der Hälfte der Flächen kam es zu einem Anstieg des Artenreichtums; dies betraf allerdings nicht die Anzahl an Rote Liste-Arten. Hier wird auf die Notwendigkeit von gezielten Renaturierungsmaßnahmen im Grünland verwiesen (einschließlich der Wiederansiedlung bedrohter Pflanzenarten), da eine alleinige Extensivierung nicht zur Wiederherstellung der gesamten Artengemeinschaft führen kann. Einige nährstoffliebende Arten nahmen in der Häufigkeit zwischen den zwei Aufnahmezeitpunkten signifikant ab, während andere Arten signifikant zunahmen. Die Einschränkungen der vorliegenden Untersuchung, die unter anderem in der Verwendung unterschiedlicher Datenquellen und der Erfassung der Daten durch unterschiedliche Bearbeiter begründet

Manuskript eingereicht am 20. März 2020, angenommen am 17. Juli 2020
Koordinierender Editor: Johannes Kollmann

sind, werden diskutiert. Dennoch zeigt die Untersuchung, dass die extensive Bewirtschaftung ohne Düngung im Rahmen einer Vertragsnaturschutz-Förderung die gefährdeten Grünlandbestände zu erhalten vermag. Die Weiterführung sowie die Optimierung der bestehenden Programme, auch durch die Erhöhung der Fördergelder, inklusive eines begleitenden Monitorings sind daher – und nicht zuletzt aufgrund des anhaltenden Rückgangs der Magerwiesen – dringend notwendig.

Abstract

Species-rich grasslands, most often the result of traditional agricultural practices, are important habitats within the cultural landscapes of central and western Europe. Despite conservation efforts at a national and international scale, many types of these grasslands are severely threatened of disappearing. Contractual nature conservation schemes with financial rewards for low-intensity management are deemed an important instrument for maintaining characteristic plant communities. However, long-term data sets that examine the efficiency of these schemes are rare. The present study compares plant species abundance lists gathered in various surveys undertaken in low-intensity grasslands in central and southwestern Luxembourg over the course of several decades. These vegetation lists, of which one pair is available for every site included in the analysis, and which have been recorded in intervals of up to 16 years, should provide an indication as to the effects of extensive management on vegetation composition. All available data was quality assessed and standardized before the analysis. The resulting dataset with 180 species lists from 90 survey sites was analysed by NMS-ordination, RDA-analysis and ANOVA in order to evaluate potential differences in vegetation composition over time and in relation to various variables. The high initial ecological quality of the grassland communities was conserved at 75% of the surveyed sites and at some sites it had even increased over time. Plant species diversity was lowest at sites with high Ellenberg-nutrient values, underlining the importance of zero fertilization for the conservation of species-rich grasslands. A slight increase in species diversity was found at more than half of the sites. However, this increase did not include any red list species. We therefore highlight the necessity for targeted restoration measures, including the reintroduction of threatened plant species, as extensification measures alone are insufficient for the restoration of typical plant communities. Some species favored by high soil nutrient levels decreased in abundance between the two survey dates, while other species showed a significant increase. The limitations of the present study, due notably to the collation of data from different sources and gathered by different surveyors, are discussed. Nevertheless, our results show that low-intensity grassland management within the framework of contractual nature conservation initiatives can preserve threatened grassland plant communities. The continuation as well as the optimisation of existing schemes, also through the increase in subsidies, accompanied by regular monitoring, are therefore an absolute necessity, even more so regarding the ongoing decline of low-nutrient meadows.

Keywords: Agri-environment schemes, contractual nature conservation, extensively managed grassland, fertilizer reduction, hay meadows, mesophytic grasslands, pastures, red list species, wet grasslands

1. Einleitung

Anthropogen geprägtes Grünland stellt einen der artenreichsten Lebensräume in der Kulturlandschaft Mittel- und Westeuropas dar. Bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts wurde dieses auf eine traditionelle Weise als Heuwiese oder Viehweide genutzt. Der anschließend einsetzende Landnutzungswandel, mit einerseits Intensivierung der Nutzung bei entsprechenden Düngergaben, erhöhter Schnittfrequenz und Melioration sowie andererseits Brachfallen und Aufforstungen, haben in vielen Regionen zu Verlusten standorttypischer, artenreicher Grünlandgesellschaften geführt (POSCHLOD & SCHUMACHER 1998, WESCHE et al. 2012).

In Luxemburg sind lediglich 4 % des gesamten Grünlands (ca. 67.800 ha, STATEC 2019) als Magere Flachlandmähwiese (LRT 6510: 2900 ha) eingestuft, Feuchtwiesen finden sich nur noch auf knapp 1,5 % der Grünlandfläche Luxemburgs (MDDI 2017, SCHNEIDER 2018, 2019a, b). Luxemburg weist zwar noch eine Vielzahl an äußerst wertvollen Graslandtypen in unterschiedlichen Ausprägungen auf, der Erhaltungszustand fast aller Graslandbiotoptypen ist jedoch schlecht (MÉMORIAL 2018c, EEA 2019a, SCHNEIDER 2019a). Trotz intensiver Schutzbemühungen in den letzten Jahrzehnten auf europäischer, nationaler und kommunaler Ebene (COUNCIL OF EUROPEAN COMMUNITIES 1992, MÉMORIAL 2018a, b) ist der Rückgang artenreichen Grünlandes und damit auch von an diesen Lebensraum angepassten Pflanzen- und Tierarten in Luxemburg fast ungebrochen (EEA 2019a). Schwerpunktmäßig sind die kontinuierliche Erhöhung der Bewirtschaftungsintensität auf Wiesen und Weiden, die damit einhergehende schleichende Zerstörung durch Düngung sowie der hohe Bebauungsdruck an den Siedlungsrändern vor allem im Süden und Südwesten Luxemburgs für den Rückgang verantwortlich. Die Umwandlung in Ackerflächen ist eine weitere Ursache für das Verschwinden artenreicher Grünlandflächen, während das Brachfallen von Grenzertragsstandorten im untersuchten Gebiet (Abb. 1) nur eine sehr geringe Rolle spielt. Auf nationaler wie europäischer Ebene wird versucht, dem Rückgang gefährdeter Grünlandgesellschaften durch gesetzlichen Schutz sowie gezielte Schutzprogramme entgegenzuwirken (SCHNEIDER 2019a, b). Der starke flächenmäßige Rückgang sowie schlechte Erhaltungszustand der noch vorhandenen artenreichen Mähwiesen und Weiden zeigen den dringenden Handlungsbedarf, langfristige Lösungen zu ihrem Erhalt umzusetzen (SCHNEIDER 2011, 2018, 2019a).

Der Verlust der typischen Artengemeinschaften von Flora und Fauna, insbesondere von Offenlandlebensräumen, geht mit einem Verlust für den Menschen wertvoller Ökosystemleistungen einher (EASAC 2009), weshalb seit Jahrzehnten unterschiedliche Erhaltungsmaßnahmen und seit einigen Jahren auch verstärkt Renaturierungen umgesetzt wurden. Ein wichtiges Instrument hierbei sind Extensivierungsmaßnahmen im Rahmen europäisch oder staatlich subventionierter Förderprogramme wie der Vertragsnaturschutz.

In Luxemburg ist der Vertragsnaturschutz im sogenannten „Biodiversitäts-Reglement" (Großherzogliche Verordnung) verankert (MÉMORIAL 2002, 2012, 2017b). Von den landesweit rund 5200 ha Wiesen- und Weideflächen unter Vertragsnaturschutz werden derzeit 1467 ha von den Naturschutz-Zweckverbänden SICONA Sud-Ouest und SICONA Centre („Naturschutzsyndikat SICONA") betreut, die ohne Düngung und mit definiertem Mahdzeitpunkt oder festgelegter Beweidungsbesatzdichte bewirtschaftet werden (Stand: 2019, ANF 2019). Hier (wie in anderen Regionen) werden Langzeitstudien über die Auswirkungen von Bewirtschaftungsverträgen mit einer Sicherstellung der extensiven Nutzung zum Erhalt der Arten und Lebensräume, d. h. der immer seltener werdenden artenreichen Wiesen und Weiden, benötigt (KLEIJN & SUTHERLAND 2003). SULLIVAN et al. (2018) und CRITCHLEY et al. (2007) haben die Auswirkung von über 15-jähriger extensiver Grünland-Nutzung im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen der EU erforscht; insgesamt sind Langzeitstudien zur Effektivität solcher Bewirtschaftungsprogramme aber selten.

In der vorliegenden Untersuchung werden die Veränderungen extensiv genutzter Grünlandbestände unterschiedlicher Standorte nach bis zu 16 Jahren analysiert. Anhand von 90 Grünlandflächen wird untersucht, ob der Artenreichtum des Grünlands unter extensiver Nutzung erhalten werden konnte; von jeder Fläche werden zwei Erhebungen zwischen 2001 und 2017 verglichen (SICONA 2001–2017). Die Daten stammen aus Projekten des Naturschutzsyndikates SICONA (erstmalige Erfassungen der Grünlandbestände im Rahmen von

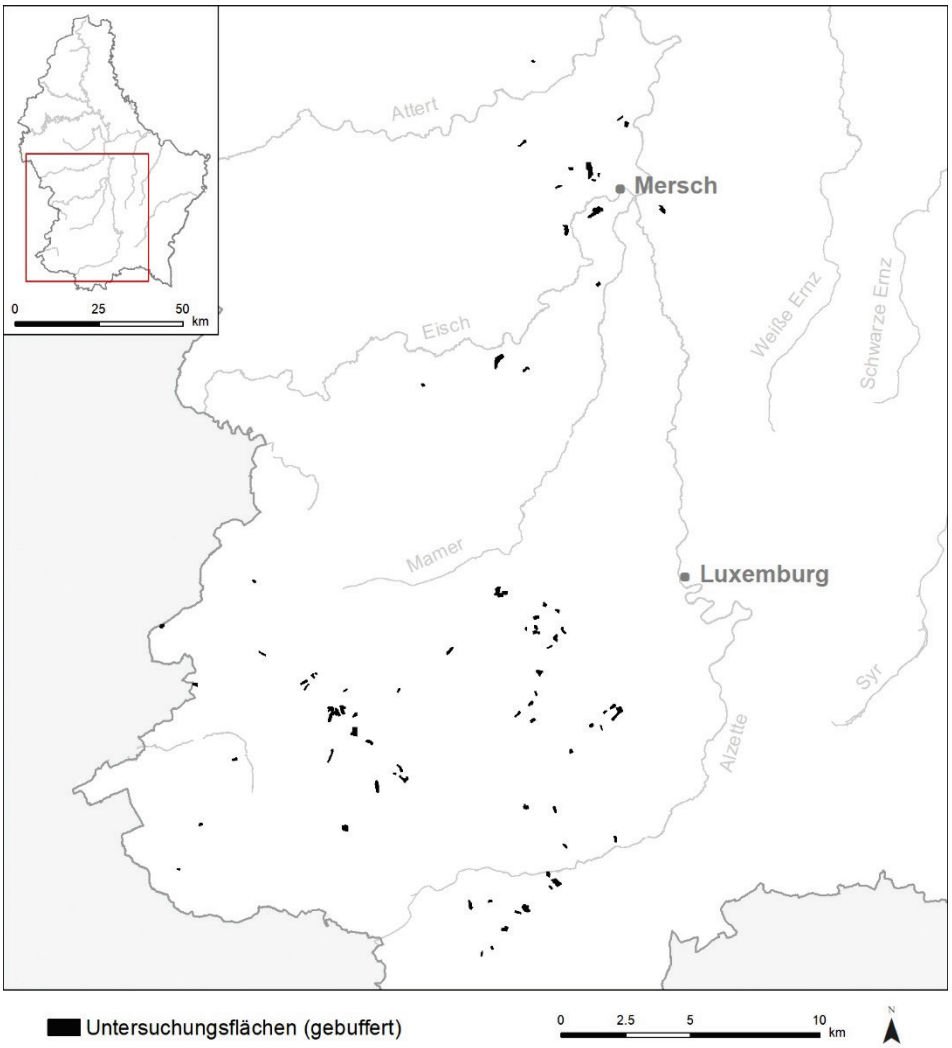

Abb. 1. Lage der Untersuchungsflächen. Quelle: Topographische Karte, BD-L-TC, Administration du Cadastre et de la Topographie Luxembourg.

