Zustand und Entwicklungsperspektiven der Populationen von *Salvia pratensis* L. im Zentrum und Südwesten Luxemburgs

Emma Schneider[1], Simone Schneider[2, 3], Maximilien Oly[2] & Cord Peppler-Lisbach[4]

[1] Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Ammerländer Heerstraße 114-118, D-26129 Oldenburg · emma.gabriela.schneider@uni-oldenburg.de

[2] Naturschutzsyndikat SICONA, 12, rue de Capellen, L-8393 Olm · simone.schneider@sicona.lu https://orcid.org/0000-0003-3761-2054 · max.oly@sicona.lu

[3] Nationalmuseum für Naturgeschichte, 25, rue Münster, L-2160 Luxemburg

[4] Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Ammerländer Heerstraße 114-118, D-26129 Oldenburg · cord.peppler.lisbach@uni-oldenburg.de

Schneider, E, S. Schneider, M. Oly & C. Peppler-Lisbach, 2025. Zustand und Entwicklungsperspektiven der Populationen von *Salvia pratensis* L. im Zentrum und Südwesten Luxemburgs. *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois* 127: 139-159. https://doi.org/10.59513/snl.2025.127.139

Published online 13 October 2025 (ISSN 2716-750X), printed volume 5 December 2025 (ISSN 0404-9620).

Abstract. This article provides an overview of the extant populations of *Salvia pratensis* in the south-west and centre of Luxembourg. The occurrence of meadow sage has decreased significantly over the last three decades, which prompted an analysis of the fitness of the existing populations to draw conclusions for conservation measures. This study was conducted as a part of the SICONA project 'Nearest neighbours' and aims to contribute to the conservation and connectivity of the remaining populations. To this end, 97 formerly known populations were analysed as to the presence of meadow sage, of which only 55 could be verified. Parameters of growth and reproduction as well as land-use characteristics were recorded in 20 populations, divided into three size classes. Small populations were mainly found at sites without protected biotope status, whereas populations of intermediate and high population size were almost completely restricted to protected habitat types. However, presence or absence of contractual nature conservation scheme was not related to population size. Furthermore, the majority of the measured fitness parameters showed visible distinctions between population size classes. However, these distinctions were not statistically significant due to the relatively small sample size of studied populations. Additionally, a number of site-specific ecological factors significantly influenced plant traits. Plant height was positively related to soil nutrient content, i.e. plant available phosphorus and nitrogen. There was a statistical tendency for an increased proportion of flowering plants in relation to plant available nitrogen, whereas germination rate was negatively influenced by phosphorus. These results must however be viewed in the context of overall species loss as a result of increased nutrient input (fertilisation and eutrophication) and the dominance of highly competitive species, and cannot be interpreted as a general positive effect of fertilisation on the conservation of *Salvia* populations and the habitat-typical species community. Plant height differed between habitat types, with plants growing taller in meadows without protected biotope status, likely due to competition, and small plants occurring mainly in dry calcareous grasslands, due to reduced water and nutrient availability. Furthermore, a positive effect of grazing regimes compared to mowing on flowering traits was observed, likely due to the avoidance of meadow sage by cattle. The results demonstrate vegetation-specific developments which are discussed and interpreted in terms of habitat preferences and competitive behaviour of meadow sage. Apart from the propagation of *Salvia*-plants, reintroduction measures and the establishment of stepping-stone populations, we recommend the extensive management of species-rich grassland

without fertilisation and the expansion of cooperation with farmers to conserve and (re)connect the remaining populations in a long view.

Keywords. Conservation management, demography, endangered plant species, fitness traits, habitat management, non-intensive use of species-rich grassland, plant growth, population analysis, recruitment.

1. Einleitung

Magergrünland gehört zu den in den letzten Jahrzehnten stark rückläufigen Lebensraumtypen. Damit verbunden ist der Rückgang ihrer charakteristischen und wertgebenden Arten (Wesche et al. 2012, Leuschner et al. 2013). Etwa 40 % der Arten im trockenen und mesophilen Grasland sind in Luxemburg gefährdet. Halbtrockenrasen und mesophiles Grünland weisen die höchste Anzahl vom Aussterben bedrohter Arten auf (Colling et al. 2025). Die Ursachen liegen insbesondere in der veränderten Flächennutzung der letzten Jahrzehnte. Damit einhergehend sind vor allem der intensive Einsatz von chemisch-synthetischen Düngemitteln und die damit verbundene Eutrophierung sowie eine erhöhte Nutzungsfrequenz und Entwässerungen. Im Gegenzug haben auch das Brachfallen von Grenzertragsstandorten und der zunehmende Bebauungsdruck einen großen Einfluss auf den Biodiversitätsverlust im Grünland (Krause et al. 2011, Schneider 2019, Härdtle 2024).

Die Änderungen der Standortbedingungen haben zur Folge, dass vor allem habitattypische Magerkeitszeiger auf den durch Eutrophierung stärker mit Nährstoffen versorgten Flächen nicht mehr konkurrenzfähig sind und es zur Änderungen in der Artenzusammensetzung kommt (Dierschke & Briemle 2002, Schneider 2019, Härdtle 2024). Wie viele Magerkeitszeiger ist auch die ausgewählte Zielart, der Wiesen-Salbei (*Salvia pratensis* L.), in den letzten Jahrzehnten rückläufig. Sie gilt daher als stark gefährdet (Colling et al. 2025) und gehört zu den gesetzlich geschützten Arten in Luxemburg (Mémorial 2010). Der Wiesen-Salbei bevorzugt vor allem basenreiche, nährstoffärmere Böden geringerer bis mittlerer Feuchtigkeit (Ellenberg et al. 2001). Die mehrjährige krautige Halbrosettenpflanze gehört zu den typischen Vertretern der Mageren Flachlandmähwiesen und gilt als Differentialart der artenreichen Salbei-Glatthaferwiesen innerhalb der Trespen-Glatthaferwiesen (Schneider 2011); sie tritt überdies in Kalk-Halbtrockenrasen und Säumen auf. Der Wiesen-Salbei gehört zu den Lamiaceae und bildet einen scheinährigen Blütenstand mit blauen bis purpurvioletten von Mai bis Juli blühenden Lippenblüten (Abb. 1). Die Art ist gynodiözisch, benötigt zur Selbstbefruchtung jedoch Insektenbestäubung und fördert durch ihre protandrische Entwicklung Fremdbefruchtung (Moughan et al. 2021, Müller et al. 2021).

Essentiell für den Fortbestand solcher mageren Wiesen und Weiden und damit deren wertgebenden Arten ist vor allem eine extensive Nutzung ohne Düngung (Wolff et al. 2020). Mit der Unterschutzstellung nach dem Naturschutzgesetz als gesetzlich geschütztes Biotop ist ein Verschlechterungsverbot verbunden (Mémorial 2018a, 2018b). Neben den prioritären Erhaltungsmaßnahmen sind Renaturierungen bedeutsam (MECDD 2020, Schneider 2024, European Parliament 2024). Hier können Wiederansiedlungen zur Populationsstärkung oder Neugründung von Populationen seltener Pflanzenarten einen essentiellen Beitrag leisten (Godefroid et al. 2011, Schneider & Breit 2024, Schneider et al. 2024).

Um die Vernetzung noch bestehender Populationen sechs ausgewählter Arten des Magergrünlandes, darunter *Salvia pratensis*, *Campanula glomerata* L. und *Geranium pratense* L., bestmöglich wiederherzustellen und geeignete potentielle Ansiedlungsstandorte auszuwählen sowie vorab zu klären, ob sich die Populationen überhaupt noch als Spenderpopulationen eignen und wie gut die natürliche Regeneration der Populationen ist, wurde 2024 das Projekt „Nearest neighbours“ vom Naturschutzsyndikat



Abb. 1. A) Blütenstand von *Salvia pratensis* und B) Große Population von *Salvia pratensis* in Lorentzweiler (Fotos: E. Schneider, 20.05.2024, 18.05.2024).

SICONA lanciert. Im Rahmen dieses Projekts werden zur langfristigen Erhaltung der Arten konkrete Vorschläge für populationsunterstützende Maßnahmen sowie Wiederansiedlungen erarbeitet und umgesetzt, wie dies in der Strategie zur Erhaltung der Pflanzen für Luxemburg (Colling et al. 2022) sowie in der Grünlandstrategie (MECDD 2020) vorgesehen ist.

Als Teil des „Nearest neighbours"-Projekts untersucht die vorliegende Arbeit Vorkommen des Wiesen-Salbei im Südwesten und Zentrum Luxemburgs. Dazu erfolgten populationsbiologische Untersuchungen an noch bestehenden Salbei-Beständen unterschiedlicher Populationsgrößen durch die Erfassung mehrerer Fitnessparameter. Dabei wird folgenden Forschungsfragen nachgegangen:

1. Wie wirken sich Biotopausprägung und Bewirtschaftungsform (extensive Nutzung unter Vertragsnaturschutz) auf die Populationsgröße der Zielart aus?
2. Besteht eine Abhängigkeit zwischen den generativen und vegetativen Fitnessparametern?
3. Hängt die Fitness des Wiesen-Salbei von der Populationsgröße ab?
4. Gibt es einen Einfluss von Standort und Nutzung auf die Fitnessparameter?

2. Methoden

2.1. Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Populationen des Wiesen-Salbei liegen schwerpunktmäßig im Zentrum, einige wenige im Südwesten Luxemburgs (Abb. 2). Die Flächen liegen über das gesamte SICONA-Gebiet verteilt, wobei die Mehrheit im Alzette-Tal liegt. Das Untersuchungsgebiet kennzeichnet sich vorwiegend durch Böden der Trias-Formationen; diese sind im Bereich des Alzette-Tals durch Schilfsandsteinböden des Keupers geprägt, welche oftmals entlang der Alzette von Alluvialböden überlagert werden. Ein weiter nördlich gelegener Untersuchungsstandort befindet sich ebenfalls auf Schilfsandstein. Die Fundorte im Süden zeichnen sich durch Formationen des Doggers aus (AEF 1995, APC 2006). Die durchschnittliche mittlere Jahreslufttemperatur beträgt 8,5° bis 9,5° Celsius. Die durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge liegt zwischen 800 und 950 mm mit höheren Niederschlagsmengen in den westlichen und südlichen Teilen (Pfister et al. 2005).

