

Wiederansiedlung gefährdeter Arten der Pfeifengraswiesen in Luxemburg

Reintroduction of endangered species of *Molinia* meadows in Luxembourg

Franziska Breit¹, Harald Albrecht²  & Simone Schneider^{3, 4} * 

¹Mühlenstr. 60, 66706 Perl, Germany;

²TUM School of Life Sciences, Lehrstuhl für Renaturierungsökologie,
Emil-Ramann-Str. 6, 85354 Freising, Germany;

³Naturschutzsyndikat SICONA, 12, rue de Capellen, 8393 Olm, Luxembourg;

⁴Nationalmuseum für Naturgeschichte, 25, rue Münster, 2160 Luxembourg, Luxembourg

*Korrespondierende Autorin, E-Mail: simone.schneider@sicona.lu

Zusammenfassung

Feuchtwiesen und deren Kennarten sind heute stark im Rückgang begriffen. In Luxemburg gehören dazu auch typische Vertreter der Pfeifengraswiesen wie *Oenanthe peucedanifolia*, *Scorzonera humilis*, *Stachys officinalis*, *Succisa pratensis* und *Serratula tinctoria*. Um solche gefährdeten Arten gezielt zu fördern, werden sie seit 2012 durch das Naturschutzsyndikat SICONA vermehrt und In situ ausgebracht. Ziel dieser Untersuchung war es, den langfristigen Erfolg solcher Wiederansiedlungsmaßnahmen zu beurteilen.

Dabei wurde überprüft, zu welchem Erfolg die Maßnahmen bei den fünf Zielarten nach vier bis neun Jahren geführt haben. Folgende drei Fragestellungen wurden bearbeitet: (1) Wie erfolgreich verlief die Wiederansiedlung, (2) wie unterschieden sich vegetative und generative Merkmale – als Kenngrößen der Vitalität und Fitness – zwischen wiederangesiedelten und bestehenden Populationen und (3) welchen Einfluss hatten die Standortbedingungen auf den Etablierungserfolg? Dazu wurden auf jeweils sechs Ansiedlungsflächen pro Art die Überlebens-, Reproduktions- und Etablierungsraten bestimmt. Der Vergleich von Vitalität und Fitness auf den Ansiedlungs- und Bestandsflächen erfolgte durch den Vergleich phänometrischer und reproduktionsbiologischer Merkmale. Zur standörtlichen Charakterisierung dienten die aus Vegetationsaufnahmen ermittelten Zeigerwerte.

Bei drei Zielarten – *Stachys officinalis*, *Succisa pratensis* und *Oenanthe peucedanifolia* – wurde festgestellt, dass sich die neu etablierten Populationen erfolgreich angesiedelt hatten und selbst verjüngten. Etablierungsraten zwischen 327 und 763 % bestätigten eine erfolgreiche Wiederansiedlung. Bei *Serratula tinctoria* überlebte ein Viertel der gepflanzten Individuen; es kam aber kaum zur Verjüngung. Bei diesen vier Zielarten und in 60 % aller 30 Wiederansiedlungsplots kam es zu einer Zunahme der Populationsgröße. Weniger erfolgreich verlief die Wiederansiedlung von *Scorzonera humilis*, die mit durchschnittlich 7,5 % die niedrigste Etablierungsrate aufwies. Während die Vitalität bei den wiederangesiedelten Populationen oft schon ein ähnlich hohes Niveau erreichte wie bei den Bestandspopulationen, lag die reproduktive Fitness meist deutlich niedriger. Der Vergleich der Zeigerwerte verdeutlichte, dass die Lebensbedingungen für die Zielarten auf vielen der Ansiedlungsflächen gut mit denen der Bestandsflächen übereinstimmten. Auf einigen Ansiedlungsflächen wiesen die Zeigerwerte allerdings auf eine höhere Basen- und Stickstoffversorgung und eine größere Trockenheit als auf den Bestandsflächen hin. Die weniger gute Entwicklung der Zielarten auf solchen Ansiedlungsflächen belegt die große Bedeutung passender Standortbedingungen für den Renaturierungserfolg.

Manuskript eingereicht am 30. Mai 2023, angenommen am 30. August 2023

Online publiziert am 08. November 2023

Koordinierender Editor: Thilo Heinken

Die Nachzucht und Auspflanzung hat sich also als gut geeignete Methode erwiesen, um die rückläufigen Vorkommen von Kennarten der Pfeifengraswiesen zu stärken und es bestehen gute Chancen, dass die meisten Zielarten auch langfristig auf den Ansiedlungsflächen vorkommen werden. Dennoch verlief die Wiederansiedlung nicht bei allen Zielarten erfolgreich. *Serratula tinctoria* gelangte kaum zur Reproduktion und bei *Scorzonera humilis* waren sowohl die Überlebens- als auch die Reproduktionsraten sehr niedrig. Als Ursachen hierfür werden artspezifische Faktoren wie mangelnder genetischer Austausch oder Überalterung der Spenderpopulationen diskutiert. Zudem wird die Wiederansiedlung auch durch praxisrelevante Faktoren wie der Mangel an für stenöke Arten geeigneter Standorte und die fehlende Möglichkeit zur Wiedervernässung eingeschränkt. Die Studie belegt auch die Bedeutung langjähriger Erfolgskontrollen bei In situ-Erhaltungsmaßnahmen, die in der Renaturierungspraxis bislang kaum verbreitet sind.

Abstract

Today, wet meadows and their typical flora are in sharp decline. In Luxembourg, these include characteristic species of *Molinion* meadows such as *Oenanthe peucedanifolia*, *Scorzonera humilis*, *Stachys officinalis*, *Succisa pratensis* and *Serratula tinctoria*. To support such species, the nature conservation syndicate SICONA has practiced propagation and in situ plantation since 2012. The aim of this study was to assess the long-term success of such reintroduction measures.

We examined the establishment of the five target species four to nine years after reintroduction. Three questions were addressed: (1) how successful was the reintroduction, (2) how did vegetative and generative traits - as key indicators of vitality and fitness - differ between newly established and extant populations, and (3) what influence did site conditions have on establishment success? For this purpose, survival, reproduction, and establishment rates were determined on six reintroduction plots per species. Vitality and fitness in newly established (introduction sites) and sites with natural populations (reference sites) were compared using phenometric and reproductive traits. Ellenberg indicator values determined from vegetation surveys were applied to characterize site conditions.

For three target species, *Stachys officinalis*, *Succisa pratensis*, and *Oenanthe peucedanifolia*, the newly planted populations showed successful establishment and reproduction, underlined by establishment rates between 327 and 763%. In *Serratula tinctoria*, one quarter of planted individuals survived, while little regeneration occurred. For these four target species and in 60% of all 30 reintroduction plots population size increased. Only for *Scorzonera humilis* establishment was less successful, averaging 7.5%. Whilst, for all five species, most of the newly planted individuals reached a vitality similar to that of extant populations, their reproductive fitness usually ranged lower. Comparison of Ellenberg indicator values illustrated that habitat conditions for the target species at most of the restoration sites well matched with conditions at the reference sites. In some introduction sites, indicator values suggest higher base and nitrogen supply and a lower water availability than on the long existing sites. Weaker development of the target species in such sites proves the great importance of suitable site conditions for restoration success.

Nursery propagation and on-site plantation were demonstrably a well-suited method to strengthen declining populations of threatened *Molinion* meadow species and it seems likely that newly established populations can remain viable in the long term. Nevertheless, not all target species showed successful establishment. *Serratula tinctoria* barely managed to reproduce and for *Scorzonera humilis* both survival and reproduction rates were very low. Species-specific factors such as insufficient genetic exchange or over-aging of donor populations are discussed as potential causes. In addition, reintroduction can also be constrained by practice-related factors such as the shortage of sites suitable for stenoecious species and the lack of suitable sites for re-wetting. This study also demonstrates the importance of monitoring the long-term success of in situ conservation measures, which has received insufficient attention in restoration practice so far.

Keywords: establishment rate, fitness, in situ conservation measures, *Oenanthe peucedanifolia*, restoration, *Scorzonera humilis*, *Serratula tinctoria*, *Stachys officinalis*, *Succisa pratensis*, survival rate, vitality, wet meadows

1. Einleitung

Durch Trockenlegung und Intensivierung der Bewirtschaftung kam es in den Feuchtlebensräumen Mitteleuropas im Laufe des 20. Jahrhunderts zu großen Flächenverlusten und einer starken Fragmentierung der Restflächen (ROSENTHAL & HÖLZEL 2009). Diese Entwicklung wird heute zusätzlich durch die zunehmende Trockenheit in Folge des anthropogenen Klimawandels verstärkt (DANIUS 2021). Auch halbnatürliche Pflanzengesellschaften wie die Pfeifengraswiesen (*Molinion caeruleae* W. Koch 1926) sind von dieser Entwicklung betroffen (KRAUSE et al. 2011, HÖLZEL 2019, SCHNEIDER 2019). Aufgrund dieses Rückganges gilt die naturschutzfachlich besonders hochwertige Lebensgemeinschaft (u. a. ZELNIK & ČARNI 2008) europaweit als vom Aussterben bedroht (RENNWALD 2000, EUROPEAN COMMISSION et al. 2011). Dabei ist ihr Erhalt sowohl aus faunistischer als auch floristischer Sicht von großer Bedeutung (BURKHART et al. 2004, SCHNEIDER 2011). So geben zahlreiche Untersuchungen (z. B. BURKHART et al. 2004, NAWRATH 2005, SCHNEIDER 2011, TISCHEW & HÖLZEL 2019) für gut erhaltene Bestände auf 20–25 m² Artenzahlen von 38 bis 70 und einen hohen Anteil gefährdeter Arten an. Dementsprechend sind solche Habitate heute in der EU durch die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (LRT 6410) streng geschützt (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT 1992).

In Luxemburg finden sich Pfeifengraswiesen noch auf etwa 30 Wiesen mit insgesamt ca. 8 ha (MDDI 2017). Sie gelten damit als seltenster und gefährdetster Graslandtyp des Landes (SCHNEIDER 2011, 2019). Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt auf den lehmig-tonigen Lias-Böden des Gutlands im Südwesten Luxemburgs (SCHNEIDER 2011, 2019); vereinzelte Rest-Vorkommen finden sich darüber hinaus im devonisch geprägten Norden des Landes.

Trotz des gesetzlichen Schutzstatus (MÉMORIAL 2018) und geeigneter Schutzinstrumente (z. B. Vertragsnaturschutz) sind viele Bestände in einem schlechten Erhaltungszustand (EEA 2019) und bei mehreren typischen Arten zeichnet sich eine fortschreitende Verkleinerung und Fragmentierung der Populationen ab (SCHNEIDER 2011). Deshalb sind zukünftig eine zunehmende genetische Verarmung der charakteristischen und naturschutzfachlich relevanten Arten und eine Erhöhung des Aussterberisikos für einzelne Populationen zu erwarten (KRAUSE et al. 2011, ABELI et al. 2016, HÖLZEL 2019, SCHNEIDER 2019). Zwar kann die Unterschutzstellung und die Extensivierung der Nutzung sich dazu eignen, die Artenvielfalt zu erhalten (WOLFF et al. 2020) und Vertragsnaturschutzmaßnahmen können sogar zum Anstieg der Artenzahl führen; die Verluste bei den gefährdeten Arten werden jedoch oft nicht ausgeglichen (vgl. WOLFF et al. 2020).