Fig. 1. Location of the study sites. Source: Topographic map, BD-L-TC, Administration du Cadastre et de la Topographie Luxembourg.

Grünlandkartierungen, Untersuchungen von möglichen Vertragsabschlüssen sowie Dokumentation der Vegetationsentwicklung artenreicher Grünlandflächen unter extensiver Bewirtschaftung) und wurden nicht gezielt im Rahmen einer einzigen Langzeitstudie erhoben. Folglich kam es über die Zeit zu leichten Divergenzen bei den Aufnahmekriterien und Abgrenzungen der Untersuchungsflächen. Alle zur Verfügung stehenden Artenlisten wurden deshalb zunächst auf ihre Eignung zur Miteinbeziehung in die vorliegende Auswertung geprüft und standardisiert, um sie statistisch auswerten zu können.

2. Untersuchungsflächen

Die nach der Datenstandardisierung für die Untersuchung ausgewählten 90 Extensivgrünlandflächen liegen im Zentrum und Südwesten Luxemburgs (Abb. 1). Naturräumlich gehört das gesamte Gebiet zum „Luxemburger Gutland", wobei sich die einzelnen Landschaftsräume geologisch und teils auch klimatisch unterscheiden; mit 250–400 m ü. NN liegt das Gebiet in der planaren bis kollinen und teils auch in der submontanen Höhenstufe. Insgesamt weist das Untersuchungsgebiet ein gemäßigtes Klima auf mit milden Wintern und relativ kühlen Sommern, mit Durchschnittstemperaturen um 9 °C und einem Jahresniederschlag von 850–950 mm. Charakteristisch für die Region zwischen den Flüssen Mamer und Alzette sind Lias-Mergel (Mittlerer Lias), aus denen tonige, meist basenreiche Böden mit z. T. starker Vernässung hervorgegangen sind. Die nördlich gelegenen Untersuchungsflächen liegen meist auf basenreichen Tonböden auf Keuper-Mergel um die Ortschaft Mersch (AEF 1995).

Die meisten der 90 Untersuchungsflächen (n = 73) wurden im Rahmen von Vertragsnaturschutzprogrammen mit einem späten ersten Mahdtermin (15. Juni, 1. Juli oder 1. August) ein- bis zweischürig gemäht oder als Mähweide (erster Schnitt 15. Juni, anschließend zwei GVE/ha) genutzt. Ein Viertel der Flächen wurde mit niedrigem Viehbesatz den Sommer über beweidet (zwei bis vier GVE/ha). Bis auf drei Untersuchungsflächen waren alle, zumindest zum Zeitpunkt der zweiten Aufnahme, unter Vertragsnaturschutz. Diese drei Flächen wurden einbezogen, da sie noch einen gewissen Artenreichtum vorzuweisen hatten und bekannt war, dass sie extensiv bewirtschaftet wurden, wenn auch ohne Bewirtschaftungsvertrag. Da das Naturschutzsyndikat SICONA den vertraglichen Naturschutz in Luxemburg bereits in den frühen 1990er Jahren initiiert hat, wurden viele Flächen schon lange extensiv genutzt. Unter Vertrag genommen werden, wie auch schon in der Vergangenheit, nur Wiesen oder Weiden, die eine besondere naturschutzfachliche Bedeutung haben. Als Aufnahmekriterien gelten z. B. das Vorkommen seltener Pflanzenarten, welche im Anhang des Biodiversitäts-Reglements (MÉMORIAL 2002, 2012, 2017b) aufgeführt sind, das Vorhandensein europäisch und national geschützter Biotope (COUNCIL OF EUROPEAN COMMUNITIES 1992, MÉMORIAL 2018a) oder die Zugehörigkeit der Fläche zu einem nationalen oder europäischen Schutzgebiet (MÉMORIAL 2017b). Die Vertragslaufzeit beträgt jeweils fünf Jahre und kann anschließend beliebig oft um fünf Jahre verlängert werden, sofern die Kriterien noch immer erfüllt sind. Die Größe der Untersuchungsflächen variierte zwischen 0,2–8 ha, mit einer durchschnittlichen Größe von 1,5 ha und einem Median-Wert von 1 ha (siehe Anhang E1).

In dieser Untersuchung wurden Flächen auf trockenen, frischen bis nassen Böden einbezogen. Überwiegend konnten die Bestände den Glatthaferwiesen (*Arrhenatherion elatioris* W. Koch 1926) sowie Sumpfdotterblumenwiesen (*Calthion palustris* Tüxen 1937) und selten auch reliktischen Ausprägungen der Pfeifengraswiesen (*Molinion caeruleae* W. Koch 1926) zugeordnet werden, einige Trespen-Halbtrockenrasen (*Bromion erecti* Koch 1926) waren ebenfalls dabei (Abb. 2a–d). Kleinräumige Verzahnungen sind auf schweren Tonböden häufig, sodass auch Übergänge zu Flutrasen (*Potentillion anserinae* Tüxen 1947) und Kleinseggenrieden (*Caricion nigrae* W. Koch 1926) vorhanden waren.

Abb. 2. Die Untersuchungsflächen umfassten vor allem **a)** Glatthaferwiesen (*Arrhenatherion elatioris* W. Koch 1926), **b)** Sumpfdotterblumenwiesen (*Calthion palustris* Tüxen 1937), **c)** reliktische Pfeifengraswiesen (*Molinion caeruleae* W. Koch 1926) sowie **d)** Trespen-Halbtrockenrasen (*Bromion erecti* Koch 1926) (Fotos: S. Schneider, 2008–2018).

Fig. 2. The study sites contained mainly **a)** Oatgrass meadows (*Arrhenatherion elatioris* W. Koch 1926), **b)** Marsh Marigold meadows (*Calthion palustris* Tüxen 1937), **c)** relict Blue moor-grass meadows (*Molinion caeruleae* W. Koch 1926), as well as **d)** *Mesobromion* grasslands (*Bromion erecti* Koch 1926) (Photos: S. Schneider, 2008–2018).

3. Methoden

3.1 Ursprung der Daten

In den Jahren 2001–2017 wurden vom Naturschutzsyndikat SICONA im Rahmen verschiedener Projekte Artenlisten von Grünlandbeständen erstellt. Der größte Teil erfolgte zur Vorbereitung von Bewirtschaftungsverträgen und bei erfolgreichem Vertragsabschluss zur Dokumentation der Vegetationsentwicklung unter extensiver Bewirtschaftung (z. B. JUNCK et al. 2003, NAUMANN & SOWA 2004, JUNCK et al. 2005, NAUMANN & SCHOOS 2006, NAUMANN 2013–2017). Bei Vertragsverlängerung wurden die Bewirtschaftungsparzellen zur Überprüfung der Erfüllung der Vertragsnaturschutz-Kriterien in der Regel erneut aufgesucht (MÉMORIAL 2002, 2012, 2017b). Zusätzlich wurden im Rahmen anderer Naturschutz-Projekte von SICONA ebenfalls Artenlisten in extensivem Grünland erstellt (NAUMANN et al. 2004, NAUMANN 2015–2017). Im Zeitraum von 16 Jahren entstanden somit über 2000 Datensätze mit weitgehend standardisierter Methodik (d. h. Artenlisten mit Häufigkeitsangabe). Ausnahmen waren Listen mit reinen Präsenz-Absenz-Daten (anstatt von Häufigkeitsangaben) oder Listen mit lediglich Indikatorarten (anstatt aller vorkommenden Arten). Die Herausforderung der vorliegenden Untersuchung bestand zunächst darin, aus diesen über 2000 Artenlisten durch Standardisierung (Abschnitt 3.3) einen vergleichbaren Datensatz zu entwickeln, der statistisch abgesicherte Aussagen zur Entwicklung der Vegetation derselben Untersuchungsflächen von einem früheren zu einem späteren Aufnahmezeitpunkt erlaubte.

3.2 Erfassungen von 2001–2017

Bei den botanischen Bestandsaufnahmen wurden Artenlisten aller vorkommenden Blütenpflanzen auf einer Untersuchungsfläche (Nutzungsparzelle) erstellt. Um möglichst viele Arten zu erfassen, wurde die Fläche auf einer Längsseite im Zickzack hin und auf der anderen Längsseite im Zickzack zurück begangen. Die Häufigkeit der Arten wurde mit den Kategorien häufig (h), zerstreut (z), vereinzelt (v) und selten (s) erfasst; in einigen Fällen wurden Zwischenkategorien – wie zerstreut bis häufig (z–h) oder aber auch lokal häufig – verwendet oder es erfolgte nur eine Angabe zum Vorkommen der Art ohne Abundanzschätzung. Diese Kategorien sind nicht quantitativ, werden aber seit dem Jahr 2001 in dieser Form bei zahlreichen Wiesenkartierungen angewandt (JUNCK & CARRIÈRES 2001) und auch die landesweite Grünlandkartierung wurde nach dieser Methode vorgenommen (MDDI 2007–2010a, b).

Zusätzlich wurden allgemeine Daten zu Zustand und Nutzung der Fläche erhoben. Je nach Artenzahl, Ausprägung, Kraut- und Artenreichtum wurden die erfassten Wiesen in drei Bewertungskategorien eingeteilt: In die Kategorie 1 fielen Flächen von nationaler oder regionaler Bedeutung (d. h. Flächen mit optimaler, artenreicher und typischer Ausbildung der Vegetation, Vorkommen mehrerer gefährdeter Arten oder einer hochgradig gefährdeten Art in größeren Populationen bzw. Flächen mit einer gut strukturierten, aber leicht artenverarmten Vegetation oder mit Störeinflüssen in der Struktur, aber noch Vorkommen von einer oder mehrerer seltener Arten in größeren Populationen). Kategorie 2 enthielt Flächen von lokaler Bedeutung (Flächen mit Störeinflüssen, größere Teilflächen, aber noch gut strukturiert und mit typischer Artenzusammensetzung und/oder Vorkommen gefährdeter Arten in kleineren Populationen). In Flächen der Kategorie 3 war die Vegetation nur in kleineren Teilflächen noch typisch ausgebildet und/oder gefährdete Arten kamen nur noch randlich oder mit wenigen Exemplaren vor. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach LAMBINON & VERLOOVE (2015). In Abweichung davon wurden Aggregate für einige schwierig unterscheidbare Arten verwendet; Unterarten, Sammelarten u. ä. wurden jeweils auf die nächste taxonomische Ebene hochgestuft. Der Gefährdungsstatus wurde der Roten Liste der Gefäßpflanzen Luxemburgs (COLLING 2005) entnommen.