2.2. Flächenauswahl

Im Rahmen einer Voruntersuchung wurden zunächst 97 Flächen im SICONA-Gebiet untersucht, auf denen *Salvia pratensis* in den letzten 20 Jahren (seit 2004) dokumentiert

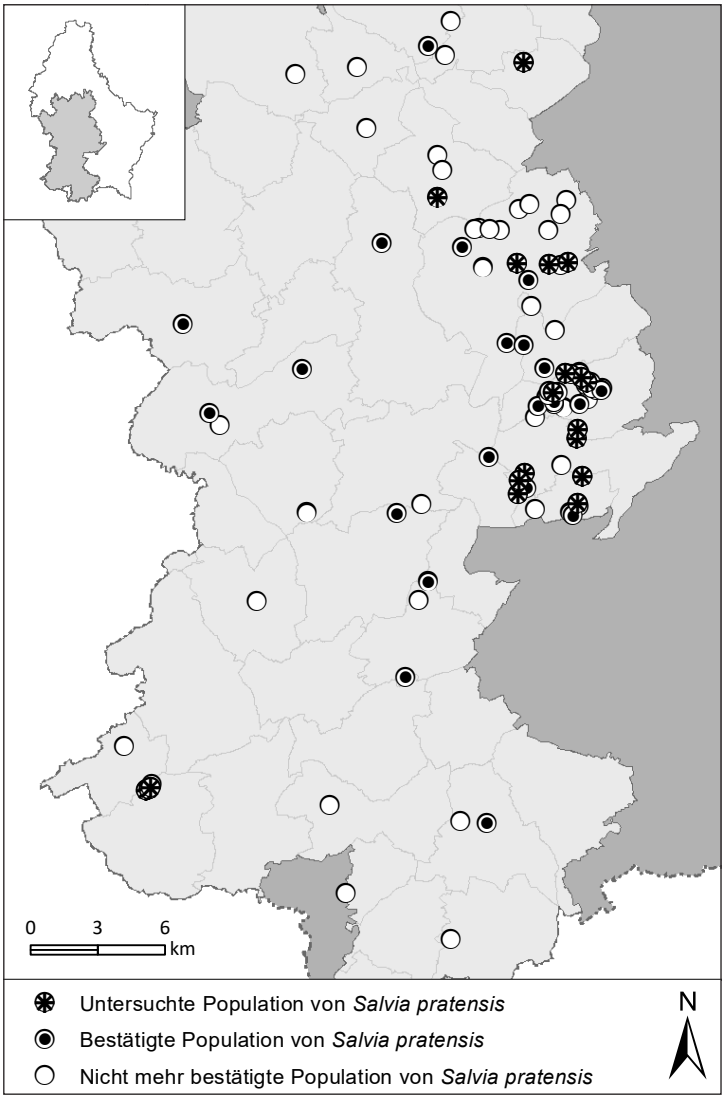


Abb. 2. Untersuchte Populationen von *Salvia pratensis* im Untersuchungsgebiet, bestätigte und nicht mehr bestätigte Fundorte der Art (Datengrundlage: MNHNL 2000-; SICONA, 2024; Kartengrundlage: ACT, 2025).

war (MNHNL 2000-). Dabei konnte die Art nur noch auf 55 Flächen nachgewiesen werden, von denen sich wiederum nur 29 für die weiteren Untersuchungen eigneten (Abb. 2). Gründe dafür waren beispielsweise eine zu geringe Individuenzahl oder eine eingeschränkte Zugänglichkeit (z. B. stimmten Bewirtschafter einer weiteren Begehung nicht zu). Aufgrund von frühzeitiger Mahd oder intensiver frühzeitiger Beweidung während der Bearbeitung der Studie reduzierte sich die Flächenanzahl letztlich auf 20 Flächen.

Die untersuchten Populationen des Wiesen-Salbei wurden in drei Größenklassen mit ungefähr gleich vielen Populationen pro Klasse unterteilt: acht kleine Populationen mit weniger als 150 Individuen, sechs mittelgroße mit 150 bis 1.000 Individuen und sechs große mit mehr als 1.000 Individuen. Bei den Untersuchungsflächen handelt es sich sowohl um reine Viehweiden als auch um ein- bis zweischürige Mähwiesen (in wenigen Fällen nachbeweidet), wobei die jeweilige Anzahl fast ausgeglichen für jede Größenklasse ist. Diese Einstufung erfolgte durch eigene Beobachtung vor Ort sowie

Tab. 1. Erhobene Fitnessparameter und deren Erfassungsmethode sowie Anzahl gemessener Einheiten pro Population von *Salvia pratensis*.

	Parameter	**Erfassungsmethode**	**Anzahl/Einheit**
Demographie	Populationsgröße	Schätzung nach logarithmischer Skala	Gesamtpopulation
	Anteil blühender Individuen	Schätzung durch Zählung in fünf Plots von je 1 m^2	Gesamtpopulation, repräsentiert durch fünf Plots von je 1 m^2
Wachstum	Blütenstandhöhe	Größenmessung in Zentimetern	20 Individuen
	Pflanzenhöhe	Größenmessung in Zentimetern	20 Individuen
Reproduktion	Anzahl der Blütenstände	Zählungen	20 Individuen
	Anzahl der Kelche	Zählungen	20 Individuen
	Anteil keimender Samen	Zählungen	50 Samen von mind. 10 Individuen

dem Abgleich mit Luftbildern und der Vertragsnaturschutz-Datenbank (ANF 2024a). 35 % der untersuchten Flächen stehen unter Vertragsnaturschutz (ANF 2024a). 75 % der Flächen sind als gesetzlich geschütztes Biotop ausgewiesen; davon sind 55 % den Mageren Flachlandmähwiesen zugeordnet und 20 % den Kalkmagerrasen (Kalk-Halbtrockenrasen sowie Magerrasenkomplexe der ehemaligen Tagebaugebiete; ANF 2024b, Mémorial 2024).

2.3. Datenerhebung

An 20 Populationen des Wiesen-Salbei wurden anhand von sieben Fitnessparametern populationsbiologische Untersuchungen durchgeführt (Tab. 1). Der Aufnahmezeitpunkt (Mai bis Juni) orientierte sich zunächst am Blühzeitpunkt und später an der Samenreife der meisten Individuen pro Population. Zur Abgrenzung einzelner Populationen voneinander wurde der Definition von Bachmann & Hensen (2006) gefolgt, d. h., dass ein Individuum nicht mehr zu einer Population zählt, wenn dieses eine Entfernung von mindestens 100 m zum nächstgelegenen Individuum besitzt oder durch natürliche Barrieren wie Äcker, breite und befestigte Wege oder Hecken von diesem getrennt wird. Die Messung des demographischen Parameters Populationsgröße bezog sich auf die Gesamtpopulation. Der Anteil blühender Individuen wurde hingegen anhand eines Mittelwerts in fünf zufällig in der Population verteilten Plots von je 1 m^2 ermittelt.

Die Parameter zu Wachstum (Blütenstandhöhe, Pflanzenhöhe) und Reproduktion (Anzahl der Blütenstände, Anzahl der Kelche, jeweils pro Individuum) wurden an insgesamt 20 zufällig ausgewählten Individuen innerhalb einer Population untersucht und gemittelt. Die Blütenstandhöhe der Halbrosettenpflanze entspricht der vertikalen Höhe einschließlich der höchsten Blütenstände und stellt somit die Sichtbarkeit der Pflanze (insbesondere auch im Hinblick auf Bestäuber) dar, während die Pflanzenhöhe die Höhe des obersten laubblattartigen Tragblattes und somit die Distanz zwischen dem höchsten photosynthetischen Gewebe und der Basis der Pflanze beschreibt (entspricht dem Begriff „canopy height“, Weiher et al. 1999, Cornelissen et al. 2003). Zusätzlich wurde der Flächennutzungstyp (unterteilt in Weiden und Mähwiesen) und die

Teilnahme an einem Vertragsnaturschutzprogramm (entsprechend der Datenbank der Biodiversitätsverträge, ANF 2024a) notiert. Die Zuordnung geschützter Biotoptypen wurde dem nationalen Biotopkataster entnommen (ANF 2024b). Dabei ist zu beachten, dass es in der Zwischenzeit zu Änderungen des Erhaltungszustandes der Biotopflächen gekommen sein kann, d. h., dass z. B. ein bei der Erstkartierung vor mehr als 15 Jahren erfasstes Biotop heute degradiert ist. Als Hilfestellung zur Interpretation der Ergebnisse wurden die mittleren Artenzahlen anhand bestehender Vegetationsdaten in Betracht gezogen (SICONA 2024).

Als zusätzlicher Parameter zur Reproduktion wurden Keimtests an 50 Samen (besammelt an mindestens 10 Individuen) je Population durchgeführt. Die Anzahl untersuchter Populationen bezüglich des Anteils keimender Samen (Keimrate) weicht von der Populationsanzahl der Untersuchung der anderen Parameter ab. Dies ist auf eine Mahd während des Untersuchungszeitraumes sowie ein Nicht-Erreichen der Samenreife zum Zeitpunkt der Samensammlung zurückzuführen. Aufgrund der daraus resultierenden geringeren Stichprobengröße kommt diesem Fitnessparameter somit nur eine begrenzte Aussagekraft zu. Zur Durchführung der Keimtests erfolgte die Kultivierung der gesammelten Samen in einem Inkubator (Memmert IPP260Plus, 256 L) unter konstanten Bedingungen bei einem Hell-Dunkel-Zyklus mit 12 Stunden Licht bei 20 °C und 12 Stunden Dunkelheit bei 10 °C.

Die bodenkundlichen Untersuchungen fanden im November 2024 statt. Es wurden an jedem Untersuchungsstandort mit einem Kammerbohrer in einer Tiefe von 0–10 cm Bodenproben eines Durchmessers von 15 mm mittels 15–20 über die Fläche verteilten Einstichen entnommen und jeweils zu einer Mischprobe vereint. Die Probenvorbehandlung geschah nach ISO 11464: Trocknen < 40 °C, Mahlen und Sieben < 2 mm (N_{min}-Proben: Trocknen > 95° C, Mahlen und Sieben < 2 mm). Daraufhin wurden folgende bodenchemische Variablen ermittelt: pH-Wert (Potentiometrie, $CaCl_2$-0,01M M/V 1/2,5, VDLUFA A 5.1.1), organischer Kohlenstoff (C_{org}; CN-Analysator mit trockener Verbrennung bei 1200 °C, Int. Methode nach ISO 10694, Säuern der Probe zur Trennung des anorganischen Kohlenstoffs), mineralischer Nitratstickstoff (N_{min}; N-NO_3, Durchflussinjektionsanalysator, $CaCl_2$-0,01M, VDLUFA A 6.1.4.1) sowie pflanzenverfügbarer Phosphor und Kalium (P_2O_5 & K_2O; Calcium-Acetat-Lactat-Auszug bei pH 4.1, ICP-OES radial, VDLUFA A 6.2.1.1). Die Proben wurden im Bodenlabor der Verwaltung der technischen Dienste der Landwirtschaft in Ettelbrück untersucht.