Dies verdeutlicht die Notwendigkeit von Renaturierungsmaßnahmen und im Speziellen das Wiederansiedeln der Arten durch In situ-Maßnahmen, um das Weiterbestehen der charakteristischen Arten und der Pflanzengemeinschaft zu gewährleisten. Da nur durch extensive Nutzung und Unterschutzstellung der Bestände der Fortbestand dieser naturschutzfachlich wertvollen Lebensgemeinschaft sichergestellt werden kann, sollen in Luxemburg nach dem Nationalen Naturschutzplan (MECDD 2023) langfristig 50 ha Pfeifengraswiesen wiederhergestellt werden und auch der Biotopschutzplan sieht konkrete Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen vor (SCHNEIDER et al. 2013).

Um die weiter im Rückgang begriffenen Arten zu erhalten, ist die Wiederherstellung günstiger Standortbedingungen durch Wiedervernässung ein wichtiges Instrument. Studien in feuchten Wirtschaftswiesen haben jedoch gezeigt, dass Wiedervernässungen alleine oft nicht zur Etablierung mesotropher Feuchtwiesenarten ausreichen, weil es nicht zur Wiederansiedlung der Zielarten aus der Samenbank oder zur selbstständigen Zuwanderung von außen kommt (PFADENHAUER & GROOTJANS 1999, KLIMKOWSKA et al. 2007, TOOGOOD

& JOYCE 2009). Die Ursache hierfür ist u. a., dass viele charakteristische Arten der Pfeifengraswiesen kurzlebige Samenbanken bilden (THOMPSON et al. 1997) und keine effizienten Fernausbreitungsstrategien besitzen. So ist beispielsweise bei *Scorzonera humilis* wegen der geringen Ausbreitungsdistanz der Samen und der isolierten Lage der natürlichen Restbestände auch in gut geeigneten Habitaten keine selbstständige Etablierung zu erwarten (RECKINGER et al. 2010). Insbesondere für seltene Zielarten des Graslandes wird deshalb die Wiederansiedlung durch Auspflanzung empfohlen (GODEFROID et al. 2011, DALRYMPLE et al. 2012, KOCH & KOLLMANN 2012, DIEKMANN et al. 2015). Im Zuge dessen fanden in den vergangenen Jahren bereits zahlreiche Wiederansiedlungen in unterschiedlichen Vegetationstypen statt (GODEFROID et al. 2011, DIEKMANN et al. 2015, TISCHEW & HÖLZEL 2019, SCHNEIDER & WOLFF 2020).

Über die Schaffung günstiger Standort- und Nutzungsbedingungen hinaus ist also die gezielte Ausbringung der Zielarten über autochthones Samen-/Spendermaterial ein weiteres wichtiges Instrument zu deren erfolgreicher Förderung (DIEKMANN et al. 2015). Sie gilt als besonders effiziente Methode zur Wiederherstellung der Bestände (SCHNEIDER 2019) und stellt oftmals die beste oder gar einzige Möglichkeit zum Erhalt der gefährdeten und seltenen Pflanzenarten dar (POLAK & SALTZ 2011, DIEKMANN et al. 2015). Essentiell ist die Verwendung autochthonen Spendermaterials (BUCHAROVA et al. 2017, DURKA et al. 2019).

Trotz der großen Bedeutung der gezielten Wiederansiedlung (BMUB 2007, TISCHEW & HÖLZEL 2019) ist der Erfolg solcher Maßnahmen in der Praxis oft gering (GODEFROID et al. 2011, COMMANDER et al. 2018). Gründe für den ausbleibenden Erfolg wurden nur selten dokumentiert (GODEFROID et al. 2011, DIEKMANN et al. 2015). Zu den Ursachen hierzu zählt fehlendes Wissen zur Biologie und zu den Habitatansprüchen dieser Arten; dazu kommen bereits in der Planung verankerte Missstände (GODEFROID et al. 2011, COMMANDER et al. 2018).

Der Erfolg einer Wiederansiedlungsmaßnahme wird in den meisten Studien anhand der Überlebensrate der Individuen definiert (MENGES 2008, GODEFROID et al. 2011, MONKS et al. 2012, LIU et al. 2015). Obwohl der Verlust an genetischer Vielfalt bei der Übertragung, eine langsame Adaptation am neuen Standort oder unpassende Standortbedingungen oft dazu führen, dass die Etablierungsflächen auch längerfristig nicht die Vitalität und Fitness der Spenderpopulationen erreichen (GODEFROID et al. 2011, DALRYMPLE et al. 2012, MAGNOLI 2020), wurden essentielle Merkmale für den langfristigen Erfolg von In situ-Ansiedlungen wie die Pflanzengröße, die Reproduktion und die Ausbreitung nur selten aufgenommen (PRIMACK & DRAYTON 1997, RICHTER & GRÄTZ 2018, DULLAU et al. 2019). Um auch diesen Aspekt bei der Beurteilung des Wiederansiedlungserfolges mit abzudecken, werden die Entwicklung von Blüten, die Samenreife und die Etablierung einer Folgegeneration als Kriterien angewendet (MAUNDER 1992, MENGES 2008, GODEFROID et al. 2011). Bei klonalen Pflanzen mit langen Lebenszyklen sind solche Reproduktionsmerkmale nur schwer zu erfassen, weshalb hier Erhebungen zur Altersstruktur eines Bestandes und andere Vitalitäts- und Fitnessparameter empfohlen werden, die Aufschluss darüber geben, inwieweit sich eine Art in der Fläche etablieren konnte (VERGEER et al. 2004, MÜNZBERGOVÁ et al. 2005, COLAS et al. 2008, MENGES 2008, MONKS et al. 2012, DULLAU et al. 2019). Zur Beurteilung des Etablierungserfolges ist es darüber hinaus sinnvoll, langjährige Vergleiche solcher Reproduktions- und Fitnessparameter mit Referenzsystemen anzustellen (COLAS et al. 2008, MENGES 2008, ABELI et al. 2016). Solche Vergleiche von neu etablierten Beständen mit

den Ausgangsflächen können helfen, die Vitalität und Überlebenswahrscheinlichkeit der Population einzuschätzen und dementsprechend auch die Etablierungsmethoden zu justieren (MONKS et al. 2012).

Die vorliegende Studie untersuchte die Wiederansiedlungen von Kenn- bzw. Trennarten der Pfeifengraswiesen (SCHNEIDER 2011): *Scorzonera humilis* L. 1753 (Niedrige Schwarzwurzel), *Oenanthe peucedanifolia* Pollich 1776 (Haarstrangblättriger Wasserfenchel), *Stachys officinalis* (L.) Trevis 1842 (Echter Ziest), *Succisa pratensis* Moench 1794 (Gewöhnlicher Teufelsabbiss) und *Serratula tinctoria* L. 1753 (Färberscharte). Sie sollte zum einen zeigen, welche Erfolge diese Maßnahmen für die Wiederherstellung der in Luxemburg hochgradig gefährdeten Pfeifengraswiesen bringen, zum anderen, wie gut sich diese typischen und im Rückgang begriffenen Arten wieder ansiedeln lassen. Entscheidend dabei ist eine erfolgreiche Etablierung über das reine Überleben hinaus, mit sich selbst reproduzierenden und ausbreitenden Beständen (PRIMACK & DRAYTON 1997). Um den Etablierungserfolg zu evaluieren, wurden deshalb auch vegetative und generative Parameter zur Vitalität und Fitness erhoben und wiederangesiedelte mit langfristig etablierten (Ausgangs-) Populationen verglichen. Da die typischen Vertreter der *Molinion*-Wiesen und Feuchtwiesen ganz allgemein über Luxemburg hinaus in Mittel- und Westeuropa zurückgehen (ROSENTHAL & HÖLZEL 2009, HÖLZEL 2019, EIONET 2023), sind die vorgestellten Renaturierungsmaßnahmen auch ein Modell für den Artenschutz auf überregionaler Ebene.

Folgende Hypothesen wurden untersucht: (1) Kenn- und Trennarten der Pfeifengraswiesen lassen sich wieder erfolgreich in feuchtem Grünland etablieren. (2) Vegetative und generative Fitnessmerkmale unterscheiden sich je nach Art zwischen wiederangesiedelten und bestehenden Populationen. (3) Die Standortbedingungen auf den Ansiedlungsflächen haben erheblichen Einfluss auf den Etablierungserfolg der jeweiligen Art.

2. Methoden

2.1 Rahmenprojekt

Die hier untersuchten Wiederansiedlungen gefährdeter Arten der Pfeifengraswiesen wurden im Rahmen langjähriger Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt. Diese fanden im Zuge der Umsetzung des nationalen Naturschutzplanes (MDDI 2017) sowie europäischer und nationaler Schutzprojekte durch das Naturschutzsyndikat SICONA im Südwesten Luxemburgs statt. Dort wurden seit 2013 ca. 22.000 Jungpflanzen von 31 seltenen Graslandarten in über 100 meist gemeindeeigenen Grünlandparzellen ausgepflanzt. Die Anpflanzungen erfolgten in der Regel auf noch weitgehend intakten, seltener bereits degradierten Magerwiesen oder auf Flächen, auf denen ehemalige Vorkommen der Zielarten historisch belegt sind. Das verwendete Ausgangsmaterial wurde in autochthonen Wildpopulationen an möglichst mehreren Standorten (größere genetische Differenzierung) gemäß dem ENSCONET-Standard (ENSCONET 2009) gesammelt. Nach der Aufzucht in Gärtnereien wurden sie als einjährige (bei *Scorzonera humilis* als ein- und zweijährige) Jungpflanzen in Gruppen von meist 50 bis 100 Individuen im Spätherbst ausgepflanzt (Abb. 1; SCHNEIDER 2019). Um das Überleben der Pflanzen zu überwachen, fanden in den Jahren nach der Wiederansiedlung regelmäßig standardisierte Controllerhebungen statt, bei denen alle überlebenden Pflanzen mit einem *High precision positioning*-Sensor (GPS) eingemessen wurden. Ziel dieser Wiederansiedlung war die langfristig erfolgreiche Etablierung neuer und hinreichend großer Populationen der seltener werdenden Kennarten des Magergrünlandes. Die Pflanzen wurden so ausgebracht, dass über das reine Überleben hinaus auch eine erfolgreiche Reproduktion und eine Ausbreitung in den Zielbeständen möglich war.



Abb. 1. Pflanzen von *Succisa pratensis* nach der Wiederansiedlung (Foto: S. Schneider, 15.10.2013).

Fig. 1. *Succisa pratensis* plants after reintroduction (Photo: S. Schneider, 15.10.2013).