3.3 Datenstandardisierung

In einem ersten Schritt wurden alle in der Datenbank (SICONA 2001–2017) nach oben genannter Erfassungsmethode erfassten Bestandsaufnahmen herausgesucht. Diese insgesamt über 2000 Aufnahmen wurden im Geoinformationssystem (ArcGIS 10.6) über ein Polygon-Shape, das alle von SICONA erfassten Flächen mit ihrer Abgrenzung und Bezeichnung enthält, den jeweilig erfassten Grünlandflächen zugeordnet.

Für die Auswertung wurden diejenigen Flächen ausgewählt, für die es zwei vollständige Artenlisten mit Häufigkeitsangaben in einem Abstand von mindestens drei Jahren gab. Insgesamt variierte der zeitliche Abstand zwischen der Erst- und Zweitaufnahme der Untersuchungsflächen von 3 bis zu 16 Jahren. Die Anzahl der Jahre zwischen den Aufnahmezeitpunkten lag bei 36 Flächen zwischen 6 und 10 Jahren und bei 51 Flächen zwischen 11 und 15 Jahren (siehe Anhang E1).

Falls sich die Abgrenzung der Untersuchungsflächen zu den zwei Aufnahmezeitpunkten aufgrund von Bebauung, Ent- bzw. Verbuschung, der Anlage von Weihern oder leichten Änderungen in der Abgrenzung der landwirtschaftlichen Nutzungsparzellen kleinräumig verändert hatte, wurden die Artenlisten dennoch in die Auswertung einbezogen. Insgesamt mussten die Häufigkeitsangaben über alle Vegetationslisten standardisiert werden, um sie für die weitere Analyse verwendbar zu machen. Verwendet wurden die Kategorien selten (s), selten bis vereinzelt (s–v), vereinzelt (v), vereinzelt bis zerstreut (v–z), zerstreut (z), zerstreut bis häufig (z–h) und häufig (h); Detailangaben wie das Vorkommen in kleinflächigen Dominanzbeständen wurden vereinfacht. In 15 Fällen wurden Artenlisten einer Untersuchungsfläche aus demselben Jahr zusammengeführt: Entweder wurden in einem der Untersuchungsjahre zwei oder mehr Bereiche, die einer Untersuchungsfläche in ihrer Gesamtheit (weitestgehend) entsprachen, separat erfasst oder eine untersuchte Fläche in einem gleichen Jahr zu unterschiedlichen Zeitpunkten aufgesucht, z. B. weil eine bei der Erstbegehung bereits begonnene Beweidung die Einschätzung der Häufigkeiten verfälscht hätte. Beim Zusammenführen von Artenlisten

wurden auch teilweise Anpassungen an den für verschiedene Arten vergebenen Häufigkeitsangaben vorgenommen – wurde z. B. eine Art in einem Flächenbereich als häufig erfasst, der nur noch einem sehr kleinen Teilbereich der zusammengeführten Untersuchungsfläche entsprach, konnte aber ansonsten nicht erfasst werden, wurde sie für die weitere Untersuchung als zerstreut vorkommend angegeben. Jegliche Änderungen wurden sorgfältig überlegt und erfolgten immer nur auf Basis einer hervorragenden Kenntnis der betroffenen Flächen.

Da die Artenzahl in einigen Untersuchungsflächen teilweise stark zwischen den beiden Aufnahmezeitpunkten variierte, wurden folgende Kriterien angewandt, um zu garantieren, dass nur möglichst vollständige Artenlisten in die Auswertung einflossen: Artenlisten, die zu den Aufnahmezeitpunkten sowohl mindestens 15 Arten mitsamt Häufigkeitsangaben aufwiesen, als auch insgesamt zu mehr als 80 % aus Häufigkeits-Daten (d. h. < 20 % Präsenz-Absenz-Daten) bestanden und zudem eine maximale Abweichung von neun Arten in der Artenzahl der zwei Aufnahmezeitpunkte aufwiesen. Dieser Wert von neun entspricht dem Medianwert der Differenz in der Artenzahl aller Artenlisten zwischen den beiden Aufnahmezeitpunkten.

Die Anwendung aller genannten Standardisierungs-Kriterien ergab einen finalen Datensatz aus 90 Untersuchungsflächen, d. h. 180 Artenlisten. Bei 53 Flächen kam es von Aufnahmezeitpunkt 1 zu 2 zu einem Bearbeiterwechsel, der in der Analyse der Ergebnisse berücksichtigt wurde. Für jede Fläche wurde der dort vorherrschende Boden- und Gesteinstyp über Verschneidungen im GIS bestimmt.

3.4 Statistische Auswertung

Die Kategorien der Häufigkeitsskala der Vegetationsdaten wurden für die statistische Auswertung nach VAN DER MAAREL (1979) transformiert, um eine metrische Skala zu erhalten: s = 1^2, s–v = 2^2, v = 3^2, v–z = 4^2, z = 5^2, z–h = 6^2, h = 7^2. Der Exponent 2 wurde gewählt, da die Abstände zwischen den Häufigkeitskategorien nicht äquidistant waren (entspräche Exponent 1) und eine leichte Gewichtung der häufigeren Arten eher den Verhältnissen der angewandten Häufigkeitskategorien entsprach. Veränderungen der Bodeneigenschaften wurden über die Zeigerwerte nach Ellenberg erschlossen, da im Rahmen der Erhebungen keine Bodenanalysen vorgenommen wurden. Für jede Artenliste wurden daher die gewichteten mittleren Ellenberg-Zeigerwerte für Reaktion, Feuchte und Stickstoff berechnet; die Werte wurden aus ELLENBERG et al. (2001) entnommen. Der Ellenberg-Zeigerwert für Stickstoff wird im Folgenden als „Zeigerwert für Nährstoffe“ in Anlehnung an KLAUS et al. (2012) bezeichnet.

Um einen ersten Überblick über die Vegetationszusammensetzung des Datensatzes zu erhalten, wurden NMS-Ordinationen *(non-metric multidimensional scaling*) in PCORD (MjM Software Design) (Gesamtdatensatz, Mähwiesen einzeln und Weiden einzeln) mit einer Überlagerung unterschiedlicher Variablen (Artenzahl, Anzahl Rote Liste-Arten, Flächenbewertung, gewichtete Ellenberg-Zeigerwerte für Feuchte, Reaktion und Nährstoffe, Flächengröße, Anzahl der Jahre zwischen den zwei Aufnahmezeitpunkten) berechnet. Arten, die weniger als dreimal vorkamen, wurden gelöscht und die Vegetationsdaten quadratwurzel-transformiert. Die Berechnung der NMS erfolgte mit den Grundeinstellungen des Programms (*autopilot mode: medium speed, distance measure: Bray-Curtis* [*Sorensen*]). Der Anteil der Varianz des Datensatzes wurde ebenfalls mit dem Bray-Curtis-Distanzmaß berechnet, die korrelierenden Variablen wurden bestimmt bei $r^2 > 0{,}2$; der Stress aller NMS-Berechnungen war < 20. Bei den Ergebnissen wird nur die NMS-Grafik der Mähwiesen abgebildet, da der größte Teil der Untersuchungsflächen dieser Nutzung unterlag und somit für die Ordination die größte sowie einheitlichste Stichprobe darstellt.

Die Unterschiede der Vegetationszusammensetzung zwischen den beiden Aufnahmezeitpunkten wurden zusätzlich durch die Durchführung einer verschachtelten Redundanzanalyse (RDA) log-transformierter Werte der Häufigkeit der vorkommenden Gefäßpflanzen unter Verwendung der Zeitdauer der Extensivierungsperiode (Zeitspanne; Kovariable), des Bearbeiters der Aufnahme (Botaniker), der Untersuchungsfläche (Nutzungsparzelle) und des Aufnahmezeitpunktes (Erst- oder Zweitaufnahme) als erklärende Variablen untersucht. Die Unterschiede in der Artenzahl, der Anzahl an Rote Liste-Arten, der gewichteten mittleren Ellenberg-Nährstoffzahl pro Untersuchungsfläche sowie der Häufigkeit ausgewählter Pflanzenarten zwischen den beiden Aufnahmezeitpunkten wurden durch die Durchführung

einer verschachtelten Varianzanalyse (ANOVA) unter Verwendung der Zeitdauer der Extensivierungsperiode, des Bearbeiters, der Untersuchungsfläche und des Aufnahmezeitpunktes als erklärende Variablen untersucht. Die RDA wurde in R Version 3.5.1. (R CORE TEAM 2018) und die ANOVA-Analysen in SPSS 25 (IBM Corp.) durchgeführt.

4. Ergebnisse

Die NMS-Ordination der Mähwiesen-Flächenpaare ergab eine Verteilung der Flächen entlang der ersten Achse, die die gewichteten Ellenberg-Zeigerwerte für Feuchte *(*r^2 = 0,81) und Reaktion (r^2 = 0,42) widerspiegelte (Abb. 3). Die zweite Achse wies hingegen eine Korrelation mit der Anzahl der Rote Liste-Arten (r^2 = 0,27) und der Ellenberg-Nährstoffzahl (r^2 = 0,47) auf. Die erste Achse erklärte 67,4 % der Varianz des Datensatzes, die zweite 19,3 %. Die sehr gut (mit 1) bewerteten Flächen lagen in den zwei unteren Quadranten – sowohl bei höheren Anzahlen von Rote Liste-Arten und höheren Reaktionszahlen als auch bei höheren Feuchtezahlen. Die 2er- und 3er-Flächen hingegen konzentrierten sich eher auf höhere Reaktions- und Nährstoffzahlen, gepaart mit niedrigeren Anzahlen von Rote Liste-Arten im obersten linken Quadrant. Die Sukzessionsvektoren, die die Entwicklung der Flächen vom ersten Aufnahmezeitpunkt zum zweiten Zeitpunkt beschrieben, zeichneten

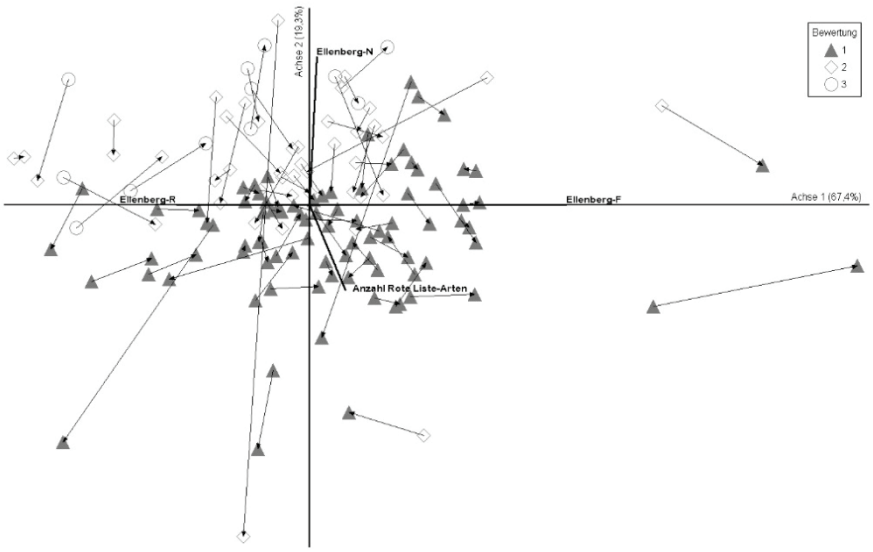

Abb. 3. Ordinationsdiagramm der NMS (*non-metric multidimensional scaling*) der Mähwiesen-Flächenpaare (n = 72), gruppiert nach Bewertung, mit Sukzessionsvektoren und Variablen, die mit den Achsen korreliert waren (cut off-value r^2 = 0,2; vector scaling: 75 %). Bewertung: 1: Fläche von nationaler oder regionaler Bedeutung; 2: Fläche von lokaler Bedeutung; 3: Vegetation nur in kleineren Teilflächen noch typisch ausgebildet und/oder gefährdete Arten kommen nur noch randlich oder mit wenigen Exemplaren vor; detaillierte Erklärung der Bewertungskategorien in Abschnitt 3.2.