2.4. Datenauswertung

Die Aufbereitung der Daten erfolgte in Excel (V.2405, Microsoft Corporation). Die statistischen Analysen wurden mithilfe von R (V. 4.4.2, R Core Team) und RStudio (Versionen „Chocolate Cosmos", 2024.04.2+764 und „Quarto" 1.4.555) erstellt (Posit, PBC, 05.06.2024). Die für die statistische Auswertung betrachteten Einheiten (Fälle) waren die einzelnen Populationen.

Vor der statistischen Auswertung wurden die Parameter zunächst mithilfe des Shapiro-Wilk-Tests auf Normalverteilung überprüft und im Anschluss bei Bedarf transformiert. Zur Analyse der Verteilung der Populations-Größenklassen auf die Biotoptypen sowie in Flächen mit oder ohne Vertragsnaturschutzprogramm wurde ein nicht-parametrischer Fisher-Test durchgeführt. Der Zusammenhang der verschiedenen Fitnessparameter wurde außerdem anhand einer Pearson-Korrelationsanalyse geprüft. Aufgrund einer stark signifikanten, hohen Korrelation zwischen den Fitnessparametern „Blütenstandhöhe" und „Pflanzenhöhe" wurde entschieden, die folgende statistische Auswertung nur am Parameter „Pflanzenhöhe" durchzuführen, da dies die Photosynthese-Kapazitäten der Pflanze besser beschreibt. Gleichermaßen wurde bei den Folgeuntersuchungen der Parameter „Anzahl der Kelche" aufgrund einer stark signifikanten, hohen Korrelation zum Parameter „Anzahl der Blütenstände" ausgeschlossen.

Anschließend wurden zur Analyse der Zusammenhänge zwischen den Fitnessparametern und den Merkmalen der von den Populationen besiedelten Flächen univariate lineare Regressionsmodelle genutzt, da die Stichprobenzahl nicht ausreichend groß war, um alle Variablen gemeinsam in einem multiplen linearen Regressionsmodell zu testen und dabei dem Problem des „Overfitting" Rechnung zu tragen. Dabei wurde der Effekt der unabhängigen Variablen Populationsgröße, Vertragsnaturschutz, Biotoptyp, Nutzform, pH, Verhältnis aus organischem Kohlenstoff und mineralischem Stickstoff (C/N, Quadratwurzel-transformiert), mineralischer Stickstoff (N_{min}, log-transformiert) sowie pflanzenverfügbarer Phosphor (P_2O_5, log-transformiert) und Kalium (K_2O, log-transformiert) jeweils für jeden Fitnessparameter getestet. Um die Datenverteilung der als abhängige Variablen verwendeten Fitnessparameter zu optimieren, wurden die Pflanzenhöhe und die Anzahl der Blütenstände log-transformiert, während der Anteil blühender Individuen und der Anteil der keimenden Samen über eine Arcsinus-Quadratwurzel-Transformation angepasst wurden. Die einzelnen Regressionsmodelle wurden im Anschluss jeweils auf Normalität und Varianzhomogenität überprüft. Aufgrund der Durchführung mehrerer Regressionsmodelle und dem dadurch erhöhten Risiko eines α-Fehlers wurde für jede abhängige Variable eine Benjamini-Hochberg-Korrektur („False Discovery Rate") der p-Werte durchgeführt.

3. Ergebnisse

Die Korrelationskoeffizienten mitsamt p-Werten sind in Tabelle 2 dargestellt; die

Tab. 2. Korrelationskoeffizienten (r) und zugehörige p-Werte für die Zusammenhänge der teilweise transformierten Fitnessparameter untereinander. Mit Ausnahme des Anteils keimender Samen wurden dabei jeweils die pro Population gebildeten Mittelwerte der Fitnessparameter verglichen.

	Anteil keimender Samen (Arcsin-√)	**Anteil blühender Individuen (Arcsin-√)**	**Anzahl der Kelche**	**Anzahl der Blütenstände (log)**	**Pflanzenhöhe (log)**
Blütenstandhöhe	r = -0,08 p = 0,798	r = 0,17 p = 0,467	r = -0,1 p = 0,672	r = -0,29 p = 0,215	r = 0,79 p < 0,001
Pflanzenhöhe (log)	r = -0,17 p = 0,594	r = 0,36 p = 0,119	r = -0,23 p = 0,34	r = -0,12 p = 0,625	
Anzahl der Blütenstände (log)	r = -0,41 p = 0,184	r = 0,25 p = 0,29	r = 0,65 p = 0,002		
Anzahl der Kelche	r = -0,56 p = 0,059	r = 0,06 p = 0,812			
Anteil blühender Individuen (Arcsin-√)	r = -0,05 p = 0,873				

jeweiligen Regressionskoeffizienten mitsamt Standardfehler und Stichprobenzahl finden sich in Tabelle 3. Die statistischen Kennwerte der jeweilig getesteten Variablen (Freiheitsgrade, F-Wert und p-Wert nach Durchführung der Benjamini-Hochberg-Korrektur) sind darüber hinaus in Tabelle 4 zusammengestellt.

Tab. 3. Regressionsmodelle zur Abhängigkeit der (transformierten) Fitnessparameter von der Populationsgröße sowie den (teilweise transformierten) Flächenmerkmalen. Dargestellt sind die Regressionskoeffizienten (β), deren Standardfehler (SF) sowie die Stichprobenzahl (n). Mit Ausnahme des Anteils keimender Samen wurden dabei jeweils die pro Population gebildeten Mittelwerte der Fitnessparameter geprüft.

	Pflanzenhöhe (log)	**Anzahl der Blütenstände (log)**	**Anteil blühender Individuen (Arcsin-√)**	**Anteil keimender Samen (Arcsin-√)**
Populationsgröße: mittel	β = -0,38 SF = 0,38 n = 6	β = 0,32 SF = 0,25 n = 6	β = -0,04 SF = 0,17 n = 6	β = 0,29 SF = 0,16 n = 12
Populationsgröße: groß	β = -0,29 SF = 0,38 n=6	β = 0,24 SF = 0,25 (n = 6	β = -0,08 SF = 0,17 n = 6	β = -0,13 SF = 0,15 n = 12
Vertragsnaturschutz: Nein	β = 0,47 SF = 0,31 n = 13	β = -0,44 SF = 0,19 n = 13	β = 0,12 SF = 0,14 n = 13	β = -0,13 SF = 0,16 n = 12
Biotoptyp: 6510	β = -0,11 SF = 0,23 n = 11	β = 0,24 SF = 0,23 n = 11	β = -0,15 SF = 0,16 n = 11	β = 0,16 SF = 0,20 n = 12
Biotoptyp: 6210/BK03	β = -1,16 SF = 0,37 n = 4	β = 0,59 SF = 0,29 n = 4	β = -0,27 SF = 0,20 n = 4	β = 0,39 SF = 0,23 n = 12
Nutzform: Weide	β = -0,21 SF = 0,31 n = 11	β = 0,6 SF = 0,15 n = 11	β = 0,21 SF = 0,13 n = 11	β = -0,06 SF = 0,22 n = 12
pH	β = -0,93 SF = 0,44 n = 19	β = 0,5 SF = 0,31 n = 19	β = -0,22 SF = 0,21 n = 19	β = 0,03 SF = 0,22 n = 11
N_{min} (log)	β = 0,51 SF = 0,17 n = 19	β = -0,11 SF = 0,14 n = 19	β = 0,23 SF = 0,07 n = 19	β = -0,08 SF = 0,11 n = 11
K_2O (log)	β = 0,034 SF = 0,29 n = 19	β = 0,09 SF = 0,2 n = 19	β = 0,2 SF = 0,12 n = 19	β = -0,23 SF = 0,12 n = 11
P_2O_5 (log)	β = 0,45 SF = 0,12 n = 19	β = 0,05 SF = 0,11 n = 19	β = 0,1 SF = 0,07 n = 19	β = -0,18 SF = 0,04 n = 11
C/N-Verhältnis (√)	β = -0,36 SF = 0,11 n = 19	β = 0,15 SF = 0,08 n = 19	β = -0,08 SF = 0,06 n = 19	β = 0,06 SF = 0,06 n = 11

3.1. Populationsgröße in Abhängigkeit von Flächenmerkmalen

Es besteht ein statistischer Trend eines Zusammenhangs zwischen der Populationsgröße und der Verteilung der Populationen in Flächen mit bzw. ohne gesetzlich geschütztem Biotop (Fisher-Test; p = 0,087). Dabei treten kleine *Salvia*-Populationen am häufigsten in Flächen ohne gesetzlichen Biotopschutz auf (mit einer Ausnahme), größere Populationen hingegen auf Flächen mit Biotop-Schutzstatus. Darüber hinaus befinden sich die meisten großen Populationen in Flächen, welche den Mageren Flachlandmähwiesen (FFH-Lebensraumtyp 6510) zugeordnet sind (Abb. 3a). In Bezug auf den Einfluss der Durchführung von Vertragsnaturschutzmaßnahmen auf die Populationsgröße konnte dagegen kein signifikanter Zusammenhang nachgewiesen werden (Fisher-Test; p = 0,838; Abb. 3b).

3.2. Fitnessparameter und deren Abhängigkeiten untereinander

Die Pearson-Korrelationsanalyse zeigt signifikant positive Korrelationen zwischen der Anzahl der Blütenstände und der Anzahl der Kelche (r = 0,65), ebenso wie zwischen der Blütenstandhöhe und der Pflanzenhöhe (r = 0,786) (Tab. 2). Darüber hinaus besteht ein statistischer Trend einer negativen Korrelation zwischen der Anzahl der Kelche und dem Anteil der keimenden Samen (r = 0,56). Für alle weiteren Parameter konnten keine signifikanten Korrelationen nachgewiesen werden.