2.2 Zielarten

Bei der vorliegenden Untersuchung wurden mit *Scorzonera humilis*, *Oenanthe peucedanifolia*, *Stachys officinalis*, *Succisa pratensis* und *Serratula tinctoria* (Abb. 2, Anhang E1) fünf Arten ausgewählt, die als Kenn- bzw. Trennarten der luxemburgischen Pfeifengraswiesen gelten (SCHNEIDER 2011, 2019). Die ausdauernden Arten zeigen eine enge Bindung an (wechsel-)feuchte, nährstoffarme Graslandlebensräume und sind gegenüber der Basenversorgung meist indifferent (KLOTZ et al. 2002, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, SCHNEIDER 2011). *Oenanthe peucedanifolia* besiedelt dabei etwas feuchtere bis nasse Magerwiesen, *Scorzonera humilis* und *Serratula tinctoria* sind eher an basenreichere Böden gebunden (KLOTZ et al. 2002, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, LAMBINON & VERLOOVE 2015). Alle Arten außer *Stachys officinalis* stehen in Luxemburg auf der Roten Liste gefährdeter Pflanzen. *Oenanthe peucedanifolia* und *Serratula tinctoria* sind vom Aussterben bedroht, *Succisa pratensis* gilt als gefährdet und *Scorzonera humilis* ist stark gefährdet (COLLING 2005). Die Arten sind auch europaweit im Rückgang begriffen (VERGEER et al. 2003, GRIME et al. 2007, DUŠEK et al. 2010, LAMBINON & VERLOOVE 2015, METZING et al. 2018).

Um die verbliebenen Bestände dieser Arten zu erhalten, wird eine extensive Nutzung und eine späte Mahd empfohlen, die eine generative Reproduktion der Pflanzen erlaubt. Einschürige Mahd im Spätsommer oder Herbst begünstigt diese Entwicklung; Düngung, zu frühe Mahd und Beweidung vertragen sie aufgrund ihrer geringen Schnitt- und Trittvtrglichkeit nicht (BRIEMLE & ELLENBERG 1994, COLLING et al. 2002, DIERSCHKE & BRIEMLE 2002, KLOTZ et al. 2002).



Abb. 2. Zielarten der In situ-Ansiedlungen: **a)** *Scorzonera humilis*, **b)** *Oenanthe peucedanifolia*, **c)** *Stachys officinalis*, **d)** *Succisa pratensis*, **e)** *Serratula tinctoria* (Fotos: F. Breit a) 13.05.2022, c) 21.06.2022, d) 28.06.2022; S. Schneider b) 07.06.2008, e) 26.08.2008).

Fig. 2. Target species of in situ introduction: **a)** *Scorzonera humilis*, **b)** *Oenanthe peucedanifolia*, **c)** *Stachys officinalis*, **d)** *Succisa pratensis*, **e)** *Serratula tinctoria* (Photos: F. Breit a) 13.05.2022, c) 21.06.2022, d) 28.06.2022; S. Schneider b) 07.06.2008, e) 26.08.2008).

2.3 Untersuchungsflächen

Für jede der fünf Zielarten wurden je sechs Renaturierungsflächen (im Folgenden kurz: Ansiedlungsflächen), auf denen sie wiederangesiedelt worden waren, untersucht. Diese wurden mit je sechs Flächen mit natürlichem Vorkommen (im Folgenden: Bestandsflächen) verglichen. Diese Bestandsflächen stellen aber nur zum Teil Spenderpopulationen des Ausgangsmaterials der Wiederansiedlungen dar (Abb. 3). Ein paargenauer Vergleich mit den Spenderpopulationen war nicht immer möglich, da einzelne Bestände zum Zeitpunkt der Untersuchung durch Nutzungsänderungen, Nutzungsaufgabe oder andere Gründe verloren gegangen waren. Von *Serratula tinctoria* kommen in Luxemburg nur noch drei größere Populationen vor (MNHNL 2022), weshalb hier nur diese drei Bestandspopulationen analysiert werden konnten.

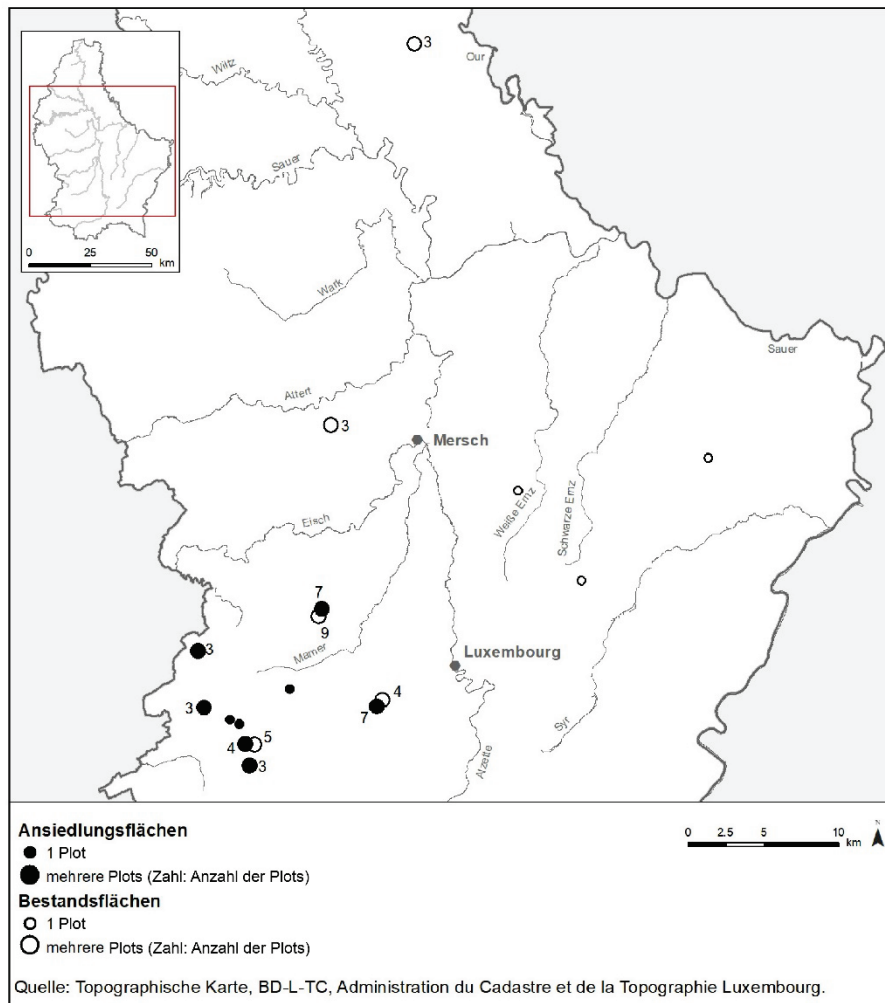


Abb. 3. Lage der Ansiedlungs- und Bestandsflächen. Anzahl Plots auf Ansiedlungsflächen $n = 30$, Anzahl Plots auf Bestandsflächen $n = 27$.

Fig. 3. Location of introduction and reference sites. Number of plots on introduction sites $n = 30$, number of reference plots $n = 27$.

Insgesamt wurden 57 Plots untersucht, die sich auf 30 Nutzungspartellen verteilen. Die Jungpflanzen wurden in der Regel in Reihen mit 10 Individuen ausgepflanzt. Dabei wurde durch die Schaffung der Pflanzlöcher, der Abstände innerhalb und zwischen den Reihen und eines randlichen Pufferstreifens betrug die Fläche der Wiederansiedlungsplots ($n = 30$) durchschnittlich 36 m^2 . Dementsprechend wurden für die Bestandsflächen Plots von 6×6 Meter im Zentrum der jeweiligen Populationen gewählt ($n = 27$).

Alle untersuchten Flächen lagen entweder auf lehmigen bis tonigen Böden mit zumindest temporärem Wasserstau oder auf Talböden, in Quellzonen oder in Senken, die aufgrund ihrer Topographie (grund-)wasserbeeinflusst sind. Anstehende Gesteine sind vor allem tonige Mergel und

Kalke des Lias sowie Keuper-Mergel (SERVICE GÉOLOGIQUE 1992). Um bodenökologisch und klimatisch möglichst günstige Etablierungsbedingungen zu schaffen, lagen fast alle Ansiedlungsflächen ($n = 25$) auf solchen Standorten im natürlichen Verbreitungsgebiet der Pfeifengraswiesen im Südwesten Luxemburgs. 90 % ($n = 27$) der Ansiedlungs- und Bestandsflächen wurden als extensive Mähwiesen genutzt, zwei Parzellen wurden mittels Wanderschäuferei gepflegt und eine Parzelle wurde mit Rindern beweidet. Naturschutzfachliche Vorgaben zur extensiven Nutzung im Rahmen des Vertragsnaturschutzes (z. B. späte Mahd ab dem 15. Juni oder 15. Juli) bestanden für 19 der 30 Wiesen.

Je nach Flächenverfügbarkeit wurden die Wiederansiedlungsmaßnahmen größtenteils in naturschutzfachlich hochwertigen Grünlandbeständen durchgeführt, die sich pflanzensoziologisch als reliktische Pfeifengraswiesen, temporär vernässte Sumpfdotterblumenwiesen oder wechselfeuchte Glatt-haferwiesen klassifizieren lassen. Bei den Bestandsflächen handelt es sich überwiegend um noch weitgehend intakte Pfeifengraswiesen, wechselfeuchte, oft kleinräumig mit Kleinseggenrieden verzahnte Sumpfdotterblumenwiesen und wechselfeuchte Kalkmagerrasen.

2.4 Datenerfassung

Die Zielarten wurden im Zeitraum von 2013 bis 2018 – je nach Art und Anzuchterfolg – in unterschiedlichen Individuenzahlen angepflanzt (Anhang E2). Die Anzahl ausgebrachter Pflanzen pro Ansiedlungsfläche variierte innerhalb und zwischen den Arten von 12 (eine Fläche mit *Serratula tinctoria*) bis 101 Individuen (eine Fläche mit *Scorzonera humilis*). Im Durchschnitt wurden für *Scorzonera humilis* 52 Individuen pro Ansiedlungsfläche, 70 für *Oenanthe peucedanifolia*, 47 für *Stachys officinalis*, 43 für *Succisa pratensis* und 35 Individuen für *Serratula tinctoria* gepflanzt.

Für diese Studie wurden Anpflanzungen gewählt, die bereits möglichst lange bestanden. Der längste Wiederansiedlungszeitraum betrug neun, der kürzeste vier Jahre. Um eine hinreichend große Anzahl an Individuen zur Erhebung der phänometrischen Parameter zu gewährleisten, wurden Flächen ausgewählt, die bei der letzten Kontrollerhebung genug Individuen für eine statistische Auswertung aufwiesen.