Fig. 3. Ordination diagram of the NMS (non-metric multidimensional scaling) of hay-meadow pairs (n = 72), grouped by rating, with display of successional vectors and variables which correlated with the axes (cut off-value r^2 = 0.2, vector scaling: 75%). Rating: 1: site of national/regional importance; 2: site of local importance; 3: typical vegetation found only in small areas of the site and/or occurrence of threatened species limited to the site boundary or to a few individuals only; a detailed explanation of rating categories is given in Chapter 3.2.

Tabelle 1. Entwicklung der Untersuchungsflächen auf Basis der Bewertungskategorien (1: Fläche von nationaler/regionaler Bedeutung; 2: Fläche von lokaler Bedeutung; 3: Vegetation nur in kleineren Teilflächen noch typisch ausgebildet und/oder gefährdete Arten kommen nur noch randlich oder mit wenigen Exemplaren vor; detaillierte Erklärung der Bewertungskategorien in Abschnitt 3.2).

Table 1. Change of the study sites based on overall site assessment (Rating 1: site of national/regional importance; 2: site of local importance; 3: typical vegetation found only in small areas of the site and/or occurrence of threatened species limited to the site boundary or to a few individuals only; a detailed explanation of rating categories is given in Chapter 3.2).

	Bewertung bei Erstaufnahme			
	1 (n = 48)	2 (n = 30)	3 (n = 12)	Gesamt (n = 90)
Verbesserung (2 Stufen)	0	0	1	1
Verbesserung (1 Stufe)	0	9	6	15
Gleichbleibend	45	18	5	68
Verschlechterung (1 Stufe)	3	3	0	6
Verschlechterung (2 Stufen)	0	0	0	0
Gesamt	48	30	12	90

über alle Flächen hinweg kein einheitliches Bild. Sie machten vor allem ersichtlich, dass die 1er-Flächen den größten Teil des Datensatzes ausmachten – sowohl zum ersten als auch zum zweiten Aufnahmezeitpunkt. Die 1er-Flächen in der Mitte des Ordinationsdiagrammes zeigten überwiegend kurze Entwicklungswege; es gab aber auch 1er-Flächen, die längere Sukzessionsvektoren besaßen, in der Bewertung zwischen den Aufnahmen aber gleichblieben. Einige 2er- und 3er-Flächen hatten sich über die Zeit in Richtung des Clusters der 1er-Flächen bewegt und sich in der Bewertung ebenfalls verbessert. Einige schon relativ weit außenliegende Flächen hatten sich hingegen noch weiter weg von den anderen entwickelt, zum Beispiel die beiden äußersten Flächenpaare im oberen rechten Quadrant. Blickt man auf die Änderungen der Bewertungskategorien des Gesamtdatensatzes, so ist ersichtlich, dass 75 % der Flächen in ihrer anfänglichen Bewertungskategorie verblieben sind (Tab. 1). Die Hälfte der Untersuchungsflächen wurde sowohl bei der Erstaufnahme als auch der Zweitaufnahme mit der besten Kategorie bewertet. Weiterhin hatten sich 15 Flächen um eine Stufe verbessert, davon wiederum über die Hälfte von Bewertungskategorie 2 zu 1. Nur sechs von 90 Flächen hatten sich vom ersten zum zweiten Untersuchungszeitpunkt verschlechtert (Tab. 1).

Die RDA-Analyse der Vegetationsdaten zeigte, dass die Vegetation der Flächen sich insgesamt zwischen den beiden Aufnahmezeitpunkten signifikant verändert hatte ($F_{1,167}$ = 2,7; p = 0,001). Eine zweite RDA-Analyse mit reinen Präsenzdaten der Pflanzenarten zeigte ebenfalls einen signifikanten Unterschied in der Vegetationszusammensetzung zwischen den beiden Aufnahmezeitpunkten ($F_{1,167}$ = 2,1; p = 0,001). Der Aufnahmezeitpunkt hatte einen signifikanten Einfluss auf die mittlere Anzahl an Pflanzenarten in den Untersuchungsflächen, die sich im Laufe der Untersuchung leicht erhöhte: von 48,2 Pflanzenarten zum Aufnahmezeitpunkt 1 auf 49,6 Arten zum Aufnahmezeitpunkt 2 (Tab. 2). Dieser Effekt blieb bestehen, auch wenn man für die unterschiedliche Zeitspanne korrigierte, indem man den Einfluss der Zeitspanne zwischen den Aufnahmezeitpunkten als Kovariable ins Model eingab.

Tabelle 2. Varianzanalyse des Einflusses der Zeitspanne zwischen den Aufnahmezeitpunkten (Kovariable), der Identität des Bearbeiters (Botaniker), der Untersuchungsfläche und des Aufnahmezeitpunktes auf die Artenzahl, die Anzahl der Rote Liste-Arten sowie der gewichteten mittleren Ellenberg-Nährstoffzahl (Nm) pro Untersuchungsfläche (* = $p < 0{,}05$; *** = $p < 0{,}001$; NS = nicht signifikant).

Table 2. Analysis of variance for the effects of the time period between the two vegetation relevés (covariable), identity of the botanist, the study site and the relevé date on the number of species, the number of red list species, as well as the weighed mean Ellenberg indicator value for nutrients (Nm) per study site (* = $p < 0.05$, *** = $p < 0.001$, NS = not significant).

	Artenzahl		Rote Liste-Arten		Ellenberg Nm	
	df	*F*	*df*	*F*	*df*	*F*
Zeitspanne	1	38,2 ***	1	0,71 NS	1	0,001 NS
Botaniker	9	18,2 ***	9	8,8 ***	9	25,2 ***
Untersuchungsfläche	88	28,8 ***	88	9,1 ***	88	5,8 ***
Aufnahmezeitpunkt	1	4,1 *	1	2,3 NS	1	6,0 *

Die Zeitspanne zwischen den Aufnahmen hatte ebenfalls einen signifikanten Einfluss auf die mittlere Anzahl an Pflanzenarten. Die Artenzahl in den einzelnen Untersuchungsflächen variierte zwischen den beiden Vegetationserfassungen. In 43 % der Flächen nahm die Artenzahl ab, in 2 % variierte sie nicht und in 55 % der Flächen nahm sie zu. Die leichte Erhöhung der Artenzahlen lässt sich vor allem auf folgende Artengruppen zurückführen, die erst zum zweiten Aufnahmezeitpunkt nachgewiesen wurden (ohne Berücksichtigung der Häufigkeiten): typische Grünland-Arten der *Molinio-Arrhenatheretea* Tüxen 1937 und *Arrhenatheretalia* Tüxen 1931 (z. B. *Ajuga reptans*, C*ardamine pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Lotus corniculatus*, *Medicago lupulina*, *Prunella vulgaris*, *Ranunculus repens*, *Saxifraga granulata*, *Trisetum flavescens*, *Vicia cracca* und *V. sativa*), Frischwiesen-Arten (*Arrhenatherion elatioris* W. Koch 1926, z. B. *Arrhenatherum elatius*, *Crepis biennis*), Feuchtwiesen-Arten (*Calthion palustris* Tüxen 1937 oder *Molinietalia caeruleae* W. Koch 1926, z. B. *Bromus racemosus*, *Carex disticha*, *C. ovalis*, *C. panicea*, *Juncus effusus*, *J. acutiflorus*, *J. conglomeratus*, *Lotus pedunculatus)* sowie Begleiter (wie *Agrostis capillaris*, *Festuca arundinacea*, *F. rubra*, *Phleum pratense*). Magerkeitszeiger hingegen sind kaum zwischen dem ersten und zweiten Aufnahmezeitpunkt hinzugekommen. Weiterhin hatte der Aufnahmezeitpunkt keinen Einfluss auf die Anzahl an Rote Liste-Arten in den Flächen (Tab. 2). Im Mittel kamen am zweiten Aufnahmezeitpunkt nur 2,7 Rote Liste-Arten in den Untersuchungsflächen vor. Nur in einigen wenigen Flächen (9,9 %) wurden mehr als fünf Rote Liste-Arten nachgewiesen. Die Identität des Botanikers, der die Vegetationserfassungen durchführte, hatte ebenfalls einen signifikanten Einfluss auf die Anzahl an Arten, die Anzahl an Rote Liste-Arten und die Ellenberg-Nährstoffzahl (Tab. 2). Im Laufe der Untersuchung sank die gewichtete mittlere Ellenberg-Nährstoffzahl in den Flächen von 5,5 auf 5,4. Die Anzahl der Rote Liste-Arten in den Untersuchungsflächen erhöhte sich beim zweiten Aufnahmezeitpunkt mit der Artenzahl ($r = 0{,}59$; $p < 0{,}001$), während die Artenzahl mit der gewichteten mittleren Ellenberg-Nährstoffzahl sank ($r = -0{,}36$; $p < 0{,}001$; Abb. 4).

Bei 19 Pflanzenarten der insgesamt 487 erfassten Taxa hatte der Aufnahmezeitpunkt einen signifikanten Einfluss ($p < 0{,}05$) auf deren Häufigkeit (Tab. 3). Aus diesen 19 Arten wurden einige Zeigerarten exemplarisch ausgewählt, die bei Extensivierungsvorgängen von Interesse sind und die größten Veränderungen zeigten: Nährstoffliebende Gräser wie *Alopecurus pratensis*, *Bromus hordeaceus* und *Poa pratensis* nahmen in der Häufigkeit zwischen

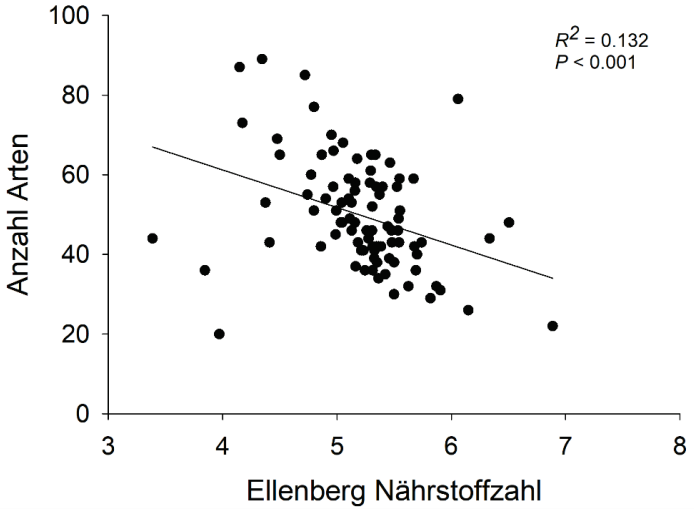

Abb. 4. Beziehung zwischen der gewichteten Ellenberg-Nährstoffzahl und der Artenzahl in den Untersuchungsflächen zum zweiten Aufnahmezeitpunkt (n = 90).