3.3. Fitnessparameter in Abhängigkeit der Populationsgröße

Die Linearen Modelle ergaben keine signifikanten Unterschiede der Fitnessparameter zwischen den Populationsgrößen (Tab. 3 & 4). Es ließen sich jedoch vegetationstypische Trends in den Verteilungsmustern der Populationsdaten wiederfinden: Die Pflanzenhöhe zeigte im Vergleich vor allem in kleinen Populationen die höchsten Mediane (Abb. 4a). Kleine Populationen wiesen dabei eine geringere Anzahl an Blütenständen pro Individuum auf (Abb. 4b). Der Anteil der blühenden Individuen hatte aufgrund der bimodalen Datenverteilung eine hohe Variabilität mit Schwankungen weit ober- und unterhalb des Medians, welcher in jeder Größenklasse bei über 60 % lag (Abb. 4c). Der geringste Anteil gekeimter Samen trat in großen Populationen auf, während mittelgroße Populationen den höchsten Median und die größte Streuung zeigten und kleine Populationen durch einen mittleren Median bei geringer Streuung gekennzeichnet waren (Abb. 4d). Hierbei gilt zu beachten, dass die Stichprobenzahl für den Parameter Anteil keimender Samen von den anderen Parametern abweicht und die Verteilung auf die Größenklassen mit drei (Kategorie „klein"),

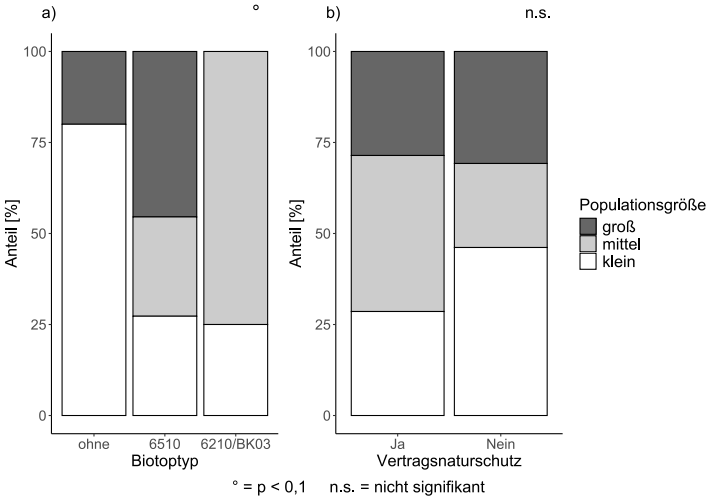


Abb. 3. a) Prozentualer Anteil der Flächen mit Biotop-Schutzstatus und jeweiligem Biotoptyp und b) der unter Vertragsnaturschutz stehenden Flächen in Abhängigkeit der Populationsgröße. Hierbei besitzen die einzelnen Größenklassen die folgenden Individuenzahlen: klein (weniger als 150 Individuen), mittelgroß (150 bis 1.000 Individuen) und groß (mehr als 1.000 Individuen).

Tab. 4. Statistische Kennwerte der Regressionsmodelle zur Abhängigkeit der (transformierten) Fitnessparameter von der Populationsgröße sowie den (teilweise transformierten) Flächenmerkmalen (Freiheitsgrade d.f., F-Wert und p-Wert nach Durchführung der Benjamini-Hochberg-Korrektur). Mit Ausnahme des Anteils keimender Samen wurden dabei jeweils die pro Population gebildeten Mittelwerte der Fitnessparameter geprüft.

	Pflanzenhöhe (log)	**Anzahl der Blütenstände (log)**	**Anteil blühender Individuen (Arcsin-√)**	**Anteil keimender Samen (Arcsin-√)**
Populationsgröße	d.f. = 2, 17 F = 0,567 p = 0,578	d.f. = 2, 17 F = 0,967 p = 0,4	d.f. = 2, 17 F = 0,122 p = 0,886	d.f. = 2, 9 F = 4,682 p = 0,040
Vertragsnaturschutz	d.f. = 1, 18 F = 2,296 p = 0,27	d.f. = 1, 18 F = 5,223 p = 0,191	d.f. = 1, 18 F = 0,765 p = 0,481	d.f. = 1, 10 F = 0,702 p = 0,565
Biotoptyp	d.f. = 2, 17 F = 6,172 p = 0,009	d.f. = 2, 17 F = 2,122 p = 0,151	d.f. = 2, 17 F = 0,884 p = 0,431	d.f. = 2, 9 F = 1,546 p = 0,265
Nutzform	d.f. = 1, 18 F = 0,459 p = 0,557	d.f. = 1, 18 F = 15,44 p = 0,011	d.f. = 1, 18 F = 2,658 p = 0,358	d.f. = 1, 10 F = 0,078 p = 0,864
pH	d.f. = 1, 17 F = 4,466 p = 0,109	d.f. = 1, 17 F = 2,707 p = 0,260	d.f. = 1, 17 F = 1,174 p = 0,462	d.f. = 1, 9 F = 0,023 p = 0,883
N_{min} (log)	d.f. = 1, 17 F = 9,159 p = 0,021	d.f. = 1, 17 F = 0,618 p = 0,541	d.f. = 1, 17 F = 10,62 p = 0,051	d.f. = 1, 9 F = 0,65 p = 0,565
K_2O (log)	d.f. = 1, 17 F = 1,411 p = 0,336	d.f. = 1, 17 F = 0,193 p = 0,663	d.f. = 1, 17 F = 2,923 p = 0,201	d.f. = 1, 9 F = 4,701 p = 0,321
P_2O_5 (log)	d.f. = 1, 17 F = 13,98 p = 0,018	d.f. = 1, 17 F = 0,196 p = 0,663	d.f. = 1, 17 F = 2,131 p = 0,358	d.f. = 1, 9 F = 16,62 p =0,030
C/N-Verhältnis (√)	d.f. = 1, 17 F = 11,4 p = 0,0197	d.f. = 1, 17 F = 3,398 p = 0,228	d.f. = 1, 17 F = 2,15 p = 0,358	d.f. = 1, 9 F = 1,285 p = 0,565

vier (Kategorie „mittel“) und fünf (Kategorie „groß“) Stichproben mitunter sehr gering ausfiel.

3.4. Fitnessparameter in Abhängigkeit von Flächenmerkmalen

Anhand der Linearen Modelle lassen sich signifikante Einflüsse der unterschiedlichen Biotoptypen auf die Pflanzenhöhe feststellen (Abb. 5a). Die Pflanzenhöhe war signifikant am geringsten in den Kalkmagerrasen (FFH-LRT 6210 / BK03), sowohl gegenüber den Mageren Flachlandmähwiesen (FFH-LRT 6510; Tukey HSD, p = 0,013) als auch den Flächen ohne Biotop-Schutzstatus (Tukey HSD, p = 0,0162), mit einer in Bezug auf Flächen ohne gesetzlich geschütztes Biotop im Mittel um 8,3 cm und in Bezug auf die Mageren Flachlandmähwiesen im Mittel um 7,1 cm niedrigeren Pflanzenhöhe in Kalkmagerrasen (Tab. 4). Tendenziell lag der Median der Pflanzenhöhe am höchsten bei Flächen ohne Biotop-Schutzstatus, allerdings statistisch nicht signifikant gegenüber den Mageren Flachlandmähwiesen.

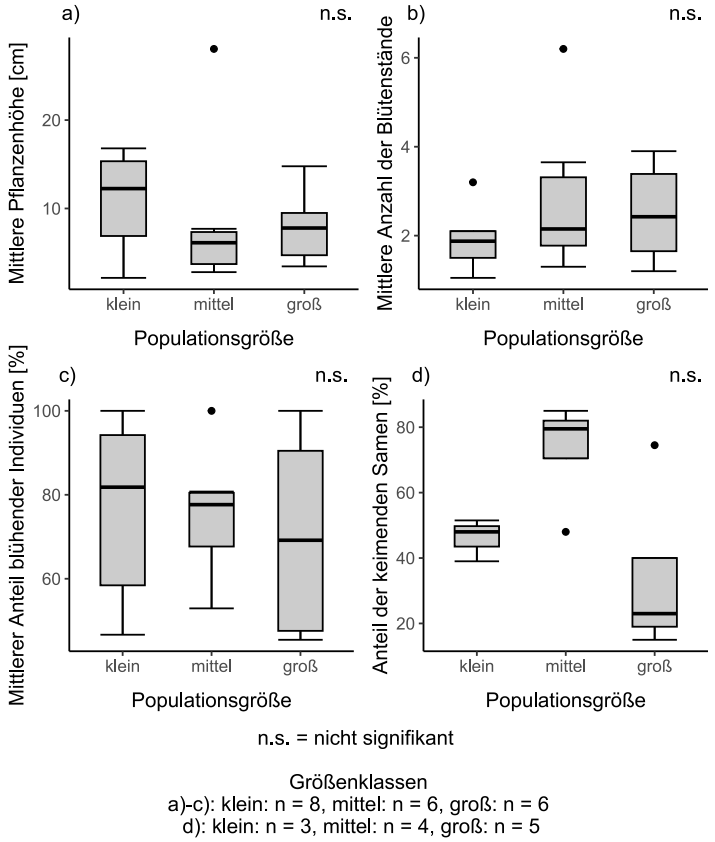


Abb. 4. Abhängigkeit der populationsbezogenen Fitnessparameter a) mittlere Pflanzenhöhe (gemessen an 20 Individuen), b) mittlere Anzahl der Blütenstände (gemessen an 20 Individuen), c) mittlerer Anteil blühender Individuen (gemessen in fünf 1 m² Plots) und d) Anteil keimender Samen (gemessen an 50 Samen von mindestens 10 Individuen) von der Populationsgröße. Hierbei besitzen die einzelnen Größenklassen die folgenden Individuenzahlen: klein (weniger als 150 Individuen), mittelgroß (150 bis 1.000 Individuen) und groß (mehr als 1.000 Individuen).

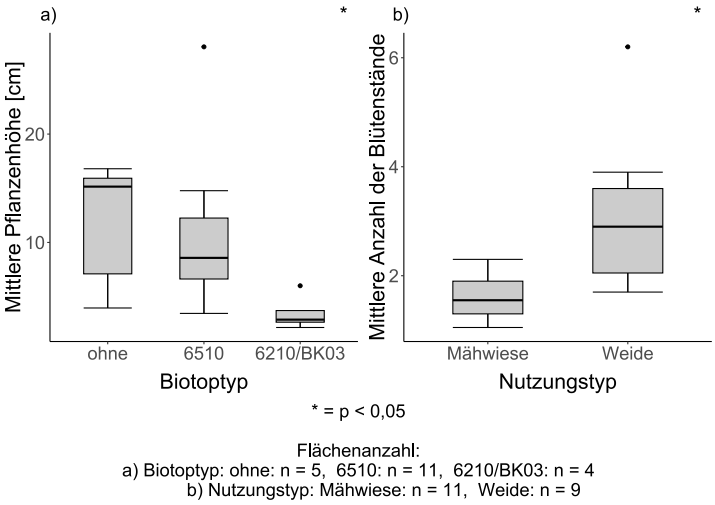


Abb. 5. Abhängigkeit der populationsbezogenen Fitnessparameter a) mittlere Pflanzenhöhe (gemessen an 20 Individuen) vom Biotoptyp und der b) mittleren Anzahl der Blütenstände (gemessen an 20 Individuen) vom Nutzungstyp. Die Biotope setzten sich hier aus den Kategorien Kalkmagerrasen (FFH-LRT 6210 / BK03), Magere Flachlandmähwiesen (FFH-LRT 6510) und Flächen ohne Zugehörigkeit zu einem geschützten Biotoptyp zusammen. Der Nutzungstyp unterteilt sich in Mähwiese und Weide.