Um die Vitalität und Fitness der Pflanzen zu beurteilen, wurden von Anfang Mai bis Mitte Juli 2022 einmalig je Plot ($n = 57$) verschiedene phänometrische und reproduktive Parameter (Tab. 1) untersucht. Als phänometrische Parameter wurden die Höhe der Pflanze, der Durchmesser der Grundblattrosette sowie die Biomasse als Produkt aus dem Mittelwert der Länge und Breite der zwei größten Rosetten- / Stängelblätter und der Anzahl der Blätter des jeweiligen Blatttyps (vgl. VERGEER et al. 2004) erfasst. Die Methodik der direkt an den Individuen gemessenen Werte folgte CORNELISSEN et al. (2003) bzw. PÉREZ-HARGUINDEGUY et al. (2013). Der Durchmesser der Grundblattrosette wurde aus zwei orthogonalen Messungen ermittelt (SAUTER 2019). Als reproduktionsrelevante Parameter wurden der Prozentanteil blühender Individuen und die Anzahl an Blütenansätzen pro Pflanze erfasst. Auf den Ansiedlungsflächen wurde der prozentuale Anteil blühender Individuen durch Zählung der Individuen dokumentiert, in den Bestandspopulationen wurden je fünf zufällig platzierte Teilflächen von ein auf ein Meter ausgezählt und auf die Gesamtfläche des Plots (36 m²) hochgerechnet (vgl. COLLING et al. 2002). Da Pflanzen, die durch Wildverbiss oder Pilzbefall deutlich geschädigt waren, nur eingeschränkt die Fitness und Vitalität der gepflanzten Population widerspiegeln, wurden solche Individuen ausgeschlossen. Alle anderen generativen und vegetativen Parameter wurden an je 20 zufällig ausgewählten Individuen pro Zielart und Plot erhoben. Bei Populationen mit weniger als 20 Individuen wurden alle vorhandenen Individuen vermessen. Zusätzlich wurden alle Individuen der Wiederansiedlungspopulationen mit Hilfe eines *High precision positioning*-Sensors zentimetergenau eingemessen. Dies diente dazu, deren räumliche Entwicklung nachzuvollziehen, sie mit den Monitoringdaten des Rahmenprojekts zu vergleichen und um die Überlebens- und Etablierungsraten (siehe 2.5.) berechnen zu können.

Zur standörtlichen Charakterisierung der Nutzungspartellen wurden aus aktuellen Vegetationsaufnahmen (MNHNL 2022, SICONA 2022) die mittleren ungewichteten Zeigerwerte nach Ellenberg errechnet. Für 23 der 30 Untersuchungsflächen konnten dazu Artenlisten mit kategorialen Häufigkeits-schätzungen, von selten (s), über vereinzelt (v) und zerstreut (z) bis häufig (h), verwendet werden.

Tabelle 1. Vitalitäts- und Fitness-Parameter der Zielarten.

Table 1. Parameters characterizing vitality and fitness of the study species.

Quellen / References: ¹COLLING et al. (2002), ²CORNELISSEN et al. (2003), ³VERGEER et al. (2004), ⁴MÜNZBERGOVÁ et al. (2005), ⁵PÉREZ-HARGUINDEGUY et al. (2013), ⁶DULLAU et al. (2019), ⁷SAUTER (2019), ⁸SAUTER et al. (2021).

	Parameter	Erfassungsmethode
Phänometrie	Höhe der Pflanze (HPfl) ⁷	Messung der Höhe der Grundblattrosette / des höchsten photosynthetisch aktiven Bestandteiles ²
	Durchmesser der Grundblattrosette(n) (GRos) ⁷	Mittlerer Rosettendurchmesser an zwei orthogonal angeordneten Stellen ⁸
	Biomasse (BioGr/BioSt)	Produkt aus der Anzahl der Grund- / Stängelblätter und dem Mittelwert der Länge und Breite der zwei größten Grund- / Stängelblätter ³
Reproduktion	Anteil generativer Pflanzen (proBlue) ^{1, 2, 5}	Zählung blühender Pflanzen zum Zeitpunkt der Begehung
	Blütenansätze pro Pflanze (ABlue) ^{4, 6}	Zählung der Infloreszenzen zum Zeitpunkt der Begehung

2.5 Datenauswertung

Die Überlebensrate wurde aus dem Quotienten der 2022 wiedergefundenen Pflanzen der F_0 (überlebende Mutterpflanzen) und der Zahl der vier bis neun Jahre zuvor gepflanzten Individuen (Mutterpflanzen, F_0) errechnet. Die Etablierungsrate entspricht dem Quotienten aus allen zum Untersuchungszeitpunkt auf Pflanzung und Reproduktion zurückzuführenden Individuen und der Anzahl ursprünglich gepflanzter Individuen. Durch die GPS-Verortung der Pflanzen über die Jahre konnte die räumliche Verteilung der überlebenden und der sich aus der F_0 -Generation neu entwickelten Pflanzen genau erfasst werden. Die Reproduktionsrate wurde aus dem Verhältnis der zum Untersuchungszeitpunkt durch Reproduktion neu gebildeter Individuen zur Zahl der Individuen zum Zeitpunkt der Pflanzung bestimmt (neu hinzugekommene Individuen bei Untersuchung / Individuen der F_0).

Wegen fehlender Normalverteilung bzw. Varianzhomogenität wurden zumeist nicht parametrische Tests zur statistischen Analyse der Daten verwendet. Um festzustellen, ob zwischen den Arten signifikante Unterschiede bei den Überlebens- und Etablierungsraten bestehen, wurden multiple Medianvergleiche nach Kruskal-Wallis durchgeführt; anschließend wurde anhand des Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Tests mit Alpha-Fehlerkorrektur nach Hommel geprüft, welche Arten sich signifikant voneinander unterschieden (LÜPSEN 2019, UNIVERSITÄT ZÜRICH 2023a). Unterschiede im Prozentanteil blühender Individuen zwischen den Ansiedlungs- und Bestandsflächen wurden mit dem Mann-Whitney-U-Test ermittelt (UNIVERSITÄT ZÜRICH 2023b). Da beim Mittelwertvergleich der phänometrischen Variablen aus den Ansiedlungs- und Bestandsflächen keine Varianzhomogenität, aber Normalverteilung vorlag, konnte hier der Welch's-Test verwendet werden (UNIVERSITÄT ZÜRICH 2023c).

Zur standörtlichen Charakterisierung der Untersuchungspartellen wurden die mittleren ungewichteten Feuchte-, Reaktions- und Stickstoffzeigerwerte (mF, mR, mN) aus den vorhandenen Vegetationsaufnahmen berechnet (ELLENBERG et al. 1991). Sie wurden für jede Art mittels Mann-Whitney-U-Test zwischen Ansiedlungs- und Bestandsflächen verglichen. Die Vegetationsaufnahmen wurden mit einer Detrended Correspondence Analysis (DCA, Gradientenlänge von Achse 1: 3,60; LEYER & WESCHE 2007) ordiniert und anschließend mit einer zweiten Matrix, welche die ungewichteten mittleren Ellenberg-Zeigerwerte enthielt, überlagert. Um nicht die Lebensbedingungen für die wiederangesiedelten Arten anhand der eigenen Zeigerwerte zu erklären, wurden die Zielarten bei der Zeigerwertberechnung ausgeschlossen. Vor der Ordination wurden die Häufigkeitsklassen nach VAN DER MAAREL (1979) in eine metrische Skala transformiert: $s = 12$, $v = 22$, $z = 42$, $h = 52$ (vgl. WOLFF

et al. 2020). Für *Serratula tinctoria* lagen keine Daten zur Vegetation der Bestandsflächen vor. Die Ordination erfolgte mit PC-Ord7 (MCCUNE et al. 2016); die anderen statistischen Auswertungen wurden mit dem Statistikprogramm R (Version 4.2.1, R CORE TEAM 2022) und dem Erweiterungspaket vegan (Version 2.6-2; OKSANEN et al. 2022) durchgeführt.

3. Ergebnisse

3.1 Etablierungserfolg

Die Zahl der wiedergefundenen Individuen und damit die Überlebensrate variierte je nach Art und Ansiedlungsfläche über alle Plots und Arten hinweg zwischen 0 und 60 %. Bei *Succisa pratensis* und *Stachys officinalis* konnten mit $\bar{x} = 31,3$ % bzw. $\bar{x} = 41,0$ % die meisten Individuen wiedergefunden werden. Der Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test ergab, dass die Überlebensraten beider Arten mit $p = 0,045$ signifikant höher waren als bei *Scorzonera humilis* ($\bar{x} = 2,0$ %), die die niedrigsten Werte aufwies. *Serratula tinctoria* und *Oenanthe peucedanifolia* zeigten mittlere Überlebensraten ($\bar{x} = 23,3$ % bzw. 26,8 %) und unterschieden sich nicht signifikant von den anderen Arten. Die starke Streuung der Messwerte innerhalb der einzelnen Arten wird in den großen Spannweiten der Boxplots in Abbildung 4a deutlich.

Die Reproduktionsrate war bei *Scorzonera humilis* mit durchschnittlich 5,4 % am niedrigsten und bei *Stachys officinalis* mit 714 % sowie *Succisa pratensis* mit 358 % am höchsten (Rohdaten in Anhang E3a). Die Mittelwertunterschiede zwischen *Scorzonera humilis* und *Stachys officinalis* bzw. *Succisa pratensis*, sowie zwischen *Serratula tinctoria* und *Stachys officinalis* bzw. *Succisa pratensis* waren signifikant (jeweils $p = 0,036$) (Anhang E3b). Bei *Oenanthe peucedanifolia* unterschied sich die Reproduktionsrate nicht signifikant von den anderen Arten. Insgesamt konnte für vier der Zielarten und 60 % der 30 Wiederansiedlungsplots eine Zunahme der Populationsgröße verzeichnet werden; bei *Stachys officinalis* und *Succisa pratensis* nahmen die Werte sogar in allen Plots zu. Bei *Scorzonera humilis* kam es dagegen auf allen Plots zu einem Rückgang der Individuenzahl. *Serratula tinctoria* und *Oenanthe peucedanifolia* zeigten auf den jeweils sechs Ansiedlungsflächen unterschiedliche Entwicklungstendenzen: Auf jeweils drei Flächen kam es zur Zunahme und auf drei zum Rückgang der Populationsgröße (Anhang E2).

Signifikante Unterschiede ergaben sich auch bei der Etablierungsrate von *Scorzonera humilis* und *Serratula tinctoria* im Vergleich zu *Stachys officinalis* (je $p = 0,036$) und *Succisa pratensis* (je $p = 0,036$). *Oenanthe peucedanifolia* unterschied sich nicht signifikant von den anderen Arten. *Scorzonera humilis* zeigte dabei mit durchschnittlich 7,5 % die niedrigsten und *Stachys officinalis* mit 763 % die höchsten Werte. Innerartlich unterschied sich der Anteil etablierter Individuen oft deutlich zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen. Die Etablierungsraten streuten sowohl zwischen als auch innerhalb der Arten stark (Abb. 4b), wobei *Stachys officinalis* die größte intraspezifische Streuung aufwies.