Fig. 4. Relationship between the weighed Ellenberg indicator value for nutrients and the number of plant species per study site of the second relevé (n = 90).

den zwei Aufnahmezeitpunkten signifikant ab, während der Halbparasit *Rhinanthus minor* und die Leguminosenart *Lotus corniculatus* signifikant zunahmen (Tab. 3, Abb. 5a–e). Darüber hinaus nahmen noch weitere Arten signifikant ab, z. B. die Doldenblütler *Anthriscus sylvestris* und *Heracleum sphondylium* oder zu, wie *Plantago lanceolata* oder die Kleinseggen *C. nigra* und *C. panicea*, deren Veränderungen aber weniger deutlich waren.

5. Diskussion und Managementempfehlungen

5.1 Erhalt der bestehenden Artenvielfalt

Die Ergebnisse zur Entwicklung extensiv genutzter Grünlandflächen zeigen, dass die naturschutzfachliche Qualität (basierend auf den Bewertungskategorien) der Pflanzenbestände in mehr als 75 % der Flächen erhalten werden konnte und sich auf mehreren Flächen sogar verbessert hat. Es ist bekannt, dass artenreiches Grünland auf niedrige Nährstoffgehalte im Boden angewiesen ist und durch Düngung verschwindet (z. B. CEULEMANNS et al. 2014, LEPŠ 2014, KIDD et al. 2017). Dies zeigt auch die vorliegende Untersuchung, da die Artenzahl mit steigender Ellenberg-Nährstoffzahl (stellvertretend für Produktivität laut KLAUS et al. 2012) abnahm. In der NMS-Grafik der Mähwiesen ist ersichtlich, dass einige Flächen mit einer schlechteren Bewertung sich über die Zeit verbesserten und sich zeitgleich auch zu niedrigeren Ellenberg-Nährstoffzahlen bewegten, welche ihrerseits von Aufnahmezeitpunkt 1 zu 2 signifikant sanken. Eine extensive Nutzung, die auf Zugabe von vor allem mineralischem, aber auch organischem Dünger verzichtet, erhält somit die notwendigen Standortbedingungen für das Fortbestehen artenreicher Grünlandbestände (MELTS et al. 2018). Die Ellenberg-Zeigerwerte stellen natürlich nur stellvertretende Näherungswerte von

Tabelle 3. Varianzanalyse der Auswirkungen der Zeitperiode zwischen den beiden Vegetationsaufnahmen (Kovariable), der Identität des Bearbeiters (Botaniker), der Untersuchungsfläche und des Aufnahmezeitpunktes auf die relative Häufigkeit von 19 Pflanzenarten, bei denen der Aufnahmezeitpunkt einen signifikanten Einfluss auf ihre Häufigkeit hatte ((*) = $p < 0{,}1$; * = $p < 0{,}05$; ** = $p < 0{,}01$; *** = $p < 0{,}001$; NS = nicht signifikant).

Table 3. Analysis of variance for the effects of the time period between the two vegetation relevés (covariable), the identity of the botanist, the study site and the relevé date on the relative frequency of 19 plant species where the date of recording (first and second relevé) had a significant influence on their frequency ((*) = $p < 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$, NS = not significant).

	Zeitspanne	Botaniker	Untersuchungs-fläche	Aufnahme-zeitpunkt
	F	*F*	*F*	*F*
Achillea millefolium	0,002 NS	3,7 **	3,3 ***	8,4 **
Ajuga reptans	0,01 NS	0,7 NS	1,2 NS	3,8 (*)
Alopecurus pratensis	0,7 NS	5,4 ***	3 ***	10,5 **
Anthriscus sylvestris	0,04 NS	8,4 ***	2,4 ***	2,8 (*)
Bromus hordeaceus	0,8 NS	2 (*)	1,4 (*)	15,2 ***
Carum carvi	0,3 NS	0,3 NS	1,2 NS	5,6 *
Cardamine pratensis	0,1 NS	0,6 NS	1,4 (*)	3,7 (*)
Cirsium arvense	0,001 NS	1,3 NS	2,4 ***	11,7 **
Carex acuta	0,9 NS	0,3 NS	1,8 **	5,6 *
Carex nigra	0,6 NS	1,3 NS	2,6 ***	9,7 **
Carex panicea	0,3 NS	1,1 NS	1,9 **	3,8 (*)
Heracleum sphondylium	9,1 **	5,8 ***	2,9 ***	17,8 ***
Lotus corniculatus	0,03 NS	9,6 ***	5,3 ***	22,1 ***
Mentha arvensis	3,3 (*)	0,3 NS	1,2 NS	5,6 *
Myosotis arvensis	0,3 NS	0,9 NS	1 NS	4,5 *
Plantago lanceolata	0,1 NS	10 ***	3,6 ***	19,2 ***
Poa pratensis	0,05 NS	4,1 ***	2,1 ***	46,9 ***
Rhinanthus minor	0,05 NS	2,9 **	2,9 ***	4,2 *
Veronica arvensis	0,18 NS	0,15 NS	1,1 NS	10,2 **

Bodenwerten dar und können mitunter von diesen abweichen (McGovern et al. 2011). Trotzdem können sie aber als nützliche Indikatoren für Änderungen herangezogen werden, wenn keine Bodenuntersuchungen vorliegen (Sullivan et al. 2018).

Eine fehlende einheitliche Entwicklung aller Mähwiesenflächen, die im Ordinationsdiagramm durch klarere Bewegungen entlang eines einzigen Gradienten über den Untersuchungszeitraum hinweg zu sehen wäre, dürfte auf die große Standortvielfalt der untersuchten Flächen zurückzuführen sein. Standortbedingungen und Nutzungshistorie spielen hier oft eine wichtigere Rolle als die jeweilige aktuelle Nutzungsform (Socher et al. 2013, Gilhaus et al. 2017). Die Verteilung der Flächen entlang der ersten Achse spiegelt vor allem die Vielfalt der Bodenverhältnisse des Untersuchungsgebietes wider, die von basenarmen zu basenreichen sowie hin zu staunassen Substraten reicht.

Die mittlere Artenzahl (48,2) zum ersten Aufnahmezeitpunkt ist als hoch zu bewerten und verdeutlicht – wie auch der hohe Anteil der Flächen in der Bewertungskategorie 1 – den Artenreichtum des untersuchten Grünlands. Bei vergleichbaren Extensiv-Mähwiesen in Belgien wurden im Mittel nur rund 31 Pflanzenarten pro Untersuchungsfläche festgestellt

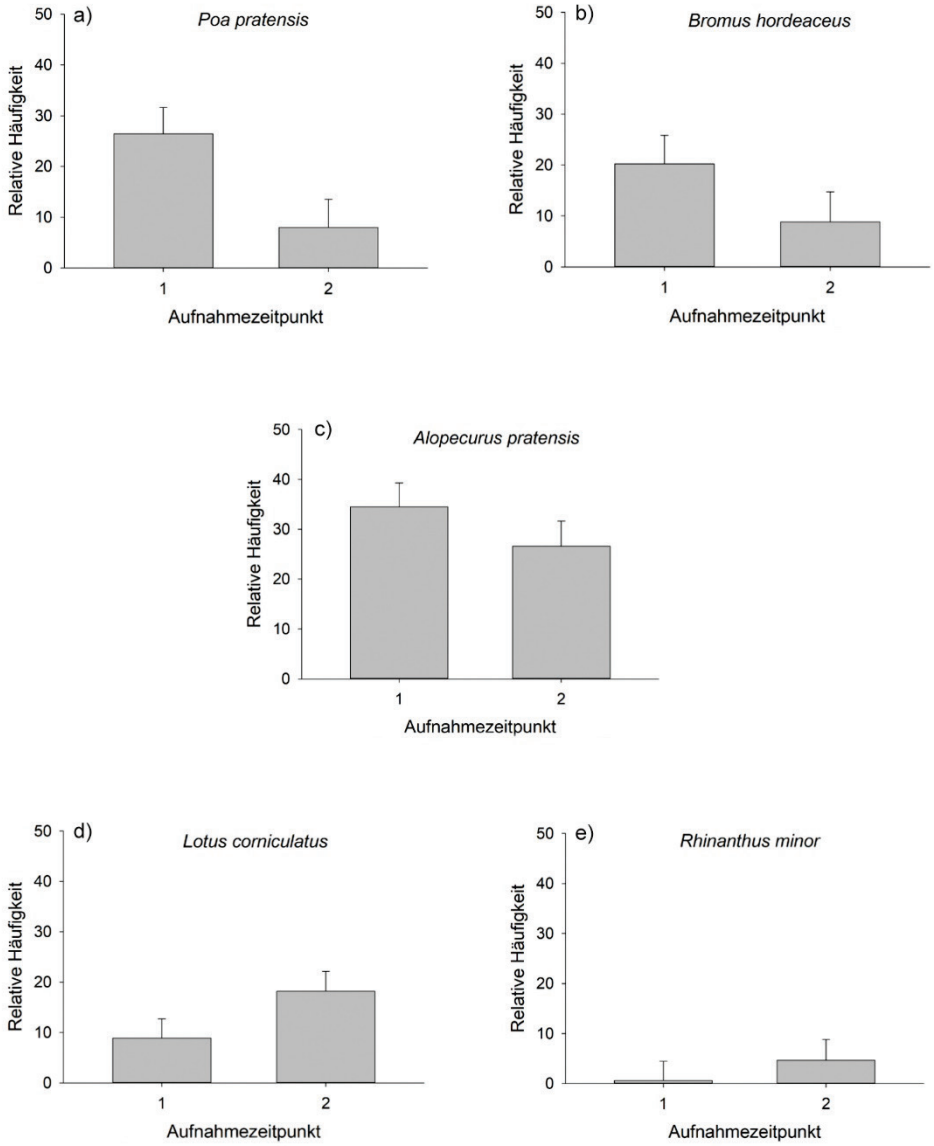

Abb. 5. Relative Häufigkeit ausgewählter Pflanzenarten an den zwei Aufnahmezeitpunkten im Zeitraum 2001–2017 (1 = Erstaufnahme und 2 = Zweitaufnahme). **a)** *Poa pratensis*, **b)** *Bromus hordeaceus*, **c)** *Alopecurus pratensis*, **d)** *Lotus corniculatus* und **e)** *Rhinanthus minor*. Mittelwerte ± 1 Standardfehler. Die Berechnung der relativen Häufigkeit durch die Transformation der Häufigkeitskategorien kann in Abschnitt 3.4 nachgelesen werden.

Fig. 5. Relative abundance of selected plant species at the two recording dates within the period of 2001–2017 (1 = first relevé and 2 = second relevé). **a)** *Poa pratensis*, **b)** *Bromus hordeaceus*, **c)** *Alopecurus pratensis*, **d)** *Lotus corniculatus* and **e)** *Rhinanthus minor*. Mean ± 1 SE. The calculation of the relative abundance by transformation of the abundance categories is described in Chapter 3.4.

(PIQUERAY et al. 2016); in einer Studie aus der Eifel wurden für alte, artenreiche Mähwiesen 34–49 Arten angegeben (JACOB 2013). Der – wenn auch nur leichte – doch signifikante Anstieg der mittleren Artenzahl auf 49,6 beim zweiten Aufnahmezeitpunkt ist aus naturschutzfachlicher Sicht als positiv zu bewerten, da vor allem typische Wiesenarten (vgl. Kap. 4) dazugekommen sind. PIQUERAY et al. (2016) haben nach fünf Jahren extensiver Nutzung im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen auf Flachland-Mähwiesen dagegen einen leichten (wenn auch nicht signifikanten) Rückgang der Artenzahl verzeichnet; SULLIVAN et al. (2018) nach über 25 Jahren auf artenreichem Grünland in Nordengland ebenso.