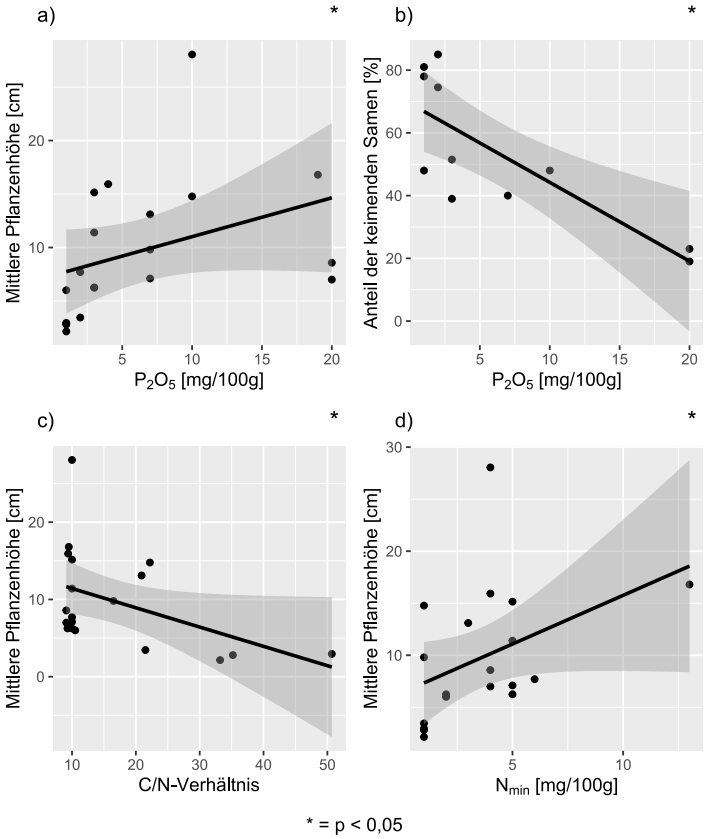


Abb. 6. Abhängigkeit der populationsbezogenen Fitnessparameter a) mittlere Pflanzenhöhe (gemessen an 20 Individuen) und b) Anteil der keimenden Samen (gemessen an 50 Samen von mindestens 10 Individuen) vom Phosphorgehalt, sowie Abhängigkeit der mittleren Pflanzenhöhe vom c) C/N-Verhältnis und vom d) Gehalt an mineralischem (Nitrat-)Stickstoff.

Die Linearen Modelle belegen zudem einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Anzahl der Blütenstände und dem Nutzungstyp (Abb. 5b), wobei Populationen auf Viehweiden im Durchschnitt 1,44 mehr Blütenstände pro Individuum aufweisen als Populationen auf Mähwiesen (Tab. 4).

In Abhängigkeit des pflanzenverfügbaren Phosphorgehalts (P_2O_5) im Boden bestehen zudem jeweils signifikant positive Zusammenhänge hinsichtlich der Pflanzenhöhe (Abb. 6a) und dem Anteil der keimenden Samen (Abb. 6b). Darüber hinaus besteht ein signifikant negativer Zusammenhang zwischen dem C/N-Verhältnis und der Pflanzenhöhe (Abb. 6c). Der Gehalt an mineralischem (Nitrat-)Stickstoff wirkt sich außerdem signifikant positiv auf die Pflanzenhöhe aus (Abb. 6d) und weist einen statistischen Trend eines positiven Einflusses auf den Anteil blühender Individuen auf. Für alle weiteren Parameter konnten keine signifikanten Zusammenhänge mit den Flächenmerkmalen nachgewiesen werden.

4. Diskussion

4.1. Einfluss der Standortökologie und Nutzung

Im Fokus der Untersuchung stand die Abundanz und Fitness der Salbei-Populationen sowie der Einfluss von Standort- und Nutzungseigenschaften auf diese. Dabei zeigten die Populationen einen nachweisbaren Trend hinsichtlich der Verteilung der Populationsgrößen auf die unterschiedlichen Biotoptypen, jedoch nicht hinsichtlich der Bewirtschaftung der Flächen unter Vertragsnaturschutzprogrammen und somit einer extensiven Nutzung. Größere *Salvia*-Bestände fanden sich in Flächen mit gesetzlich geschützten Biotopen, wobei vor allem

die Mageren Flachlandmähwiesen (FFH-LRT 6510) große Populationen aufwiesen. Diese Glatthaferwiesen sind ein prioritärer Lebensraum von *Salvia pratensis* als starke Differentialart der Salbei-Glatthaferwiesen (Arrhenatheretum elatioris Br.-Bl. 1915, Variante mit *Salvia pratensis*; Schneider 2011). Sie bieten mit einer geringeren Nährstoffverfügbarkeit und ihrer oft schütteren Vegetationsstruktur geeignete Bedingungen für die Art, was in einem positiven Zusammenhang mit deren Zeigerwerten nach Ellenberg et al. (2001) steht.

Kalk-Halbtrockenrasen (FFH-LRT 6210 bzw. BK03) sind in Luxemburg als Trespen-Halbtrockenrasen (Bromion erecti Koch 1926) ausgebildet und zeichnen sich durch das Vorkommen vieler konkurrenzschwacher und auch niedrigwüchsiger Arten aus (Schneider 2011). Basenreiche und nährstoffarme, zudem auch meist kalkreiche Böden bieten hier geeignete Bedingungen für *Salvia pratensis* (Ellenberg et al. 2001). Der Wiesen-Salbei ist auf diesen Flächen einem geringeren Konkurrenzdruck ausgesetzt, sodass er sich hier ebenfalls gut etablieren kann, nachweislich mit vor allem mittelgroßen Populationen.

Flächen ohne Biotop-Schutzstatus wiesen überwiegend kleine Salbei-Populationen auf. Dies kann auf eine meist intensivere Bewirtschaftung der Flächen zurückgeführt werden. Im Zusammenhang mit dieser Nutzungsintensität liegt häufig eine höhere Nährstoffverfügbarkeit und womöglich auch bessere Wasserversorgung im Boden vor, was auch am Vorkommen von Nährstoffzeigern (z. B. *Anthriscus sylvestris, Urtica dioica*) und dominantem Auftreten hochwüchsiger Grasarten (z. B. *Poa trivialis*) deutlich wird. Darüber hinaus zeigen diese Flächen durchschnittlich die niedrigste Artenanzahl, die sich durch die Dominanz konkurrenzstärkerer Arten erklären lässt (SICONA 2024). Der spezifische Einfluss der Wasserversorgung auf die Fitnessparameter kann nicht abschließend eingeschätzt werden, da keine Erhebungen zum Wasserhaushalt der Flächen durchgeführt wurden (z. B. durch Bestimmung der nutzbaren Wasserspeicherkapazität, des Skelettanteils, der Gründigkeit). Die indirekten Auswirkungen des Wasserhaushaltes zeigen sich jedoch auch in den von uns berücksichtigten stickstoffbezogenen Bodenparametern (C/N-Verhältnis, N_{min}, siehe unten).

Vor diesem Hintergrund konnte im Rahmen der Untersuchung auch ein signifikanter Einfluss der Biotoptypen auf die Pflanzenhöhe nachgewiesen werden. Allgemein wird das Pflanzenwachstum durch abiotische Faktoren wie die Licht-, Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit sowie auch biotische Faktoren wie den intra- und interspezifischen Konkurrenzdruck bestimmt (Westoby 1998, Westoby et al. 2002). Die geringere Wuchshöhe des Wiesen-Salbei auf Mageren Flachlandmähwiesen und insbesondere auf Kalkmagerrasen im Vergleich zu Flächen ohne Biotop-Schutzstatus findet ihren Ursprung vermutlich in einer geringeren Nährstoffversorgung der Böden, einer geringen Bodentiefe oder auch Wasserversorgung sowie dem daraus resultierenden geringeren Konkurrenzdruck durch andere wuchskräftigere Arten. Insbesondere an trockenen Magerstandorten kompensieren angepasste Arten diese Mangelbedingungen durch ein niedriges Wachstum und eine stärkere Wurzelbildung (Ellenberg & Leuschner 2010). Die erhöhte Ressourcenverfügbarkeit in Flächen ohne gesetzlich geschütztes Biotop steigert im Gegenzug den Konkurrenzdruck, welcher sich ebenfalls positiv auf das Höhenwachstum des Wiesen-Salbei auswirken kann, da Konkurrenz zu Anpassungen bei Pflanzen hinsichtlich Höhe und Wuchsdichte führen kann (Gruntmann et al. 2017). Der Magerkeitszeiger muss demnach mehr Energie in sein Höhenwachstum stecken, um mit anderen hochwüchsigen konkurrenzstarken Arten um Licht konkurrieren zu können. Somit steht die Änderung der Nutzungsfrequenz und -intensität in direkter Verbindung mit der Phänologie der Individuen (Klimešová et al. 2008).

Der Vertragsnaturschutz gewährleistet eine extensive Nutzung der betroffenen Flächen durch einen Bewirtschaftungsvertrag auf fünf Jahre, der nach Bedarf verlängert werden kann (Mémorial 2024). Seine Effektivität hinsichtlich der Erhaltung der typischen Pflanzenarten konnte bereits durch Wolff et al. (2020) nachgewiesen werden. Bei Mahd-Programmen verpflichtet sich der

Bewirtschafter eine Mahd der Fläche frühestens zum 15. Juni durchzuführen. Bei Weideprogrammen werden hingegen sowohl Beweidungszeitpunkt als auch -dauer und die maximale Dichte des Viehbesatzes geregelt. Im Rahmen der Untersuchung konnte keine signifikant unterschiedliche Verteilung der Populationsgrößen in Flächen mit oder ohne Vertragsnaturschutz festgestellt werden. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass *Salvia pratensis* eine höhere Nährstofftoleranz als andere Magerkeitszeiger besitzt und zudem die Flächen in einer (noch) Salbei-verträglichen Form bewirtschaftet werden, die ein Vorkommen auch unter intensiveren Nutzungsbedingungen ermöglicht (Ellenberg & Leuschner 2010). Auch spielt sicherlich die Zeitdauer der intensiveren Bewirtschaftung eine Rolle, wozu allerdings keine Aussagen getroffen werden können, da keine Befragungen zur Flächenhistorie erfolgt sind. Der im Rahmen dieser Untersuchung nicht nachweisbare Effekt des Vertragsnaturschutzes auf die einzelnen Fitnessparameter findet seinen Ursprung hingegen vermutlich in der geringen Stichprobengröße sowie der Komplexität des Faktors Vertragsnaturschutz und sollte auf keinen Fall verallgemeinert werden. Hier sind insbesondere die Dauer und das Programm (Nutzungszeitpunkt und -art) des jeweiligen Vertrages relevant. Ebenso greift auch hier wieder die Relevanz der Vornutzung der Fläche und sollte entsprechend in Folgeuntersuchungen nach Möglichkeit berücksichtigt werden.