Auch die räumliche Verteilung der Individuen auf den Ansiedlungsflächen vier bis neun Jahre nach der Pflanzung zeigte sowohl zwischen als auch innerhalb der Arten deutliche Unterschiede. Es konnten zwei Muster identifiziert werden (Anhang E4): Muster I, bei dem sich Tochterpflanzen nahe um die Mutterpflanze entwickelt hatten und Muster II, wo eine gleichmäßigere Verteilung der neu etablierten Pflanzen zu beobachten war. Auf 12 der durch Populationszunahme gekennzeichneten 18 Plots konnte

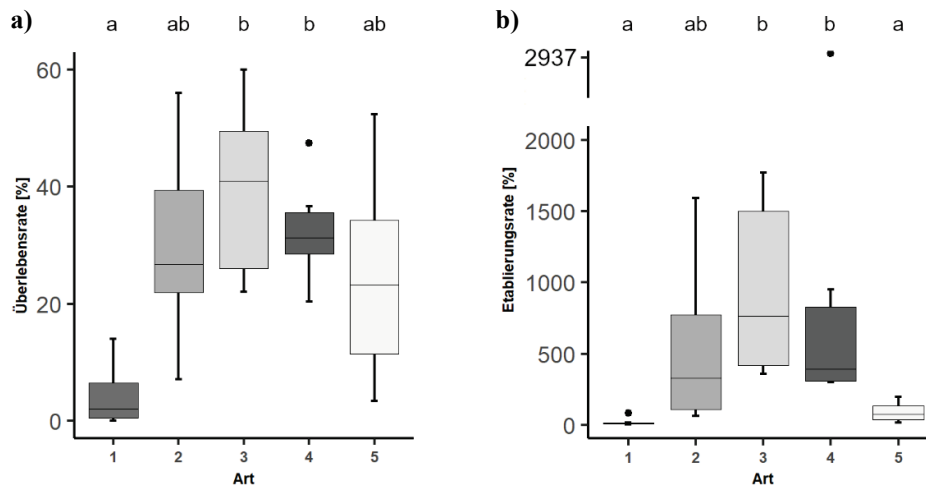


Abb. 4. a) Überlebensrate der Individuen der F_0 bis zum Zeitpunkt der Untersuchung im Jahr 2022 sowie **b)** Etablierungsrate (überlebende und neu gebildete Pflanzen), aufgeteilt nach Arten und gemittelt über die je sechs Ansiedlungsflächen. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Arten bei multiplem Mittelwertvergleich nach Kruskal-Wallis und anschließendem Paarvergleich mit Mann-Whitney-U-Test. 1 = *Scorzonera humilis*, 2 = *Oenanthe peucedanifolia*, 3 = *Stachys officinalis*, 4 = *Succisa pratensis*, 5 = *Serratula tinctoria*.

Fig. 4. a) Survival rate of individuals of F_0 at the time of the study in 2022 and **b)** Establishment rate (surviving and newly produced plants), separated by species and averaged over the six introduction sites. Different letters indicate significant differences between species resulting from Kruskal-Wallis multiple comparison of means and pairwise Mann-Whitney-U-test. 1 = *Scorzonera humilis*, 2 = *Oenanthe peucedanifolia*, 3 = *Stachys officinalis*, 4 = *Succisa pratensis*, 5 = *Serratula tinctoria*.

Muster I dokumentiert werden; dies bei allen Zielarten. Die weiteren sechs Populationen (zwei von *Oenanthe peucedanifolia*, eine von *Stachys officinalis* und drei von *Succisa pratensis*) zeigten Muster II.

3.2 Vegetative und generative Parameter

Für alle vegetativen und generativen Parameter ergaben sich zwischen Ansiedlungs- und Bestandspopulationen der verschiedenen Zielarten signifikante Unterschiede (Anhang E5 und E6). Dabei lagen die Werte der vegetativen Merkmale auf den Ansiedlungsflächen mehrheitlich unter denen der Bestandsflächen (Abb. 5). Bei *Oenanthe peucedanifolia* waren die Pflanzen der Ansiedlungsflächen signifikant kleiner als die der Bestandsflächen ($p < 0,001$). Bei *Stachys officinalis* hingegen war der Durchmesser der Grundblattrosette in den Ansiedlungsflächen signifikant größer ($p < 0,001$). Hinsichtlich der Biomasse ergaben sich signifikant kleinere Werte bei den Wiederansiedlungen für *Scorzonera humilis* ($p < 0,001$) und signifikant größere für *Stachys officinalis* ($p = 0,002$). Für *Succisa pratensis* und *Serratula tinctoria* konnten bei keinem der vegetativen Parameter signifikante Unterschiede zwischen den Ansiedlungs- und Bestandspopulationen festgestellt werden.

Die beiden generativen Parameter, der prozentuale Anteil blühender Individuen und die Anzahl an Blüten pro Pflanze lagen bei den wiederangesiedelten Populationen der Zielarten in der Regel unter denen der Bestandsflächen. So waren die Unterschiede zwischen

Ansiedlungs- und Bestandsflächen in der Anzahl an Blütenansätzen pro Pflanze bei *Scorzonera humilis* ($p = 0,004$), *Oenanthe peucedanifolia* ($p < 0,001$), *Succisa pratensis* ($p = 0,004$) und *Serratula tinctoria* ($p < 0,001$) signifikant; nur bei *Stachys officinalis* konnte der Unterschied nicht statistisch abgesichert werden. Auch der prozentuale Anteil blühender Individuen lag zumeist deutlich unter dem der Bestandspopulationen. Signifikant war dieser Unterschied bei *Scorzonera humilis* ($p = 0,024$), *Oenanthe peucedanifolia* ($p = 0,037$) und *Serratula tinctoria* ($p = 0,020$). Die starke Streuung zwischen den Individuen der einzelnen Arten zeigt sich in Abbildung 5. *Oenanthe peucedanifolia* zeigte die größten und *Succisa pratensis* die kleinsten Unterschiede zwischen den Ansiedlungs- und Bestandspopulationen.

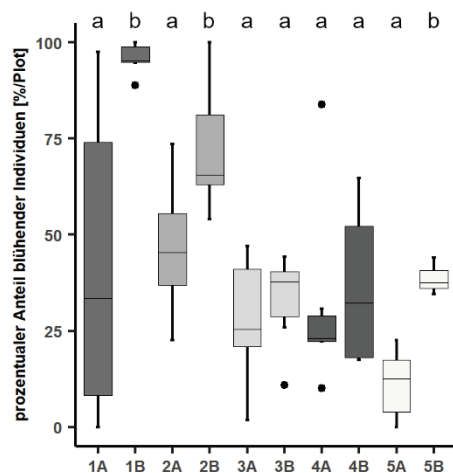
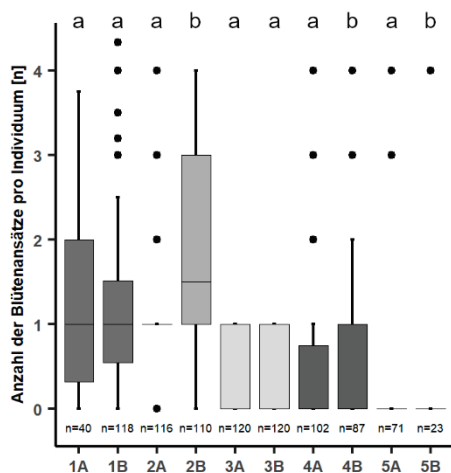
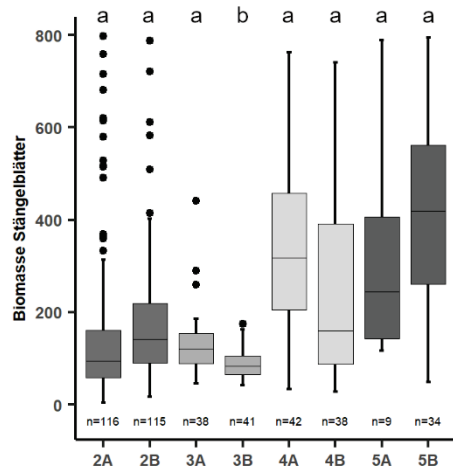
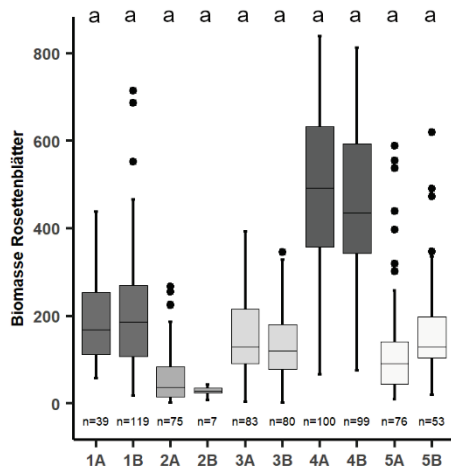
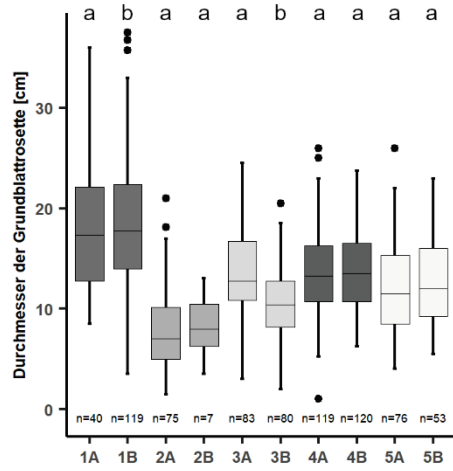
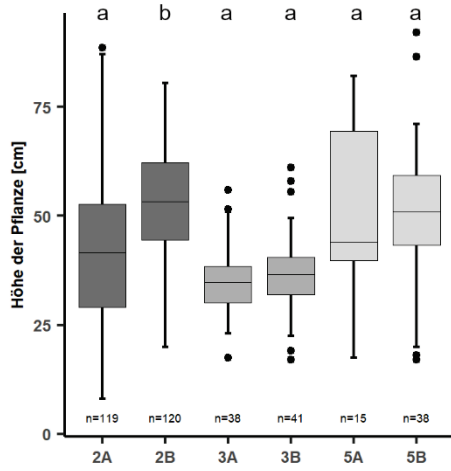
3.3 Standörtliche Charakterisierung

Die Ergebnisse für die ungewichteten mittleren Zeigerwerte aller Ansiedlungs- und Bestandsflächen beliefen sich für die Feuchtezahl auf Werte von 4,6 bis 7,2 ($\bar{x} = 6,1$), auf 4,7 bis 6,7 für die Reaktionszahl ($\bar{x} = 5,8$) und 4,0 bis 5,4 für die Stickstoffzahl ($\bar{x} = 4,7$). Damit konnten die Flächen als frisch bis feucht, mäßig bis schwach sauer und stickstoffarm bis mäßig stickstoffarm eingestuft werden. Bei den Zielarten *Stachys officinalis* ($p = 0,028$) und *Succisa pratensis* ($p = 0,067$) zeigte die Vegetation der Ansiedlungsflächen deutlich höhere Stickstoff-Zeigerwerte als die der Bestandsflächen. Die mittlere Feuchtezahl zeigte keine deutlichen Unterschiede zwischen den Ansiedlungs- und Bestandsflächen (Tab. 2).