Der gesamte Artenreichtum auf den Flächen nahm signifikant auf mehr als der Hälfte der Flächen leicht zu, und es kamen vor allem typische Wiesenarten hinzu (vgl. Kap. 4), allerdings keine zusätzlichen Rote Liste-Arten. Dies könnte auf die kurzlebige Samenbank (BOSSUYT & HONNAY 2008) oder das relativ begrenzte Ausbreitungspotential vieler Graslandarten, fehlende Ausbreitungsvektoren und vor allem auf zu kleine oder zu weit entfernte Quellpopulationen zurückzuführen sein, die eine Wiederbesiedlung artenverarmter Flächen ermöglichen würden (BAKKER & BERENDSE 1999, DONATH et al. 2003, JACOB 2013). Dies unterstreicht die Notwendigkeit des gezielten Einbringens fehlender Zielarten (Magerkeitszeiger, Rote Liste-Arten, Charakterarten auf Verbands- oder Pflanzengesellschaftsebene), die sich durch reine Extensivierungsmaßnahmen nachweislich nicht auf Flächen etablieren (MARRIOTT et al. 2004). Hier sollten gezielte Wiederansiedlungsmaßnahmen wie punktuelle Anpflanzungen dieser Zielarten vorgenommen (SCHNEIDER & HELMINGER 2019) oder Einsaat-Fenster angelegt werden (KISS et al. 2020). Im Rahmen umfassender Studien zur Wirksamkeit von Vertragsnaturschutzmaßnahmen wurde ebenfalls gezeigt, dass diese Maßnahmen es ermöglichen, das bestehende Arteninventar zu erhalten (BATÁRY et al. 2015). Sind die Bestände aber bereits artenverarmt, eignen sich Extensivierungsmaßnahmen eher nicht, das ursprüngliche Artengefüge wiederherzustellen; dazu sind Renaturierungsmaßnahmen erforderlich. Die Extensivierungsmaßnahmen sind deshalb nur dort wirksam, wo noch ein gewisses Maß an Artenvielfalt vorhanden ist (JACOB 2013, BATÁRY et al. 2015).

In unserer Studie bewirkten die Extensivierungsmaßnahmen eine geringe Erhöhung der Artenzahl. Dies scheint auf den ersten Blick widersprüchlich zu vorangegangener Aussage zu sein, dass reine Extensivierungsmaßnahmen nicht zu einer wesentlichen Erhöhung der Biodiversität auf Grünlandflächen führen. Eine mögliche Erklärung könnte sein, dass die Flächen mit der längsten untersuchten Extensivierungsperiode sich beim ersten Aufnahmezeitpunkt noch in einer Landschaft befanden, in der artenreiche Grünlandbestände häufiger vertreten waren und hier eine Besiedlung von Arten von umliegenden Flächen noch möglich war. Bei den meisten Flächen handelte es sich schon beim ersten Aufnahmezeitpunkt um wertvolle, artenreiche Grünlandbestände, die über die Untersuchungszeit erhalten werden konnten. Bei vielen fand keine große Änderung der Vegetationszusammensetzung statt, während andere sich laut Ordination jedoch beträchtlich verändert haben, aber trotzdem in der gleichen Bewertungskategorie geblieben sind.

Die beiden RDA-Analysen der Häufigkeitsdaten sowie der reinen Präsenzdaten haben ihrerseits ergeben, dass es zu signifikanten Unterschieden der Vegetation zwischen den beiden Aufnahmezeitpunkten kam. Die Veränderungen könnten somit sowohl auf eine Änderung der Häufigkeiten der einzelnen Pflanzenarten wie auch auf Unterschiede in der Artenzusammensetzung zurückzuführen sein, wobei die Flächen immer noch naturschutzfachlich wertvoll bleiben, d. h. sie blieben von Aufnahmezeitpunkt 1 zu 2 in Bewertungskategorie 1. Ähnliche Ergebnisse haben SULLIVAN et al. (2018) bei einer vergleichbaren Langzeitstudie auf Heuwiesen in Großbritannien erbracht: Langjährige Heuwiesen-Nutzung

konnte allgemein die Deckung von Zielarten erhalten, auf Flächenebene kam es aber trotzdem zu signifikanten Veränderungen in der Bestandszusammensetzung und zu Verlusten bestimmter Zielarten.

Es zeigt sich, dass die untersuchten Wiesen und Weiden in ihrer Artenzusammensetzung über die Beobachtungsperiode relativ stabil blieben, und nur 19 Arten hatten sich in ihrer Häufigkeit signifikant vom ersten zum zweiten Aufnahmezeitpunkt verändert. Die Extensivierungsmaßnahmen ermöglichten also, dass die Artenzusammensetzung erhalten blieb und verhinderten, dass (noch mehr) Arten verschwanden, wie dies doch in den letzten Jahrzehnten im artenreichen Grünland zunehmend der Fall ist.

Arten, die bei Extensivierungsmaßnahmen gute Zeigerarten darstellen, wurden genauer betrachtet: Zum einen nährstoffliebende Gräser, zum anderen eine Leguminosenart, die Stickstoff fixiert, und ein Halbparasit, der die Biomasse von Gräsern reduziert. Dass stärker nährstoffliebende Grasarten wie *Alopecurus pratensis* über die betrachtete Zeitperiode abnehmen, kann durch die Aushagerung infolge des Unterlassens einer Düngung zu erklären sein. Die Zunahme von *Rhinanthus minor* hängt vermutlich mit der Abnahme der nährstoffliebenden Gräser zusammen (SULLIVAN et al. 2018), da dieser Halbparasit konkurrenzstarke Gräser erfolgreich zurückdrängen kann (BULLOCK & PYWELL 2005). *Lotus corniculatus* hat durch N-Fixierung auf mageren Standorten einen Konkurrenzvorteil, was die Zunahme dieser Art erklärt (KLATT 2008). PIQUERAY et al. (2016) berichteten aus Südbelgien ähnliche Ergebnisse bei einer Untersuchung von Heuwiesen, die im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen ohne Düngung bewirtschaftet wurden: In einem Zeitraum von nur fünf Jahren nahmen die Ellenberg-Zeigerwerte signifikant ab, Zielarten wie *Lotus corniculatus* und oligotrophe Gräser nahmen zu und nährstoffliebende Gräser ab.

5.2 Auswertung langjähriger Untersuchungen

Da die Kartierungen der untersuchten Flächen in unserer Untersuchung sich über 16 Jahre erstreckten und außerdem im Rahmen unterschiedlicher Projekte – mit teils unterschiedlichen Ansprüchen an die Erfassung – erfolgten, war eine Standardisierung des Datensatzes erforderlich, die sicher nicht ohne Informationsverlust einherging, was wiederum einen Einfluss auf die Aussagekraft der Daten hat. Außerdem gab es mehrfach Änderungen der Flächenbewirtschaftung, und bei älteren Bewirtschaftungsverträgen war nicht immer nachvollziehbar, wie lange die Fläche unter Vertrag stand. Im Laufe der Jahre ist es zudem möglich, dass es zu Verschiebungen der Parzellengrenzen oder Änderungen der Pacht- und Eigentumsverhältnisse kam, was folglich Auswirkungen auf die Bewirtschaftungsweise haben kann. Ferner beeinträchtigt auch der Bearbeiterwechsel die Güte der erhobenen Daten (COUVREUR et al. 2015). Leider ermöglicht die vorliegende Methodik keine umfassende Analyse der Veränderungen der Grünlandgesellschaften, da keine Vegetationsaufnahmen erstellt wurden. Die vorliegende Auswertung kann somit als Grundstein und Anstoß für eine zukünftige Langzeit-Studie angesehen werden. Im Rahmen dieser Studie sollten landesweit in unterschiedlichen Graslandgesellschaften Dauerbeobachtungsplots eingerichtet werden, die mit einer einheitlichen Methode über einen längeren Zeitraum pflanzensoziologisch beobachtet werden. Auch wenn eine solche Untersuchung idealerweise mit gleichem zeitlichem Abstand zwischen den Vegetationserfassungen erfolgen sollte, konnte dennoch aus dem vorliegenden großen Datensatz – der über viele Jahre entstanden war – ein erstes Verständnis der Entwicklung artenreichen Grünlandes unter extensiver Nutzung entwickelt werden.

5.3 Extensive Nutzung mit Nulldüngung

Die Ergebnisse weisen klar darauf hin, dass für den langfristigen Erhalt der artenreichen Grünlandbestände auch unter zukünftiger Nutzung auf jegliche Düngung verzichtet werden soll. Zu demselben Schluss kamen MELTS et al. (2018), die in einem Review-Paper zahlreiche Kurz- und Langzeitstudien zur Auswirkung von Düngung auf anthropogen geprägtem Grünland verglichen. Die Aufgabe der Düngung in Kombination mit zweischüriger Mahd ist ein erprobtes Mittel zur Reduzierung der Stickstoffgehalte im Boden bewirtschafteter Flächen (HÖLZEL 2019). Die Nulldüngung ist umso wichtiger, da die Stickstoffdepositionen in Luxemburg die international festgelegten Critical Loads für Eutrophierung deutlich überschreiten (EEA 2014). Stickstoffdepositionen wirken sich unterschiedlich auf die Artenzusammensetzung der Grünlandtypen aus; für mesophiles Grünland (die Mehrheit der vorliegenden Untersuchungsflächen) wurde ein negativer Zusammenhang festgestellt (VAN DEN BERG et al. 2016). Generell üben atmosphärische Stickstoffdepositionen stark negative Effekte auf die Artenzusammensetzung oligotropher Ökosysteme aus (BOBBINK et al. 1998, STEVENS et al. 2004, DISE et al. 2011).

6. Schlussfolgerungen

Die Kompensation der Ertragsminderungen, die mit der extensiveren Bewirtschaftung einhergehen (Donath et al. unveröffentl.), müssen in der nächsten Vertragsnaturschutz-Verordnung vieler Regionen angepasst werden. Nur durch höhere finanzielle Anreize – sprich der Erhöhung der Prämien – kann der Vertragsnaturschutz als essentielles Instrument zum Erhalt des artenreichen Grünlandes fortbestehen (Donath et al. unveröffentl.). Daneben sind weitere Anreize nötig, die eine extensive Nutzung der artenreichen Grünlandbestände attraktiv machen, wie die Schaffung neuer Absatzmärkte für Heu und daraus resultierende Produkte. Solche Lösungsansätze zum Erhalt des artenreichen Grünlandes sollten in einer Grünland-Strategie für Luxemburg festgehalten werden. Der Erhalt zahlreicher Grünlandlebensräume sowie deren Wiederherstellung mit Nennung konkreter Zielvorgaben wird vom Nationalen Naturschutzplan vorgeschrieben (MÉMORIAL 2017a). Die vorliegende Untersuchung belegt, dass die betrachteten Vertragsnaturschutzprogramme ohne Düngung wirksame Instrumente für den Erhalt der Magerwiesen sind und somit für den Erhalt immer stärker gefährdeter Grünlandtypen essentiell sind. Dies ist besonders wichtig, da landesweit und auf europäischer Ebene dieser Lebensraum – trotz Schutzbemühungen und Verschlechterungsverbot – weiter zurückgeht (MÉMORIAL 2018a, b; EEA 2019a, b). Ein begleitendes Erfolgs-Monitoring muss demnach bei allen Vertragsnaturschutzprogrammen obligatorisch werden; nur so können diese Schutzbemühungen effizient gestaltet und wenn nötig angepasst werden. Dies wird schon seit geraumer Zeit gefordert (vgl. FRANKENBERG & RUTHSATZ 2001, KLEIJN & SUTHERLAND 2003, SCHNEIDER 2011). Der ungebremste Rückgang des Magergrünlandes in Mitteleuropa zeigt wie dringlich die Umsetzung geeigneter Schutzmaßnahmen ist.