Eine positive Korrelation besteht zwischen der Pflanzenhöhe und dem pflanzenverfügbaren Phosphorgehalt (P_2O_5) im Boden, wohingegen der Anteil der keimenden Samen mit steigendem Phosphorgehalt abnimmt. Dies entspricht nicht unmittelbar den Erwartungen, dass eine erhöhte Nährstoffverfügbarkeit sowohl Wachstums- als auch Reproduktionsmerkmale prinzipiell positiv beeinflussen sollte. Es ist jedoch möglich, dass sich der Phosphorgehalt indirekt durch eine gesteigerte interspezifische Konkurrenz negativ auf die Keimfähigkeit auswirkt, da die Pflanze ihre Ressourcen primär für wachstumsbezogene Parameter aufwenden und somit die Qualität der Samen vernachlässigen muss. Yuan et al. (2022) zeigten zudem, dass Konkurrenzdruck allelopathische Effekte verursachen und dies die Keimfähigkeit beeinträchtigen kann. Die Pflanzenhöhe wird darüber hinaus negativ durch ein hohes C/N-Verhältnis beeinflusst und steht dementsprechend in einem positiven Zusammenhang mit der Verfügbarkeit von mineralischem Stickstoff (N_{min}). Das höchste C/N-Verhältnis bei zugleich niedrigstem Stickstoffgehalt (N_{min}) war auf den untersuchten Magerrasen zu verzeichnen. Die geringe Stickstoffversorgung lässt sich vermutlich auf eine geringe Streuqualität zurückführen, welche nebst Stickstoff- und Phosphatmangel auch auf eine eingeschränkte Wasserversorgung hindeuten kann (Bohner et al. 2003). Mineralischer Stickstoff im Boden wirkt sich darüber hinaus in Form eines positiven Trends auf den Anteil der blühenden Individuen in den Populationen aus. Allgemein entsprechen diese Ergebnisse den zu erwartenden vegetationstypischen Entwicklungen, da eine erhöhte Nährstoffverfügbarkeit generell ein gesteigertes Wachstum der Pflanzen ermöglicht. Gleichzeitig fördert eine Düngung jedoch insbesondere wuchs- und konkurrenzstarke Arten, die letztlich *Salvia pratensis* und sonstige kennzeichnende Arten, insbesondere Magerkeitszeiger, wiederum verdrängen (Dierschke & Briemle 2002, Ellenberg & Leuschner 2010). Die Ergebnisse müssen demnach im Kontext des gesamtheitlichen Artenverlusts in Folge einer erhöhten Nährstoffzufuhr (Düngung sowie Eutrophierung) und Dominanz konkurrenzstarker Arten betrachtet werden, so dass sich eine Düngung keineswegs positiv auf die Erhaltung einer Salbei-Population und des umliegenden typischen Artenbestandes auswirkt. Um die lebensraumtypische Artengemeinschaft langfristig zu erhalten, sollte unbedingt auf eine Düngung des artenreichen Grünlandes verzichtet werden, wie dies Wolff et al. (2020) für Vertragsnaturschutzflächen in Luxemburg nachgewiesen haben.

Die Nutzungsform der Flächen ist ein weiterer wesentlicher Einflussfaktor für viele Grünlandarten, insbesondere bzgl. ihrer

Populationsstruktur und Reproduktionsmerkmale, sowohl auf phänotypischer als auch auf genetischer Ebene (Reisch & Poschlod 2008, Kloss et al. 2011). Dabei gilt der Wiesen-Salbei als Hemikryptophyt zu den mäßig mahdverträglichen Arten, deren Individuen sich nach einem Schnitt durch bodennahe Knospen erholen können (Dierschke & Briemle 2002, Müller et al. 2021). Die direkten Auswirkungen einer Mahd wurden für die untersuchten Flächen nicht näher analysiert, sind aber sicherlich je nach Mahd-Rhythmus unterschiedlich. Je nach Mahd-Zeitpunkt kann sich der Entwicklungsstand der Individuen unterscheiden und unter Umständen eine Samenreife verfrüht unterbrochen werden. Auch der im Rahmen der Vertragsnaturschutzprogramme erlaubte früheste Mahd-Zeitpunkt entspricht dabei dem Hochzeitpunkt der Samenreife von *Salvia pratensis* und ist somit nicht speziell auf die Biologie des Wiesen-Salbei ausgelegt. Standortabhängig wären in diesem Sinne zumindest auf bereits mageren Flächen ein noch späterer Mahd-Beginn ab dem 1. Juli zumindest für die Teilbereiche mit *Salvia pratensis* besser geeignet, um mehr Pflanzen die Fruchtreife zu ermöglichen. Auf nährstoffreicheren Flächen würde eine frühere Mahd hingegen mehr Nährstoffe entziehen und dadurch die Konkurrenzverhältnisse für den Wiesen-Salbei verbessern. Optimalerweise sollten Mahdtermine flexibel an die Phänologie angepasst werden, könnten also je nach Witterung früher oder später sein, wie es beispielsweise ein Vertragsnaturschutzprogramm in Luxemburg vorsieht (Mémorial 2024).

Im Hinblick auf Beweidungsdruck reagiert *Salvia pratensis* allgemein stärker empfindlich. Nach Dierschke & Briemle (2002) gehört die Art aufgrund ihrer morphologischen Struktur (z. B. Rauheit der Blätter) und der Produktion von ätherischen Ölen prinzipiell zu den für Vieh weitgehend gemiedenen Weideunkräutern, was auch unseren eigenen Beobachtungen an Populationen in Luxemburg entspricht. Diesbezüglich gibt es jedoch auch gegenläufige Beobachtungen; so beschreiben z. B. Moughan et al. (2021) den Wiesen-Salbei als „extremely palatable to grazing animals". Unabhängig davon werden die Populationen durch Tiere beeinflusst, so u. a. durch heterogene Tritteinwirkung oder zusätzliche Nährstoffe im Boden durch Dung (Dierschke & Briemle 2002). Obwohl eine Weidenutzung die Entwicklung von Reproduktionsmerkmalen begünstigt, ist sie nicht immer förderlich für die Art, da sowohl der Zeitpunkt der Beweidung als auch die Dauer und Intensität wichtige Einflussfaktoren darstellen. Eine angepasste Mahd der Salbei-Teilbereiche zu einem an der Phänologie orientiertem Zeitpunkt stellt hier ebenfalls eine effektive Maßnahme zur Bestandserhaltung dar. Aufgrund der von Jahr zu Jahr variierenden Mahdtermine ist eine Akzeptanz bei den Bewirtschaftern erforderlich, weswegen dieser Mehraufwand auch entsprechend stärker honoriert werden sollte. Eine extensive Nutzung der Fläche ohne Düngung und Pestizide durch Mahd oder Beweidung ist jedoch generell erforderlich, da ein Nutzungsverzicht langfristig eine Verbrachung der Fläche zur Folge hat, die den Konkurrenzdruck erhöhen und negativ zum Arterhalt beitragen würde (Dierschke & Briemle 2002).

4.2. Analyse der Fitnessparameter

Die unterschiedlichen intraspezifischen Merkmalsausprägungen finden ihren Ursprung nicht nur in ihrer phänotypischen Plastizität, sondern stehen oftmals auch in einem Zusammenhang mit der Entwicklung anderer Merkmale (Tilman 1988, Herben & Wildová 2012). Es besteht eine positive Korrelation zwischen den wachstumsbezogenen Merkmalen Pflanzenhöhe und Blütenstandhöhe. Diese Abhängigkeit kann durch den funktionellen Zusammenhang der beiden Merkmale – bzgl. Licht und Konkurrenzverhalten sowie Sichtbarkeit im Hinblick auf Bestäuber – erklärt werden (Falster & Westoby 2003). Auch die Reproduktionsmerkmale der Anzahl der Kelche und der Blütenstände stehen in einer positiven Korrelation zueinander. Beide Faktoren besitzen einen direkten Einfluss auf den Reproduktionserfolg des Individuums und sind zudem aus morphologischer Sicht voneinander abhängig.

Eine negative Korrelation zwischen wachstums- und reproduktionsbezogenen Parametern ließ sich im Rahmen dieser Studie hingegen nicht erkennen. Eine solche Beziehung geht häufig aus einem Konflikt der

Ressourcenverteilung hervor (Tilman 1988) und könnte prinzipiell auch beim Wiesen-Salbei auftreten. Dabei stünde die Strategie eines Individuums jeweils im Zusammenhang mit ihrem jeweiligen Standort und der daraus resultierenden Ressourcenmängel und Konkurrenzzwänge. Allgemein stellt der Wiesen-Salbei in Bezug auf seine Lebensstrategie einen CSR-Mischtyp dar (Kühn et al. 2002) und ist somit in der Lage sowohl Stressbedingungen (bspw. Wasser- und Nährstoffmangel in Magerrasen) als auch Konkurrenzdruck bei höherer Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit zu einem gewissen Maße zu ertragen. Auch die mehrjährige Lebensdauer entspricht einer C- und S-Strategie. Der R-Anteil äußert sich hingegen in einer stärkeren Blütenbildung und folglich höheren Samenproduktion sowie einer relativ hohen Keimfähigkeit der Samen bei zugleich jedoch geringeren Überlebenschancen der Nachkommen (Townsend et al. 2009).