Um die Einnischung der Zielarten im Arteninventar der Untersuchungsflächen aufzuzeigen und um die Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Ansiedlungs- und Bestandsflächen darzustellen, wurde eine DCA ohne die Zielarten durchgeführt (Abb. 6). Deren erste beiden Achsen erklärten kumuliert 55 % der Varianz in der Artenzusammensetzung. Um die Lebensbedingungen der Zielarten auf den Untersuchungsflächen zu charakterisieren, wurde diese Ordination mit den Zeigerwerten der Bestände und der Artenzahl der Probeparzellen aus einer zweiten Matrix überlagert.

Während die Zeigerwerte für die Bodenreaktion positiv und die für die Feuchtigkeit negativ mit der ersten Achse korreliert waren, zeigte der N-Zeigerwert eine negative Korrelation mit der zweiten Achse. Die Artenzahl pro Aufnahme­fläche stieg entlang der zweiten Ordinationsachse. Die nicht vollständig überlappenden Hülllinien in Abbildung 6 zeigen, dass zwischen einem Teil der Ansiedlungsflächen und den anderen Ansiedlungs- und Bestandsflächen deutliche Unterschiede im Artenbestand existierten. Dass sich die *Site Scores* dieser Flächen in Richtung höherer Stickstoffzeigerwerte anordnen, indizierte auf diesen Ansiedlungsflächen eine langfristig bessere Nährstoffverfügbarkeit. Im Bereich der überlappenden Hülllinien scheinen sich Ansiedlungsflächen hinsichtlich der Stickstoffversorgung kaum von den Bestandsflächen zu unterscheiden. Die Bestandsflächen waren hingegen stärker an der mit Feuchtigkeit und Bodenreaktion korrelierten Achse eins ausgerichtet.

Die Zielarten zeigten deutliche Unterschiede hinsichtlich ihrer Einnischung in das Zeigerwertspektrum der Pflanzenbestände. Insbesondere *Oenanthe peucedanifolia* unterschied sich von den anderen Sippen durch die Präferenz von Flächen mit höheren Stickstoffzeigerwerten sowie geringeren Artenzahlen und grenzte sich somit deutlich von den anderen vier Arten ab. Diese waren eher auf stickstoffarmen Flächen zu finden. *Scorzonera humilis* und *Serratula tinctoria* besiedelten dabei Standorte mit mittleren Feuchte- und Reaktionszahlen, *Stachys officinalis* und *Succisa pratensis* wuchsen auf Flächen mit hohen Reaktions- und niedrigen Feuchtezeigerwerten.



4. Diskussion

4.1 Etablierungserfolg der Zielarten

Da die Etablierungsrate die Zahl der überlebenden und neu gebildeten Individuen einbezieht, bietet sie eine umfassende Einschätzung des Etablierungserfolges. Mit Werten von 763 %, also sieben Mal so vielen Pflanzen wie initial gepflanzt wurden, bzw. 391 % verlief die Wiederansiedlung bei *Stachys officinalis* und *Succisa pratensis* besonders erfolgreich. Auch *Oenanthe peucedanifolia* wies mit 327 % hohe Raten auf und gilt ebenfalls als erfolgreich etabliert (Abb. 4b und 7, Anhang E3a), gefolgt von *Serratula tinctoria*. Bei diesen vier Arten erfolgte also eine Zunahme der Populationsgröße; Gleiches gilt für alle Zielarten in 60 % der 30 Wiederansiedlungsplots. Nur bei *Scorzonera humilis* wurden deutlich weniger Individuen wiedergefunden als ursprünglich gepflanzt worden waren. Diese artspezifische und flächenabhängige Variation in der Anzahl neu etablierter Individuen stimmt mit anderen Studien überein (RECKINGER et al. 2010, NOËL et al. 2011, KIENBERG et al. 2013, KOSTRAKIEWICZ-GIERALT 2015). Die Gründe für diese Variation beruhen entweder auf intrinsischen Faktoren wie Konkurrenzstärke, der Fähigkeit zur vegetativen Vermehrung und mangelnder Fitness oder auf Umwelteffekten wie der Habitatwahl, dem Klimawandel oder ungleichen Ausbringungsbedingungen (MENGES 2008, COLAS et al. 2008, GODEFROID et al. 2011, LIU et al. 2015, ABELI et al. 2016). Fehlen offene Bodenstellen oder besteht große Konkurrenz durch die umgebende Vegetation, ist eine erfolgreiche Vermehrung erschwert (GODEFROID et al. 2011, DIEKMANN et al. 2016). Die größte Streuung zwischen den Ansiedlungsflächen zeigte *Succisa pratensis*; deren Reproduktionsrate die zweithöchste war. Somit wurde der Rückgang der initial gepflanzten Individuenzahl zumeist durch hohe Reproduktionsraten kompensiert.

Vorherige Seite (previous page):

Abb. 5. Vegetative und generative Merkmale der untersuchten Arten auf den Ansiedlungs- (A) und Bestandsflächen (B). Anzahl Plots auf Ansiedlungsflächen $n = 30$, Anzahl Plots auf Bestandsflächen $n = 27$. Signifikante Unterschiede zwischen den beiden Flächentypen wurden mit dem Welch's-Test ermittelt. In der Abbildung wurden Ausreißer außerhalb der Spanne $3. \text{Quartil} + 3 \times \text{Interquartilabstand}$ nicht abgebildet. $n =$ Anzahl an Individuen nach Ausreißerbereinigung, 1 = *Scorzonera humilis* (Messung an Rameten), 2 = *Oenanthe peucedanifolia*, 3 = *Stachys officinalis*, 4 = *Succisa pratensis*, 5 = *Serratula tinctoria*. Zur nicht-destruktiven Beurteilung der Biomasseproduktion wurde das Produkt der Länge und Breite des Mittels der beiden größten Stängel- bzw. Rosettenblätter und der Anzahl der Blätter des jeweiligen Blatttyps ermittelt. Keine Messung der Höhe der Pflanze bei Art 1 und 4, da hier Höhe der Rosette gemessen wurde. Die Biomasse auf Basis der Stängelblätter wurde für Art 1 nicht ermittelt.

Fig. 5. Vegetative and generative characteristics of the species studied in the introduction (A) and reference (B) plots. Number of plots in introduction sites $n = 30$, number of plots in reference sites $n = 27$. Significant differences between the two variants were determined using Welch's-tests. Outliers exceeding the range $3\text{rd quartile} + 3 \times \text{interquartile range}$ are not shown. $n =$ number of individuals after outlier correction, 1 = *Scorzonera humilis* (ramets), 2 = *Oenanthe peucedanifolia*, 3 = *Stachys officinalis*, 4 = *Succisa pratensis*, 5 = *Serratula tinctoria*. For the non-destructive assessment of biomass production, the length and width of the mean of the two largest stem or rosette leaves and the number of leaves of the respective leaf type were multiplied. In species 1 and 4 height of rosette was measured instead of plant height. Biomass based on stem leaves was not determined for species 1.

Tabelle 2. Mittlere Ellenberg-Zeigerwerte für Stickstoff (mN), Feuchte (mF) und Reaktion (mR) auf den Ansiedlungs- und Bestands- (Referenz-)flächen. Die Zeigerwerte der Zielarten wurden bei der Berechnung nicht berücksichtigt. Signifikante Unterschiede zwischen den beiden Varianten wurden mit dem Mann-Whitney U-Test ermittelt; n = Anzahl der Probestellen, \tilde{x} = Median, SE = Standardfehler, p = Irrtumswahrscheinlichkeit. Keine Berechnung für *Serratula tinctoria* aufgrund fehlender Vegetationsaufnahmen.

Table 2. Average Ellenberg indicator values for nitrogen (mN), humidity (mF) and reaction (mR) of the introduction sites and sites with natural populations (reference sites). Indicator values of the target species were excluded from the calculation. Significant differences between the two variants were calculated using the Mann-Whitney U-test; n = number of sampling plots, \tilde{x} = median, SE = standard error, p = probability of error. No calculations for *Serratula tinctoria* due to lack of vegetation data.

Art	Ansiedlungsflächen			Bestandsflächen			Irrtum p
	n	\tilde{x}	SE	n	\tilde{x}	SE	
mN							
<i>Scorzonera humilis</i>	6	4,7	0,11	4	4,7	0,08	0,520
<i>Oenanthe peucedanifolia</i>	6	4,8	0,09	5	4,8	0,06	0,582
<i>Stachys officinalis</i>	6	4,9	0,16	5	4,4	0,01	0,028
<i>Succisa pratensis</i>	6	4,7	0,16	5	4,4	0,18	0,067
mF							
<i>Scorzonera humilis</i>	6	6,4	0,19	4	6,4	0,19	0,391
<i>Oenanthe peucedanifolia</i>	6	6,4	0,08	5	6,7	0,18	0,359
<i>Stachys officinalis</i>	6	6,1	0,24	5	6,4	0,47	0,927
<i>Succisa pratensis</i>	6	6,4	0,21	5	6,5	0,39	0,360
mR							
<i>Scorzonera humilis</i>	4	5,7	0,27	6	5,6	0,22	0,830
<i>Oenanthe peucedanifolia</i>	5	5,5	0,11	6	5,4	0,06	1
<i>Stachys officinalis</i>	5	5,7	0,35	6	5,5	0,25	1
<i>Succisa pratensis</i>	5	5,5	0,3	5	5,5	0,21	1

Die Etablierungsraten zeigen generell, dass für vier der fünf Zielarten der Fortbestand auf den meisten Ansiedlungsflächen realistisch erscheint. Leider existieren aus anderen Wiederansiedlungsprojekten kaum entsprechende Referenzwerte. In 49 Projekten zur Wiederansiedlung seltener Pflanzenarten wurden bei 33 % in der ersten Generation Nachkommen gebildet und brachten nur noch 16 % in der zweiten Generation fortpflanzungsfähige Individuen hervor (KENNEDY et al. 2012). DIEKMANN et al. (2015) konnte bei einer Metaanalyse nur für 71 von 196 untersuchten Arten Informationen zum Erfolg der Maßnahmen finden. In 25 Fällen verlief die Wiedereinbürgerung erfolgreich, in 22 Fällen teilweise erfolgreich und in 24 Fällen erfolglos.