Danksagung

Unser Dank gilt den Landwirten, die die wertvollen Grünlandflächen seit Jahrzehnten extensiv nutzen und so maßgeblich zum Erhalt der Magerwiesen beitragen. Der Dank gilt weiterhin dem Ministerium für Umwelt, Klima und nachhaltige Entwicklung, welches die Verhandlungen zum Vertragsnaturschutz finanziert. Die jahrzehntelange Arbeit im Grünlandschutz der beiden Naturschutzsyndikate

SICONA Sud-Ouest und SICONA Centre soll hier ebenfalls Erwähnung finden. Ihren Mitgliedsgemeinden danken wir für die Finanzierung der Vegetationserfassungen sowie der vorliegenden Untersuchung zur Entwicklung der Grünlandbestände. Der Dank geht auch an die BotanikerInnen, die im Auftrag des SICONA die Daten im Gelände erhoben haben. Die AutorInnen bedanken sich herzlich bei Tobias Donath für seine Hilfestellung bei der statistischen Analyse sowie bei Max Steinmetz und Erwin Schneider für das Korrekturlesen des Manuskriptes. Den beiden Reviewern Gisbert Kuhn und Christian Dolnik sowie dem *Associate Editor* Johannes Kollmann gilt der besondere Dank für kritische und hilfreiche Anmerkungen.

Beiträge der Autorinnen/Autoren zum Artikel

Die Idee, die Fülle an bestehenden Grünlanddaten zu bilanzieren und hinsichtlich der Entwicklung der Bestände über die Zeit auszuwerten, kam von Simone Schneider, die auch das Projekt plante und betreute. Das Manuskript wurde von Claire Wolff und Simone Schneider mit der Unterstützung von Guy Colling, Liza Glesener und Sonja Naumann verfasst. Alle Autoren diskutierten das Manuskript und brachten sich durch kritische Anmerkungen ein. Die Datenerhebung in den Jahren 2013–2017 erfolgte von Sonja Naumann, die älteren Daten stammen von zahlreichen Botaniker-Kolleginnen und Kollegen. Die aufwendige Datenaufbereitung erfolgte federführend durch Liza Glesener mit Unterstützung von Sonja Naumann. Guy Colling hat die statistische Auswertung (RDA, ANOVA) übernommen sowie Claire Wolff die NMS-Analysen. Alle AutorInnen stimmten einer Veröffentlichung zu.

ORCIDs

Guy Colling https://orcid.org/0000-0002-8994-9540
Simone Schneider https://orcid.org/0000-0003-3761-2054

Anhänge

Zusätzliche unterstützende Information ist in der Online-Version dieses Artikels zu finden.

Additional supporting information may be found in the online version of this article.

Anhang E1. links: Kategorien der Untersuchungsflächengrößen mit entsprechender Anzahl an Untersuchungsflächen, rechts: Kategorien der Anzahl an Jahren zwischen den zwei Aufnahmezeitpunkten mit entsprechender Anzahl an Untersuchungsflächen.

Supplement E1. On the left: Categories of the study sites‘ area and corresponding frequency of study sites. On the right: categories of the number of years between the two vegetation relevés and corresponding frequency of study sites.

Literatur

AEF (ADMINISTRATION DES EAUX ET DES FORETS LUXEMBOURG) (Hrsg.) (1995): Naturräumliche Gliederung Luxemburgs. Ausweisung ökologischer Regionen für den Waldbau mit Karte der Wuchsgebiete und Wuchsbezirke. – Bearbeitet vom Studienbüro EFOR ingénieurs-conseils, Ministère de l’Environnement, Ministère de l’Agriculture, de la Viticulture et du Développement Rural, Administration des eaux et forêts. Service central des imprimés de l’état, Luxembourg: 71 pp.

ANF (ADMINISTRATION DE LA NATURE ET DES FORETS) (2019): Application Biodiversité – Version 4–13 (Février 2019). – Unveröffentl. Datenbank der Vertragsnaturschutzflächen nach der „Biodiversitätsverordnung“. – Administration de la Nature et des Forêts (ANF), Luxembourg.

BAKKER, J.P. & BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. – Trends Ecol. Evolut. 14: 63–68.

BATÁRY P., DICKS L.V., KLEIJN, D. & SUTHERLAND W.J. (2015): The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. – Conserv. Biol. 29: 1006–1016.

BOBBINK, R., HORNUNG, M. & ROELOFS, J.G.M. (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. – J. Ecol. 86: 717–738.

BOSSUYT, B. & HONNAY, O. (2008): Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. – J. Veg. Sci. 19: 875–884.

BULLOCK, J.M. & PYWELL, R.F (2005): *Rhinanthus*: a tool for restoring diverse grassland? – Folia Geobot. 40:273–288.

CEULEMANS, T., STEVENS, C.J., DUCHATEAU, L. … HONNAY, O. (2014): Soil phosphorus constrains biodiversity across European grasslands. – Glob. Chang. Biol. 20: 3814–3822.

COLLING, G. (2005): Red List of the Vascular Plants of Luxembourg. – Ferrantia 42: 1–77

COUNCIL OF EUROPEAN COMMUNITIES (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. – Off. J. Eur. Commun. 35: 7–50.

COUVREUR, J., FIÉVET, V., SMITS, Q. & DUFRÊNE, M. (2015): Evaluation of the "observer effect" in botanical surveys of grasslands. – Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 19: 132–142.

CRITCHLEY, C.N.R., FOWBERT, J. & WRIGHT, B. (2007): Dynamics of species-rich upland hay meadows over 15 years and their relation with agricultural management practices. – Appl. Veg. Sci. 10: 307–314.

DISE, N.B., ASHMORE, M., BELYAZID, S. … GRIZZETTI, B. (2011): The European nitrogen assessment. – Cambridge University Press, Cambridge: 664 pp.

DONATH, T.W., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2003): The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. – Appl. Veg. Sci. 6: 13–22.

EASAC (2009): Ecosystem services and biodiversity in Europe, EASAC policy report 09. – The Royal Society, London: 70 pp.

EEA (EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY) (2014): Effects of air pollution on European ecosystems, Past and future exposure of European freshwater and terrestrial habitats to acidifying and eutrophying air pollutants. – Publications Office of the European Union, Luxembourg: 38 pp.

EEA (2019a): Conservation status and trends in conservation status by habitat group – DRAFT (Daten für Luxemburg). – URL: https://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/state-of-nature-in-the-eu/article-17-national-summary-dashboards/conservation-status-and-trends [Zugriff am 17.03.2020].

EEA (2019b): Conservation status and trends in conservation status by habitat group (Daten für alle Mitgliedsstaaten) – URL: https://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/state-of-nature-in-the-eu/article-17-national-summary-dashboards/conservation-status-and-trends [Zugriff am 17.03.2020].

ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULIßEN, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scr. Geobot. 18: 1–262.

FRANKENBERG, T. & RUTHSATZ, B. (2001): Vergleichende Gegenüberstellung zweier Skalen der landwirtschaftlichen Nutzungsintensität am Beispiel der Grünlandbewirtschaftung im westlichen Hunsrück. – Z. Angew. Umweltforsch. 14: 388–397.

GILHAUS, K., BOCH, S., FISCHER, M., HÖLZEL, N., KLEINEBECKER, T., PRATI, D., RUPPRECHT, D., SCHMITT, B. & KLAUS, V.H. (2017): Grassland management in Germany: effects on plant diversity and vegetation composition. – Tuexenia 37: 379–397.

HÖLZEL, N. (2019): Limitierende Faktoren der Renaturierung – In: KOLLMANN, J., KIRMER, A., TISCHEW, A., HÖLZEL, N. & KIEHL, K. (2019): Renaturierungsökologie: 35–52. Springer Spektrum, Berlin.

JACOB, B. (2013): Die Entwicklung extensiv genutzter Mähwiesen in der Westeifel (Rheinland-Pfalz). – Dendrocopos. Faunistik, Floristik und Naturschutz in der Region Trier 40: 161–200.

JUNCK, C. & CARRIÈRES, E. (2001): Kartierung naturschutzrelevanter Wiesen in der Gemeinde Mamer. – Unveröffentl. Studie, Biologische Station Westen, Olm: 228 pp.

JUNCK, C., NAUMANN, S., SOWA, F. & SCHOOS, F. (2003): Kartierung naturschutzrelevanter Wiesen und Weiden in der Gemeinde Bartringen. – Unveröffentl. Studie, Biologische Station Westen, Olm: 352 pp.

JUNCK C., NAUMANN, S., SCHOPP-GUTH, A., CARRIÈRES, E., WALISCH, T. & SCHOOS F. (2005): Kartierung naturschutzrelevanter Wiesen und Weiden in der Gemeinde Dippach. – Unveröffentl. Studie, Biologische Station Sicona, Olm: 357 pp.

KIDD, J., MANNING, P., SIMKIN, J., PEACOCK, S. & STOCKDALE, E. (2017): Impacts of 120 years of fertilizer addition on a temperate grassland ecosystem. – PLoS ONE, 12: e0174632.

KISS, R., DEAK, B., TOTHMERESZ, B. … VALKO, O. (2020): Establishment gaps in species-poor grasslands: artificial biodiversity hotspots to support the colonization of target species. – Restor. Ecol.: doi: 10.1111/rec.13135.

KLATT, S. (2008): Der Beitrag heimischer Leguminosen zur Stickstoffversorgung artenreicher Wiesen im westlichen Hunsrück (Rheinland-Pfalz). – Cuvillier Verlag, Göttingen: 182 pp.

KLAUS, V.H., KLEINEBECKER, T., BOCH, S., MÜLLER, J., SOCHER, S.A., PRATI, D., FISCHER, M. & HÖLZEL, N. (2012): NIRS meets Ellenberg's indicator values: Prediction of moisture and nitrogen values of agricultural grassland vegetation by means of nearinfrared spectral characteristics. – Ecol. Indic. 14: 82–86.

KLEIJN, D. & SUTHERLAND W.J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? – J. Appl. Ecol. 40: 947–969.

LAMBINON, J., VERLOOVE, F. (COLLAB DELVOSALLE, L., TOUSSAINT, B., GEERINCK, D., HOSTE, I., VAN ROSSUM, F., CORNIER, B., SCHUMACKER, R., VANDERPOORTEN, A. & VANNEROM, H.) (2015): Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines. 6ème édition, deuxième tirage, avec corrections. (Neue Flora von Belgien, des Großherzogtums Luxemburg, Nordfrankreichs und der benachbarten Regionen (Pteridophyten und Spermatophyten), sechste Auflage, zweiter Druck, mit Korrekturen) [in Französisch]. – Meise. CXXXIX + 1195 pp.

LEPŠ, J. (2014): Scale-and time-dependent effects of fertilization, mowing and dominant removal on a grassland community during a 15-year experiment. – J. Appl. Ecol. 51: 978–987.

MARRIOTT, C., FOTHERGILL, M., JEANGROS, B., SCOTTON, M. & LOUAULT, F. (2004): Long-term impacts of extensification of grassland management on biodiversity and productivity in upland areas. A review. – Agronomie, EDP Sci. 24: 447–462.