Weiterhin zeigte die Analyse für keinen der geprüften Parameter eine signifikante Abhängigkeit zur Populationsgröße. Dies kann möglicherweise auf die relativ geringe Stichprobenanzahl zurückgeführt werden (Ioannidis 2005). Auch die für Populationsdaten typische hohe Varianz der Werte kann neben Ausreißern die Feststellung einer Signifikanz erschweren. Dennoch lassen sich graphisch Unterschiede erkennen und interpretieren. Dabei lässt sich das stärkere Wachstum des Wiesen-Salbei in kleinen Populationen u. a. durch eine bessere Ressourcenverfügbarkeit und den sich daraus ergebenden stärkeren interspezifischen Konkurrenzdruck begründen. Aus dem Zusammenhang zwischen der Populationsgröße und den Biotoptypen lassen sich Rückschlüsse auf das Höhenwachstum ziehen. Dies wird zusätzlich durch einen hohen Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor und mineralischem Stickstoff begünstigt, was den Sachverhalt des Pflanzenwachstums bei besserer Nährstoffversorgung weiter unterstreicht (Ellenberg & Leuschner 2010). Die Varianz der Pflanzenhöhe lässt sich dabei vor allem mithilfe der unterschiedlichen Flächennutzung und Nutzungsintensität begründen. Außerdem könnte ein verstärktes Höhenwachstum zur Erhaltung kleiner Populationen beitragen, da ein niedriges Pflanzenwachstum in Verbindung mit einem höheren Aussterberisiko steht (De Jonge et al. 2018). Mit wachsender Höhe steigt nämlich die Sichtbarkeit und somit auch Bestäuber-Attraktivität der Pflanzen, was als Kompensationsmechanismus in kleineren Populationen gedeutet werden kann (Weber & Kolb 2011).

In kleinen Populationen war die Anzahl an Blütenständen pro Individuum geringer als bei mittelgroßen und großen Populationen. Da dieser Parameter maßgeblich den Reproduktionserfolg beeinflusst, können Unterschiede weitreichende Auswirkungen auf das Bestäuber-Verhalten und die Pollenverfügbarkeit besitzen (Kirchoff & Claßen-Bockhoff 2013). Weber und Kolb (2011) legen ebenfalls einen negativen Zusammenhang zwischen Populationsgröße und der Größe des Blütenstandes für *Phyteuma spicatum* dar, wobei sowohl Standortfaktoren als auch Populationsfragmentierung als Ursachen angeführt werden. Neben einer Präferenz der Bestäuber für große Blütenstände bevorzugen diese ebenfalls große Populationen (Ågren 1996, Mustajärvi et al. 2001). Daraus resultiert, dass die immer kleiner werdenden Populationen einen zunehmenden Bestäuber-Verlust zu verzeichnen haben, der einen geringeren genetischen Austausch zwischen (Rest-) Populationen zur Folge hat. Hinzukommt, dass in intensiver genutzten Flächen weniger Individuen und folglich weniger Blüten vorkommen, was wiederum weniger Bestäuberinsekten fördert. Die genetische Verarmung kleiner Populationen wird zudem häufig durch genetische Drifts verstärkt (Ellstrand & Elam 1993, Morgan 1999). Die Ausbildung der Blütenstände ermöglicht direkte Rückschlüsse auf die Samenproduktion, da der Wiesen-Salbei – wie für Lippenblütler typisch, an jeder Blüte Klausenfrüchte mit in der Regel vier Samen ausbildet. Die Produktion der Samen wird vor allem in kleinen Populationen oftmals u. a. durch Fragmentation und Isolation gehemmt (Morgan 1999). Durch die erhöhte Samenproduktion infolge einer erhöhten Kelch- bzw. Blütenbildung kann wiederum der genetische Austausch der oftmals genetisch verarmten kleinen Populationen gesteigert werden (Ellstrand & Elam 1993, Morgan 1999).

5. Fazit

Auf Basis der gewonnenen Erkenntnisse und der Tatsache, dass in den letzten drei Jahrzehnten ein starker Rückgang der Art auf fast einem Drittel der Landesfläche Luxemburgs stattgefunden hat, wird das Naturschutzsyndikat SICONA in Zukunft verstärkt Schutzmaßnahmen für *Salvia pratensis* durchführen. Zum einen stehen dabei die Erhaltung und Populationsstärkung aller untersuchten Populationen im Vordergrund und zum anderen die Neugründung von Populationen. Mithilfe von Ansiedlungen können die bestehenden Populationen (wieder-)vernetzt werden. Bisherige Ansiedlungsversuche waren nur wenig erfolgreich, sodass auch in diesem Rahmen weitere Optimierungsschritte erforderlich sind. Eine kleinräumige punktuelle Schaffung von Offenbodenbereichen in den bestehenden Vorkommen könnte außerdem die Verjüngung der Art durch verbesserte Keimbedingungen fördern.

Bedeutsam ist vor allem die (weiterhin) extensive Nutzung der Flächen mit Populationen des Wiesen-Salbei durch Vertragsnaturschutzprogramme. Um eine vollständige Samenreife der Art zu ermöglichen, sollte das Mahd-Regime in Abhängigkeit der Standortbedingungen und der umgebenden Artenzusammensetzung angepasst werden. Auf mageren Standorten sollte der erste Mahd-Zeitpunkt idealerweise im Juli liegen, sodass ein größerer Anteil der Pflanzen zur Fruchtreife kommt. An nährstoffreicheren Standorten mit oft hochwüchsigen und konkurrenzstarken Arten wäre eine frühere Mahd hingegen sinnvoll, um mehr Nährstoffe zu entziehen und dadurch die Konkurrenzverhältnisse für den Wiesen-Salbei und andere Magerkeitszeiger zu verbessern. Eine weitere Option wäre, die Salbei-Flächen abwechselnd z. B. alle zwei Jahre später zu mähen, sodass in regelmäßigen Abständen eine Samenreife gesichert ist. Des Weiteren sollen die Bewirtschafter, die Flächen mit Wiesen-Salbei bewirtschaften, zukünftig hinsichtlich der Bedeutung des Artenerhalts informiert und sensibilisiert werden. Hierbei sollte der Fokus neben dem allgemeinen Rückgang der Grünlandarten auch auf der Wichtigkeit der Arten für Bestäuber und sonstige Ökosystemleistungen des Magergrünlandes sowie auch den daraus resultierenden Mehrgewinn für die Landwirtschaft gelegt werden – wie dies im Rahmen der Strategie zum Erhalt und Wiederherstellung des artenreichen Grünlandes in Luxemburg vorgesehen ist (MECDD 2020). Durch die Teilnahme am Vertragsnaturschutz und der damit einhergehenden finanziellen Honorierung kann die Attraktivität gesteigert werden. Nur in Kooperation mit den Bewirtschaftern können *Salvia pratensis* und weitere rückläufige Arten des Magergrünlandes wie *Campanula glomerata* aktiv erhalten werden.

Darüber hinaus werden im Rahmen des Projektes „Nearest neighbours" weitere Vorkommen des Wiesen-Salbei im Zentrum und Osten des Landes nach den gleichen angewandten Methoden untersucht, um vergleichende Analysen durchzuführen. Die Fortführung der Studie – insbesondere auch mit der derzeit laufenden Analyse der genetischen Struktur der Populationen – ermöglicht eine Klärung der offengebliebenen Fragen (z. B. Einfluss der Wasserversorgung). Letztlich wird deutlich, dass trotz des gesetzlichen Schutzstatus der Art aufgrund ihres nachweislichen Rückganges in den letzten 20 Jahren (vorliegende Studie, Schneider eigene Beobachtung, Colling et al. 2025) und insbesondere der Vorkommen der Art in oftmals nur noch kleinen bis mittelgroßen Populationen weitere Forschung sowie konkrete Schutzmaßnahmen dringend erforderlich sind, um *Salvia pratensis* langfristig in Luxemburg erhalten zu können.

Danksagung

Wir danken dem Ministerium für Umwelt, Klima und Biodiversität sowie den SICONA-Mitgliedsgemeinden für die Finanzierung der vorliegenden Untersuchung. Ganz besonders danken wir allen, die bei der Kartierung der Vorkommen des Wiesen-Salbei unterstützt haben sowie den Landwirten für die Erlaubnis ihre Flächen zu betreten. Bei Thierry Helminger und Odile Weber (MNHNL) bedanken wir uns für die Durchführung der Keimtests. Für die Durchsicht des Manuskripts danken wir Erwin Schneider und für die wertvollen Anmerkungen im Rahmen des Reviews Albert Reif. Für die

redaktionellen Anpassungen gilt unser Dank Claude Meisch und für das Layout des Artikels danken wir Thierry Helminger.

Literatur

ACT – Administration du cadastre et de la topographie du Grand-Duché de Luxembourg, 2025. Layer: Landes- und Gemeindegrenzen auf Geoportail, Karten - Allgemeines Portal, Luxembourg. URL: https://map.geoportail.lu [Zugriff am 05.09.2025].

Ågren, J., 1996. Population Size, Pollinator Limitation, and Seed Set in the Self- Incompatible Herb *Lythrum salicaria*. *Ecology* 77(6): 1779–1790. https://doi.org/10.2307/2265783

AEF – Administration des eaux et forêts, 1995. Naturräumliche Gliederung Luxemburgs. Ausweisung ökologischer Regionen für den Waldbau mit Karte der Wuchsgebiete und Wuchsbezirke. Bearbeitet vom Studienbüro EFOR ingénieus-conseils, Ministère de l'environnement, Ministère de l'agriculture, de la viticulture et du développement rural, Administration des eaux et forêts, Luxembourg, 71 pp.

ANF – Administration de la nature et des forêts, 2024a. Application Biodiversité – Version 4-13 (Juni 2024). Unveröffentl. Datenbank der Vertragsnaturschutzflächen nach der „Biodiversitätsverordnung". Administration de la nature et des forêts, Luxembourg.

ANF – Administration de la nature et des forêts, 2024b. Offenland-Biotopkataster. Kartographische Darstellung der gesetzlich geschützten Biotope. Layer: Flächige Objekte mit Ausnahme der Streuobstbestände. Administration de la Nature et des Forêts, Luxembourg. URL: https://www.geoportail.lu [Zugriff am 24.07.2025].

APC – Administration des ponts et chaussées, Service géologique, 2006. Carte géologique du Luxembourg (Version 1.1, 27.11.2006). Vecteur-Image. URL: https://geologie.lu [Zugriff am 24.07.2025].

Bachmann, U. & I. Hensen, 2006. Are population sizes of *Campanula glomerata* on the decline following the abandonment of traditional land-use practices? *Feddes Repertorium* 117(1-2): 164–171. https://doi.org/10.1002/fedr.200511086

Bohner, A., F Grims., M. Sobotik, & L. Zechner, 2003. Die Trespen-Halbtrockenrasen (Mesobrometum erecti Koch 1926) im Mittleren Steirischen Ennstal (Steiermark, Österreich) - Ökologie, Soziologie und Naturschutz. *Tuexenia* 23: 199–225.