In den meisten der in den letzten 20 Jahren durchgeführten In situ-Projekte wurden nur die Überlebensraten der ausgebrachten Pflanzen analysiert, der Untersuchungszeitraum betrug zumeist nicht mehr als vier Jahre und Angaben zum langfristigen Erfolg sind selten (MENGES 2008, GODEFROID et al. 2011, KENNEDY et al. 2012, DIEKMANN et al. 2015). Da die Zahl der Überlebenden meist mit der Zeit deutlich abnimmt (GODEFROID et al. 2011, GUERRANT 2012, COMMANDER et al. 2018), erschwert dieser kurze Beobachtungszeitraum neben dem generellen Mangel an habitat- und artspezifischen Vergleichswerten die Einordnung der eigenen Ergebnisse. Für vier der fünf Zielarten haben im Mittel 23 bis 41 % der gepflanzten Individuen der F_0 vier bis neun Jahre nach der Wiederansiedlung überlebt; nur *Scorzonera humilis* zeigte mit 2 % eine deutlich geringere Überlebensrate. In einer weltweiten Metaanalyse verglichen GODEFROID et al. (2011) in der Literatur veröffentlichte

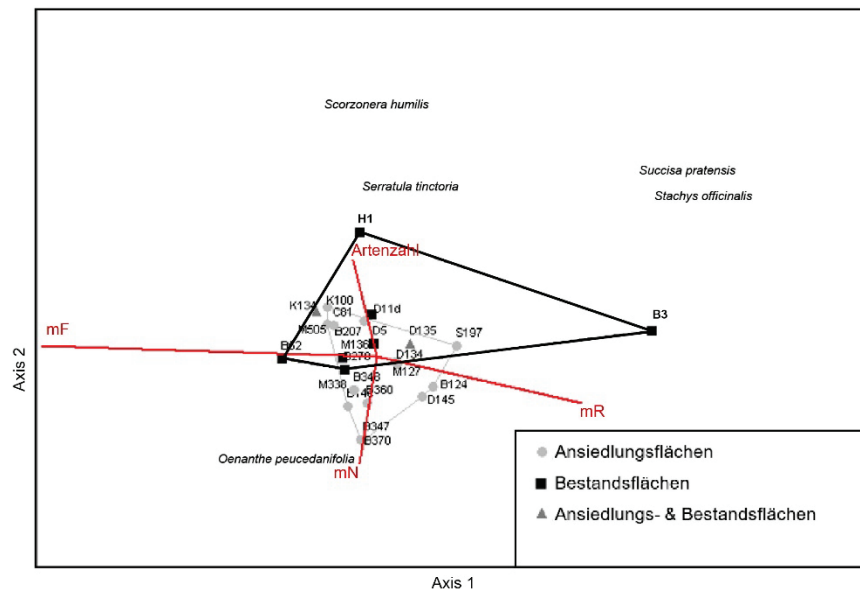


Abb. 6. DCA-Ordination der Artenzusammensetzung auf den Nutzungsparzellen ($n = 24$). Die ersten beiden Achsen erklärten 55 % der Varianz im Datensatz. Dargestellt sind die Zielarten sowie die Nutzungsparzellen getrennt nach Ansiedlungsflächen (hellgraue Kreise), Bestandsflächen (schwarze Quadrate) oder Nutzungsparzellen mit Bestandspopulationen und Wiederansiedlungen von unterschiedlichen Arten (dunkelgraue Dreiecke). Hülllinien verdeutlichen die Gruppierung der drei Flächen-typen. Die aus der Artenzusammensetzung abgeleiteten Vegetations- und Standortvariablen (rote Vektoren) wurden im Biplot überlagert.

Fig. 6. DCA ordination of the species composition of the investigated land parcels ($n = 24$). The first two axes explained 55% of the variance in the data set. Shown are the target species and the study sites split into introduction sites (light grey circles), reference sites (black squares) and sites including reintroduction as well as reference plots of different species (dark grey triangles). Envelope lines have been added to clarify the grouping of the three different site types. Vegetation and site condition variables (red vectors) derived from the vegetation data were overlaid from a 2nd matrix.

Überlebensraten mit Befragungen bei botanischen Gärten, Universitäten und Naturschutz-akteuren, die ebenfalls solche (Wieder-)Ansiedlungsprojekte durchgeführt hatten. Dabei kamen die bei den Befragungen erzielten Überlebensraten von durchschnittlich 33 % den eigenen Ergebnissen deutlich näher als der in der Literatur gefundene Mittelwert von 78 %. Ein Grund für die große Diskrepanz zwischen den in Literatur und Praxis ermittelten Überlebensraten könnte in der mangelhaften Dokumentation von nicht erfolgreichen Wiederansiedlungsmaßnahmen liegen.

Für solche nicht immer optimalen Überlebensraten werden unterschiedliche Ursachen verantwortlich gemacht: die Witterungsbedingungen direkt nach der Anpflanzung (mangelnde Wasserversorgung), der Verbiss durch Wildtiere (Schnecken, Insekten, Herbivore), der hohe Konkurrenzdruck der umgebenden Vegetation, Pilzbefall, unzureichende Nach-pflege oder -nutzung, falsche Standortwahl oder auch der anfängliche Gesundheitszustand der Pflanzen (GODEFROID et al. 2011, GUERRANT 2012, DIEKMANN et al. 2015, 2016, SCHNEIDER & HELMINGER 2019). Insbesondere bei Feuchtwiesenarten kann sich die durch



Abb. 7. Erfolgreiche Etablierung von *Oenanthe peucedanifolia* (Foto: S. Schneider, 15.06.2018).

Fig. 7. Successful establishment of *Oenanthe peucedanifolia* (Photo: S. Schneider, 15.06.2018).

den Klimawandel bedingte Änderung der Witterung auf den Erfolg der Wiederansiedlungen auswirken. So waren in Luxemburg die Jahre 2018 bis 2022 deutlich wärmer und trockener als die Referenzperiode von 1991 bis 2020 (METEOLUX 2023). Die Niederschlagswerte für die Frühjahrsperioden lagen unter dem langjährigen Mittel; gleichzeitig war die Lufttemperatur höher.

Die niedrigen Überlebens- und Etablierungsraten von *Scorzonera humilis* könnten im hohen Alter und der geringen Verjüngung der wenigen noch bestehenden Spenderpopulationen begründet sein (COLLING et al. 2002, COLLING & MATTHIES 2006, RECKINGER et al. 2010). Da sich die mit der Populationsgröße rückläufige genetische Variabilität negativ auf deren Anpassungsfähigkeit an veränderte Umweltbedingungen auswirkt, könnte dies auch die Entwicklung der Wiederansiedlungen beeinträchtigt haben (BOOY et al. 2000, MIX et al. 2006). Studien zum Einfluss der genetischen Vielfalt auf den Etablierungserfolg von Populationen zeigen, dass sich die Nutzung mehrerer Spenderpopulationen und die damit einhergehende Erhöhung der genetischen Variabilität positiv auf den Erfolg von Wiederansiedlungen auswirkt und Inzuchtdepressionen vorbeugen kann (VERGEER et al. 2005, MENGES 2008, RECKINGER et al. 2010, GODEFROID et al. 2011, COMMANDER et al. 2018). Die geringen Etablierungsraten von *Scorzonera humilis* könnten zudem durch eine schlechte Ausbildung der Pfahlwurzel nach der Pflanzung bedingt sein. In Schleswig-Holstein konnte durch Anzucht in tieferen Anzuchttöpfen eine Schädigung der Wurzelspitze verhindert und damit auch eine bessere Ausbildung der Pfahlwurzeln und höhere Überlebensraten erreicht werden (DOLNIK et al. 2020, Dolnik schriftl. Mitt. 2023).

Im Fall von *Serratula tinctoria*, bei der fast ein Viertel der Individuen überlebte, konnten sich nur sehr wenige Pflanzen neu etablieren. Hier sollte die Wiederansiedlung fortgeführt werden, um die Populationsgröße zu erhöhen (RICHTER & GRÄTZ 2018). Dieses Vorgehen

erscheint auch deshalb erfolgversprechend, weil auf der Ansiedlungsfläche, auf der 50 Individuen ausgepflanzt wurden, deutlich höhere Überlebensraten beobachtet wurden als auf den Flächen mit 30 wiederangesiedelten Jungpflanzen. Als minimale Größe einer überlebensfähigen Population werden mindestens 50 bis 200 Jungpflanzen empfohlen (ALBRECHT & MASCHINSKI 2012, ZIPPEL & LAUTERBACH 2018).

Bei der räumlichen Entwicklung der Zielartenpopulationen auf den Ansiedlungsflächen konnten zwei Ausbreitungsmuster beobachtet werden. Sechs Plots von drei Arten zeigten das breit gestreute Ausbreitungsmuster (Muster II; Anhang E4) mit Reproduktionsraten von über 100 %; hier scheint eine generative Vermehrung eine wichtige Rolle gespielt zu haben. Bei den Plots, wo sich die Tochterpflanzen bzw. -sprosse mehr oder weniger eng um die Mutterpflanzen anordneten (Muster I), scheint dagegen vegetative Vermehrung die räumliche Verteilung bestimmt zu haben. Außer bei *Oenanthe peucedanifolia* werden für alle Arten beide Formen der Vermehrung beschrieben (KLOTZ et al. 2002). Die vegetative Vermehrung spielt insbesondere bei Arten mit geringer Samenausbreitung oder geringem Etablierungserfolg der Keimlinge eine entscheidende Rolle (CORNELISSEN et al. 2003). So gilt bei *Stachys officinalis* die vegetative Vermehrung als wichtigere der beiden Ausbreitungsformen (GRIME et al. 2007). In vorliegender Untersuchung zeigte die Art mehrheitlich Muster I. In der Annahme, dass Muster I eher die vegetative Vermehrung repräsentiert, würde die vorliegende Studie dafür sprechen, dass dieser Form der Ausbreitung hier eine erhebliche Bedeutung zukommt. *Succisa pratensis* hingegen ist vorwiegend auf generative Reproduktion angewiesen (BÜHLER & SCHMID 2001, GRIME et al. 2007). Für die Art konnten je für die Hälfte der Ansiedlungsflächen beide Muster beobachtet werden. Aufgrund der gynodiözischen Geschlechtsverteilung der Art (GRIME et al. 2007) wäre es möglich, dass das Geschlechterverhältnis auf den Flächen, die Muster I zeigten, zu unausgeglichen war als dass es zu generativer Vermehrung kommen konnte; günstige Standortbedingungen könnten dann eher die vegetative Ausbreitung gefördert haben. *Oenanthe peucedanifolia*, für die keine vegetative Ausbreitung beschrieben ist (KLOTZ et al. 2002), wies ebenfalls in zwei der sechs Plots Muster II auf. Für *Scorzonera humilis* und *Serratula tinctoria* konnte lediglich Muster I beobachtet werden. In Verknüpfung mit ihrer geringen Reproduktion legt dies einen Mangel an Vitalität und Fitness oder auch ungünstige Keimungsbedingungen nahe. Solche Beobachtungen lassen vermuten, dass die Art der Fortpflanzung zwar einen Einfluss auf die räumliche Anordnung der wiederangesiedelten Pflanzen hat, dass aber wohl auch andere Faktoren bestimmend sein können. Um die Bedeutung der vegetativen und generativen Reproduktion bei den untersuchten Populationen besser zu verstehen, wären weiterführende genetische Analysen oder auch Untersuchungen der Produktion und Keimfähigkeit von Samen sinnvoll.