MCGOVERN, S., EVANS, C.D. & DENNIS, P. (2011): Identifying drivers of species compositional change in semi-natural upland grassland over a 40-year period. – J. Veg. Sci. 22: 346–356.

MDDI (MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DES INFRASTRUCTURES) (2007–2010a): Floristische Daten der Grünlandkartierung, verwaltet in der Recorder-Datenbank des MNHNL im Auftrag des Ministère de l'Environnement de Luxembourg.

MDDI (2007–2010b): Daten der Grünlandkartierung: Shape-file der kartierten Wiesen und Weiden, Version 2010. – Ministère du Développement durable et des Infrastructures, Département de l'environnement (MDDI), Luxembourg.

MDDI (2017): Cadastre des biotopes de milieux ouverts (Daten zum Offenland-Biotopkataster) [in Französisch]. - Shape-file der kartierten Biotope, Version 10.2017. – Ministère du Développement durable et des Infrastructures, Département de l'environnement (MDDI), Luxembourg. – URL: https://environnement.public.lu/fr/natur/biodiversite/mesure_3_zones_especes_proteges/donnees_gis.html [Zugriff am 04.01.2019].

MELTS, I., LANNO, K., SAMMUL, M., UCHIDA, K., HEINSOO, K., KULL, T. & LAANISTO, L. (2018): Fertilising semi-natural grasslands may cause long-term negative effects on both biodiversity and ecosystem stability. – J. Appl. Ecol. 55: 1951–1955.

MEMORIAL (2002): Régimes d'aides pour la sauvegarde de la diversité biologique. (Beihilfen zum Erhalt der Biodiversität) [in Französisch]. – Mémorial A, Recueil de législation du Journal Officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 36 du 4 avril 2002: 584–630. URL: http://www.legilux.lu/eli/etat/leg/rgd/2002/03/22/n2/jo [Zugriff am 14.07.2020].

MEMORIAL (2012): Règlement grand-ducal du 10 septembre 2012 instituant un ensemble de régimes d'aides pour la sauvegarde de la diversité biologique en milieu rural, viticole et forestier. (Großherzogliche Verordnung vom 10. September 2012 zur Festlegung einer Reihe von Beihilfen zum Erhalt der Biodiversität im landwirtschaftlichen, weinbaulichen und forstlichen Milieu) [in Französisch]. – Mémorial A, Recueil de législation du Journal Officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 198 du 14 septembre 2012: 2807–2857. URL: http://legilux.public.lu/eli/etat/leg/rgd/2012/09/10/n1/jo [Zugriff am 14.07.2020].

MEMORIAL (2017a): Décision du Gouvernement en Conseil du 13 janvier 2017 relative au plan national concernant la protection de la nature 2017–2021 et ayant trait à sa première partie intitulée « Stratégie nationale Biodiversité ». (Beschluss der Regierung im Rat vom 13. Januar 2017 über den nationalen Naturschutzplan 2017–2021 und in Bezug auf dessen ersten Teil mit dem Titel "Nationale

Strategie zur Erhaltung der biologischen Vielfalt") [in Französisch]. – Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand- Duché de Luxembourg N° 194 du 14 février 2017: 1–37. URL: http://legilux.public.lu/eli/etat/leg/dgc/2017/01/13/a194/jo [Zugriff am 14.07.2020].

MEMORIAL (2017b): Règlement grand-ducal du 11 septembre 2017 instituant un ensemble de régimes d'aides pour la sauvegarde de la diversité biologique en milieu rural. (Großherzogliche Verordnung vom 11. September 2017 zur Festlegung einer Reihe von Beihilfen zum Erhalt der Biodiversität im Offenland) [in Französisch]. – Journal Officiel du Grand-Duché de Luxembourg, Mémorial A – N° 863 du 28 septembre 2017: 1–70. URL: http://legilux.public.lu/eli/etat/leg/rgd/2017/09/11/a863/jo [Zugriff am 14.07.2020].

MEMORIAL (2018a): 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; 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. (Gesetz vom 18 Juli 2018 den Schutz der Natur und der natürlichen Ressorcen betreffend [...]) [in Französisch]. – Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 771 du 05 septembre 2018: 1–48. URL : http://legilux.public.lu/eli/etat/leg/loi/2018/07/18/a771/jo [Zugriff am 14.07.2020].

MEMORIAL (2018b): Règlement grand-ducal du 1er août 2018 établissant les biotopes protégés, les habitats d'intérêt communautaire et les habitats des espèces d'intérêt communautaire pour lesquelles l'état de conservation a été évalué non favorable, et précisant les mesures de réduction, de destruction ou de détérioration y relatives. (Großherzogliche Verordnung vom 1. August 2018 zur Festlegung geschützter Biotope, Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse und Lebensräume von Arten von gemeinschaftlichem Interesse, für die der Erhaltungszustand als ungünstig eingestuft wurde, und Festlegung der als Verringerung, Zerstörung oder Verschlechterung geltenden Eingriffe) [in Französisch]. – Mémorial A, Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 774 du 5 septembre 2018: 1–23. URL: http://legilux.public.lu/eli/etat/leg/rgd/2018/08/01/a774/jo [Zugriff am 14.07.2020]

MEMORIAL (2018c): Règlement grand-ducal du 1er août 2018 établissant l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire et des espèces d'intérêt communautaire. (Großherzogliche Verordnung vom 1. August 2018 zur Festlegung des Erhaltungszustands der Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse und der Arten von gemeinschaftlichem Interesse) [in Französisch]. – Mémorial A, Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 775: 1–13. URL: http://legilux.public.lu/eli/etat/leg/rgd/2018/08/01/a775/jo [Zugriff am 14.07.2020].

NAUMANN, S., JUNCK, C. & SOWA, F. (2004): Pflege- und Entwicklungsplan für verbuschte Trockenrasen in der Gemeinde Mersch. – Unveröffentl. Studie, Biologische Station Westen, Olm: 104 pp.

NAUMANN, S. (2013–2017): Monitoring von naturschutzrelevantem Grünland in den SICONA-Gemeinden. Erfassungsjahre 2013 bis 2017. – Unveröffentl. Studie des Naturschutzsyndikates SICONA im Auftrag der SICONA-Gemeinden.

NAUMANN, S. (2015–2017): Vegetationskundliches Monitoring der Grünlandflächen im Rahmen des „LIFE-Grassland"-Projektes von SICONA (Projektlaufzeit: 2014–2020). – Unveröffentl. Studie des Naturschutzsyndikates SICONA im Auftrag der beteiligten SICONA-Gemeinden.

NAUMANN, S. & SOWA, F. (2004): Kartierung naturschutzrelevanter Wiesen in der Gemeinde Leudelingen. – Unveröffentl. Studie, Biologische Station Westen, Olm: 260 pp.

NAUMANN, S. & SCHOOS, F. (2006): Kartierung naturschutzrelevanter Wiesen und Weiden in der Gemeinde Mersch. – Unveröffentl. Studie, Biologische Station SICONA, Olm: 472 pp.

PIQUERAY, J., ROUXHET, S., HENDRICKX, S. & MAHY, G (2016): Changes in the vegetation of hay meadows under an agri-environment scheme in South Belgium. – Conserv. Evid. 13: 47–50.

POSCHLOD, P. & SCHUMACHER, W. (1998): Rückgang von Pflanzen und Pflanzengesellschaften des Grünlandes – Gefährdungsursachen und Handlungsbedarf. – Schriftenr. Vegetationskd. 29: 83–99.

R CORE TEAM (2018). R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna. URL: https://www.R-project.org/ [Zugriff am 03.12.2019].

SCHNEIDER, S. (2011): Die Graslandgesellschaften Luxemburgs. – Ferrantia 66: 1–303.

SCHNEIDER, S. (2018): „LIFE-Grassland"-Projekt in Luxemburg: Ein kommunaler Beitrag zum NATURA 2000-Netzwerk. – ANLiegen Natur 40 (2): 137–140.

SCHNEIDER, S. (2019a): Einführung in den Exkursionsraum Luxemburg: Naturraum, Flora und Vegetation, Naturschutz. – Tuexenia Beiheft 12: 9–42.

SCHNEIDER, S. (2019b): Magerwiesen, Heiden und Niedermoore - Artenreiche Graslandgebiete im Südwesten und Westen Luxemburgs. – Tuexenia Beih. 12: 189–277.

SCHNEIDER, S. & HELMINGER, T. (2019): Reintroduction of endangered grassland species in Luxembourg. – Samara 34: 4.

SICONA (2001–2017): Floristische Daten unterschiedlicher Projekte, Erfassungsjahre 2001–2017, verwaltet in der Recorder-Datenbank des Naturschutzsyndikates SICONA. – Naturschutzsyndikat SICONA, Olm (L).

SOCHER, S.A., PRATI, D., BOCH, S. … FISCHER, M. (2013): Interacting effects of fertilization, mowing and grazing on plant species diversity of 1500 grasslands in Germany differ between regions. – Basic Appl. Ecol. 14: 126–136.

STATEC (2019): Superficie des terres selon leur culture (en ha) 1950–2019 (version révisée) (Landfläche nach Kulturpflanzen (ha) 1950–2019, überarbeitete Fassung) [in Französisch] – URL: https://statistiques.public.lu/stat/TableViewer/tableView.aspx?ReportId=13352&IF_Language=fra&MainTheme=4&FldrName=2&RFPath=7274 [Zugriff am 25.06.2020].

STEVENS, C.J., DISE, N.B., MOUNTFORD, O. & GOWING, D.J. (2004): Impact of nitrogen deposition on the species richness of grassland. – Science 303: 1876–1879.

SULLIVAN, E.R., POWELL, I. & ASHTON, P.A. (2018): Long-term hay meadow management maintains the target community despite local scale species turnover. – Folia Geobot. 53: 159–173.

VAN DEN BERG, L., JONES, L., SHEPPARD, L.J., SMART, S.M., BOBBINK, R., DISE, N. & ASHMORE, M. (2016): Evidence for differential effects of reduced and oxidised nitrogen deposition on vegetation independent of nitrogen load. – Environ. Pollut. 208: 890–897.

VAN DER MAAREL, E. (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. – Vegetatio 39: 97–114.

WESCHE, K., KRAUSE, B., CULMSEE, H. & LEUSCHNER, C. (2012): Fifty years of change in Central European grassland vegetation: large losses in species richness and animal-pollinated plants. – Biol. Conserv. 150: 76–85.

Anhang E1. links: Kategorien der Untersuchungsflächengrößen mit entsprechender Anzahl an Untersuchungsflächen, rechts: Kategorien der Anzahl an Jahren zwischen den zwei Aufnahmezeitpunkten mit entsprechender Anzahl an Untersuchungsflächen.

Supplement E1. On the left: Categories of the study sites‘ area and corresponding frequency of study sites. On the right: categories of the number of years between the two vegetation relevés and corresponding frequency of study sites.

Flächengröße	Anzahl Untersuchungsflächen	Anzahl Jahre zwischen Aufnahmen	Anzahl Untersuchungsflächen
< 0,5–1,0 ha	46	3–5	1
1,0–2,5 ha	31	6–10	36
2,5–5,0 ha	10	11–15	51
5,0–8,0 ha	3	16	2

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2020

Band/Volume: NS_40

Autor(en)/Author(s): Wolff Claire, Colling Guy, Naumann Sonja, Glesener Liza, Schneider Simone

Artikel/Article: Erfolgreicher Erhalt von artenreichem Extensivgrünland im Zentrum und Südwesten Luxemburgs – eine erste Bilanz Successful conservation of species-rich grasslands in central and south-west Luxembourg – first results 247-268