Colling, G., T. Helminger, Y. Krippel & S. Schneider, 2022. Plant Conservation Strategy for Luxembourg 2022-2030. Luxemburg, 16 pp. URL: https://sicona.lu/wp/wp-content/uploads/LUX-Plant-Strategy-2022-2030_14_11_2022.pdf [Zugriff am 24.07.2025].

Colling, G., T. Helminger, Y. Krippel, S. Schneider & L. Daco, 2025. Red List of the Vascular Plants of Luxembourg. *Ferrantia* 93, Musée national d'histoire naturelle, Luxembourg, 65 pp.

Cornelissen, J. H. C., S. Lavorel, E. Garnier, S. Díaz, N. Buchmann, D. E. Gurvich, P. B., Reich, H. ter Steege, H. D. Morgan, M. G. A. van der Heijden, J. G. Pausas, & H. Poorter, 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51(4): 335−380. https://doi.org/10.1071/BT02124

De Jonge, M. M. J., J. P. Hilbers, E. Jongejans, W. A. Ozinga, A. J. Hendriks, & M. A. J. Huijbregts, 2018. Relating plant height to demographic rates and extinction vulnerability. *Biological Conservation* 220: 104–111. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.008

Dierschke, H. & G. Briemle, 2002. Kulturgrasland: Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren; 20 Tabellen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 239 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.

Ellenberg, H. & C. Leuschner, 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1335 pp.

Ellstrand, N. C. & D. R. Elam, 1993. Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation. *Annual review of Ecology and Systematics* 24(1): 217−242. https://doi.org/10.1146/annurev.es.24.110193.001245

European Parliament, 2024. Regulation of the European Parliament and of the Council on nature restoration and amending Regulation (EU) 2022/869. Brussels, 93 pp. URL: https://data.consilium.europa.eu/doc/document/PE-74-2023-INIT/de/pdf [Zugriff am 24.07.2025].

Falster, D. S. & M. Westoby, 2003. Plant height and evolutionary games. *Trends in Ecology & Evolution* 18(7): 337−343. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00061-2

Godefroid, S., C. Piazza, G. Rossi, S. Buord, A. D. Stevens, R. Aguraiuja, C. Cowell, C. W. Weekley, G. Vogg, J. M. Iriondo, I. Johnson, B. Dixon, D. Gordon, S. Magnanon, B. Valentin, K. Bjureke, R. Koopman, M. Vicens, M. Virevaire & T. Vanderborght, 2011. How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144: 672–682. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.003

Gruntman, M, D. Groß, M. Májeková & K. Tielbörger, 2017. Decision-making in plants under competition. *Nature Communications* 8, 2235 (2017). https://doi.org/10.1038/s41467-017-02147-2

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

Herben, T. & R. Wildová, 2012. Community-level effects of plant traits in a grassland community examined by multispecies model of clonal plant growth. *Ecological Modelling* 234: 60–69. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.06.012

Ioannidis, J. P. A., 2005. Why most published research findings are false. *PLoS Medicine* 2(8): 697–701. https://doi.org/10.1371/journal.pmed.0020124

Kirchoff, B. K. & R. Claßen-Bockhoff, 2013. Inflorescences: Concepts, function, development and evolution. *Annals of Botany* 112(8): 1471–1476. https://doi.org/10.1093/aob/mct267

Klimešová, J., V. Latzel, F. de Bello & J. M. van Groenendael, 2008. Plant functional traits in studies of vegetation changes in response to grazing and mowing: towards a use of more specific traits. *Preslia* 80: 245–253.

Kloss, L., M. Fischer & W. Durka, 2011. Land-use effects on genetic structure of a common grassland herb: a matter of scale. *Basic and Applied Ecology* 12(5): 440–448. https://doi.org/10.1016/j.baae.2011.06.001

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(11): 2347–2364. https://doi.org/10.1007/s10531-011-9988-0

Kühn, I., S. Klotz & W. Durka (Hrsg.), 2002. BIOLFLOR – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde. Bonn.

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.

MECDD – Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement Durable, 2020. Strategie zum Erhalt und Wiederherstellung des artenreichen Grünlandes in Luxemburg, 2020–2030. Ministère de l'Environnement, du Climat et du Développement Durable, Luxemburg, 25 pp. https://environnement.public.lu/dam-assets/documents/natur/plan_action_especes/Strategie-zum-Erhalt-und-Wiederherstellung-des-artenreichen-Grunlandes-in-Luxemburg-VsDef.pdf [Zugriff am 24.07.2025].

Mémorial, 2010. Règlement grand-ducal du 8 janvier 2010 concernant la protection intégrale et partielle de certaines espèces de la flore sauvage. – Mémorial A, Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg, N° 14 du 1er février 2010, 210–226. URL: https://legilux.public.lu/eli/etat/leg/rgd/2010/01/08/n3/jo [Zugriff am 24.07.2025].

Mémorial, 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 24 la nature et des ressources naturelles. – Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 771 du 05 septembre 2018, 1–48. URL: https://legilux.public.lu/eli/etat/leg/loi/2018/07/18/a771/jo [Zugriff am 24.07.2025].

Mémorial, 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. – Mémorial A, Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 774 du 5 septembre 2018, 1–23. URL: https://legilux.public.lu/eli/etat/leg/rgd/2018/08/01/a774/jo [Zugriff am 24.07.2025].

Mémorial, 2024. Règlement grand-ducal du 24 juillet 2024 relatif aux aides en faveur de la

sauvegarde de la biodiversité en milieu rural. – Mémorial A, Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg N° 329 du 1 août 2024, 1–61. URL: https://legilux.public.lu/eli/etat/leg/rgd/2024/07/24/a329/jo [Zugriff am 24.07.2025].

MNHNL – Musée national d'histoire naturelle Luxembourg, 2000-. Recorder-Lux, Datenbank über das Naturerbe des Großherzogtums Luxemburg. Nationalmuseum für Naturgeschichte, Luxemburg. URL: https://mdata.mnhn.lu/ [Zugriff am 07.06.2025].

Morgan, J. W., 1999. Effects of population size on seed production and germinability in an endangered, fragmented grassland plant. *Conservation Biology* 13(2): 266–273. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.013002266.x

Moughan, J., K. J. McGinn, L. Jones, T. C. G. Rich, E. Waters & N. de Vere, 2021. Biological flora of the British Isles: *Salvia pratensis*. *Journal of Ecology* 109(12): 4171–4190. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13805

Müller, F., C. M. Ritz, E. Welk, K. Wesche & W. Rothmaler, 2021. Rothmaler - Exkursionsflora von Deutschland: Gefäßpflanzen: Grundband 22., neu überarbeitete Auflage, Springer Spektrum Verlag, Heidelberg, 944 pp.

Mustajärvi, K., P. Siikamäki, S. Rytkönen & A. Lammi, 2001. Consequences of plant population size and density for plant–pollinator interactions and plant performance. *Journal of Ecology* 89(1): 80–87. https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2001.00521.x

Pfister, L., C. Wagner, E. Vansuypeene, G. Drogue & L. Hoffmann, 2005. Atlas climatique du grand-duché de Luxembourg. Musée national d'histoire naturelle, Société des naturalistes luxembourgeois, Centre de recherche public Gabriel-Lippmann, Administration des services techniques de l'agriculture, Luxembourg, 79 pp.

Reisch, C. & P. Poschlod, 2009. Land use affects flowering time: seasonal and genetic differentiation in the grassland plant *Scabiosa columbaria*. *Evolutionary Ecology* 23: 753–764. URL: https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2009EvEco..23..753R/doi:10.1007/s10682-008-9270-4 [Zugriff am 04.08.2025].

Schneider, S., 2011. Die Graslandgesellschaften Luxemburgs. *Ferrantia* 66, Musée national d'histoire naturelle Luxembourg, 303 pp.

Schneider, S., 2019. Einführung in den Exkursionsraum Luxemburg: Naturraum, Flora und Vegetation, Naturschutz. *Tuexenia Beiheft* 12: 9–42.

Schneider, S., 2024. Angewandter Naturschutz – von der Planung über die Umsetzung bis zur Erfolgskontrolle. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 33: 75–138.

Schneider, S. & F. Breit, 2024. Faktoren eines Erfolgskonzeptes. Schulterblick: Erfahrungsaustausch zu Renaturierungen von artenreichem Grünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 56(7): 32–35.

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

SICONA, 2024. Datensatz des laufenden vegetationskundlichen Monitorings der Grünlandflächen sowie der Wiederansiedlungen des SICONA. – Unveröffentl. Daten, Naturschutzsyndikat SICONA.

Tilman, D., 1988. Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. Princeton University Press, Princeton, NJ., 360 pp.

Townsend, C. R., M. Begon & J. L. Harper, 2009. Ökologie. Springer Spektrum Verlag, Heidelberg, 622 pp.

Weber, A. & A. Kolb, 2011. Evolutionary consequences of habitat fragmentation: Population size and density affect selection on inflorescence size in a perennial herb. *Evolutionary Ecology* 25(2): 417–428. https://doi.org/10.1007/s10682-010-9430-1

Weiher, E., A. van der Werf, K. Thompson, M. Roderick, E. Garnier & O. Eriksson, 1999. Challenging Theophrastus: A common core list of plant traits for functional ecology. *Journal of Vegetation Science* 10(5): 609–620. https://doi.org/10.2307/3237076

Wesche K., B. Krause, H. Culmsee & C. Leuschner, 2012. Fifty years of change in Central European grassland vegetation: Large losses in species richness and animal-pollinated plants. *Biological Conservation* 150(1): 76–85. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.015

Westoby, M., 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil* 199(1): 213–227. https://doi.org/10.1023/A:1004327224729

Westoby, M., D. S. Falster, A. T. Moles, P. A. Vesk & I. J. Wright, 2002. Plant ecological strategies: Some leading dimensions of variation between species. *Annual Review*

of Ecology and Systematics 33(1): 125–159. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150452

Wolff, C., G. Colling, S. Naumann, L. Glesener & S. Schneider, 2020. Erfolgreicher Erhalt von artenreichem Extensivgrünland im Zentrum und Südwesten Luxemburgs – eine erste Bilanz. *Tuexenia* 40: 247–268. https://doi.org/10.14471/2020.40.012

Yuan, L., J. Li & M. van Kleunen, 2022. Competition induces negative conspecific allelopathic effects on seedling recruitment. *Annals of Botany* 130(6): 917–926. https://doi.org/10.1093/aob/mcac127