4.2 Vitalität und Fitness der wiederangesiedelten und bestehenden Populationen

Um von erfolgreicher Etablierung sprechen zu können, sollten die angesiedelten Populationen über einen längeren Zeitraum eine ähnliche Entwicklung aufweisen wie die Referenzbestände (MENGENS 2008, ABELI et al. 2016). Der Vergleich der Vitalität und Fitness der Zielarten zwischen den Ansiedlungs- und Bestandsflächen sollte verdeutlichen, welche Schritte im Entwicklungszyklus der einzelnen Arten erfolgreich verlaufen sind und wo es zu Problemen kam. Die hier erhobenen Vitalitäts- und Fitnessparameter können dazu dienen, die Etablierungsraten besser nachzuvollziehen und gezielte Handlungsempfehlungen für weitere Wiederansiedlungsmaßnahmen zu entwickeln.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass die Vitalität der Pflanzen auf den Ansiedlungsflächen ein ähnliches Niveau erreicht hat wie auf den Bestandsflächen; ihre generative Fitness lag dagegen oft etwas unter den Bestandswerten. Dieser Unterschied könnte daran liegen, dass die mehrjährigen Zielarten für die Entfaltung ihres generativen Potentials länger brauchen als für die vegetative Entwicklung (MENGENS 2008). Die im Vergleich zu den Mittelwertunterschieden große Streuung der Messwerte lässt aber auch vermuten, dass andere Faktoren wie die biotischen und abiotischen Standortbedingungen oder die Artenzusammensetzung und damit die Konkurrenzverhältnisse großen Einfluss auf die Vitalität und Fitness gehabt haben (MENGENS 2008, NOËL et al. 2011, SAUTER et al. 2021).

Generell belegen die vorliegenden Analysen, dass sich die Zielarten bei den meisten Vitalitäts- und Fitnessparametern auf den Ansiedlungsflächen inzwischen nicht wesentlich schlechter präsentieren als auf den Bestandsflächen. Soweit signifikante Unterschiede beobachtet wurden, lassen sich diese oft auf die speziellen Eigenschaften der einzelnen Arten zurückführen. So sind die Unterschiede bei *Scorzonera humilis* durch das zumeist wesentlich höhere Alter der Pflanzen auf den Bestandsflächen zu erklären (COLLING & MATTHIES 2006). Da hier die Anzahl der Rosetten mit dem Alter der Pflanzen zunimmt (COLLING et al. 2002) und jede Rosette ein bis drei Infloreszenzen entwickeln kann (SCHWABE & KRATOCHWIL 1986), erklären sich so auch die höhere Anzahl an Blüten pro Genet sowie die höheren Werte für die Biomasse in den bestehenden Populationen. Auch *Oenanthe peucedanifolia* zeigte auf den Ansiedlungsflächen sowohl eine geringere Pflanzhöhe als auch geringere Werte für die Blütenanzahl pro Pflanze sowie einen geringeren Anteil blühender Pflanzen als in den Bestandsflächen. Ein Blick auf die einzelnen Probestellen (Ergebnisse nicht dargestellt) zeigt jedoch, dass diese Art auf einer Reihe von Wiederansiedlungsplots eine ähnlich gute Entwicklung aufwies wie in den Bestandsflächen. Auch *Succisa pratensis* wies bei keinem Vitalitäts- und Fitnessmerkmal auf den Ansiedlungsflächen signifikant schlechtere Werte auf, weshalb für diese Art die Wiederansiedlung als erfolgreich bewertet werden kann. Da *Stachys officinalis* bei keinem Merkmal auf den Ansiedlungsflächen schlechter abschnitt als auf den Bestandsflächen und die Rosetten auf den Renaturierungsflächen sogar signifikant größer wurden, hat sich diese Art am erfolgreichsten etabliert. Ursache könnte eine Nährstoffmobilisierung im Zuge der Bodenstörung bei der Anpflanzung sein, die möglicherweise zu einer stärkeren Nährstoffaufnahme und einem vitaleren Wachstum geführt hat. Die Wiederansiedlungen von *Serratula tinctoria* blieben im Hinblick auf die generativen Merkmale am deutlichsten hinter den Bestandsflächen zurück. Neben den bereits genannten Gründen könnte hier zudem die geringe genetische Vielfalt (nur noch drei größere Populationen innerhalb Luxemburgs) zum Tragen kommen, die durch den Rückgang der Individuenzahl (Nicht-Überleben) auf den Ansiedlungsflächen insbesondere in den ersten Jahren nach der Wiederansiedlung noch weiter verringert wurde (VERGEER et al. 2005, MENGENS 2008, GODEFROID et al. 2011, COMMANDER et al. 2018).

4.3 Einfluss der Standortbedingungen auf den Etablierungserfolg

Die Kennarten von Pflanzengesellschaften besiedeln oft wesentlich engere ökologische Nischen als ihre Begleitpflanzen, weshalb diese Arten von Standortveränderungen besonders betroffen sind (DAVY 2002, GODEFROID et al. 2011). Für den Erfolg der Wiederansiedlung solcher Arten ist deshalb die Auswahl geeigneter Flächen von besonderer Bedeutung, sodass

vor allem bei der Wasser- und Nährstoffversorgung sowie bei der Artenzusammensetzung die Bedingungen weitestgehend denen der Ursprungshabitate entsprechen sollten (NOËL et al. 2011).

Bei der Wiederansiedlung von *Molinion*-Arten in Luxemburg zeigt der Vergleich der Zeigerwerte und der Artenzusammensetzung, dass die Lebensbedingungen für die Zielarten auf vielen Ansiedlungsflächen sehr gut mit denen auf den Spenderflächen übereinstimmen (Tab. 2, Abb. 6). Dort ist zu erwarten, dass die wiederangesiedelten Pflanzen günstige Voraussetzungen für eine erfolgreiche Entwicklung vorfinden und langfristig überleben können. Weniger gut erscheinen die Überlebenschancen auf einigen Ansiedlungsflächen, deren Vegetationszusammensetzung auf eine deutlich bessere Basen- und Stickstoff- (bzw. Nährstoff-)versorgung und eine größere Trockenheit als an den Wuchsorten der Spenderpopulationen hinweist (Abb. 6). Diese Beobachtung offenbart ein aktuelles Problem bei der Renaturierung von Feuchtgrünland. So können die Übertragungsmethoden günstig für die Wiederansiedlung sein und temporär sogar zum Erfolg führen, langfristig könnten die Pflanzen dann möglicherweise aber doch nicht überleben. Da die Jungpflanzen in dieser Studie so ausgebracht wurden, dass sie sich durch die Schaffung der Pflanzlöcher meist in deutlichem Abstand zur etablierten Vegetation ohne Konkurrenz entwickeln konnten, war zu erwarten, dass die Pflanzen von der günstigen Nährstoffverfügbarkeit und der mangelnden Konkurrenz profitieren (Abb. 1). Wenn sich die Grasnarbe im Lauf der Jahre schließt und die Zielarten mit der etablierten Vegetation dann zunehmend in Konkurrenz treten, könnten sich verschlechternde Standortbedingungen die Überlebenschancen der ausgebrachten Pflanzen zunehmend schmälern (GODEFROID et al. 2011).

Dass günstige Standortbedingungen erheblichen Einfluss auf den Renaturierungserfolg haben, zeigt auch die starke Streuung im Anteil erfolgreich etablierter Individuen zwischen den einzelnen Plots. Eine ähnliche Streuung bei der Entwicklung konnte auch in anderen Studien beobachtet werden (RECKINGER et al. 2010, NOËL et al. 2011, KIENBERG et al. 2013, KOSTRAKIEWICZ-GIERALT 2015).

Die unterschiedliche Einnischung in das Zeigerwertspektrum der Pflanzenbestände zeigt, dass sich die einzelnen Zielarten im Untersuchungsgebiet hinsichtlich ihrer standortökologischen Ansprüche deutlich unterscheiden. Obwohl die Ansiedlungsflächen von *Stachys officinalis* und *Succisa pratensis* höhere Stickstoffzeigerwerte aufwiesen als deren Bestandsflächen, zeigten diese Arten die höchsten Überlebens- und Etablierungsraten. Hinsichtlich der Feuchtezeigerwerte wies die Vegetation der Ansiedlungsflächen bei beiden Arten eine deutliche Streuung auf. Diese Ergebnisse spiegeln ein vergleichsweise flexibles Verhalten dieser Arten hinsichtlich der Nährstoff- und Wasserversorgung wider. Die breitere ökologische Amplitude könnte somit dafür verantwortlich sein, dass sich die Arten relativ gut etablieren ließen. Bei *Oenanthe peucedanifolia*, die sich von den anderen vier Zielarten durch die Präferenz von Flächen mit leicht erhöhten Stickstoffzeigerwerten unterschied (Tab. 2, Abb. 6), wiesen die Standortbedingungen auf Ansiedlungs- und Bestandsflächen große Ähnlichkeit auf. Dies könnte eine Ursache für den ebenfalls guten Wiederansiedlungserfolg dieser Art sein. Eine gute Übereinstimmung zwischen Ansiedlungs- und Bestandsflächen könnte somit ein wichtiger Grund für den Wiederansiedlungserfolg dieser Art darstellen. Bei allen drei Arten sind unter den beschriebenen Bedingungen auch auf lange Sicht gute Überlebenschancen zu erwarten. Da sich bei *Scorzonera humilis* die Zeigerwerte der Bestandsflächen nicht von denen der Ansiedlungsflächen unterschieden, ist zu vermuten, dass bei dieser Art andere Faktoren als die Standortbedingungen für den eher geringen Etablierungserfolg verantwortlich sind. Bei dieser Einschätzung ist allerdings auch

zu berücksichtigen, dass die Vegetation nur langsam auf die Veränderung der Umweltbedingungen reagiert und dass sich eine Verschlechterung der Wasserversorgung durch Drainage oder Klimawandel erst verzögert auf die Artenzusammensetzung der Probeflächen auswirkt.

5. Ausblick: Praxisrelevante Empfehlungen für Wiederansiedlungen

Die langjährigen Untersuchungen auf renaturierten Feuchtwiesen in Luxemburg zeigen eindeutig, dass die Wiederansiedlung ein geeignetes Mittel zur Erhaltung gefährdeter Pflanzenarten darstellt. Auch die Methodik der Wiederansiedlung und die Flächenauswahl haben sich insgesamt bewährt. Im Hinblick auf die zunehmende Notwendigkeit der Wiederherstellung von Lebensräumen (VEREINTE NATIONEN 2019) erweisen sich Wiederansiedlungen bedrohter Pflanzenarten insbesondere für geschützte Grünland-Lebensraumtypen als wirksames Instrument. Damit kommt sie auch den für Luxemburg im nationalen Naturschutzplan sowie in der nationalen Strategie zur Erhaltung der Pflanzen verankerten Schutzforderungen nach (COLLING et al. 2023, MECDD 2023).

Zwar konnten nicht für alle Plots aller Zielarten erfolgreich neue Populationen etabliert werden, jedoch ergaben sich auch hieraus wichtige Erkenntnisse für eine zukünftige Wiederansiedlungsstrategie. So hätte bei Arten wie *Serratula tinctoria*, bei denen nur relativ wenige Individuen pro Plot aufgrund der geringen Anzahl an Spenderpopulationen ausgepflanzt wurden, die genetische Diversität erhöht und somit auch der Etablierungserfolg noch verbessert werden können. Sofern ausreichend Spendermaterial zur Anzucht zur Verfügung steht, sollten möglichst Individuenzahlen von 50 bis 200 angepflanzt werden (vgl. 4.1). Bei *Scorzonera humilis* und *Serratula tinctoria* zeigt sich, dass Probleme bei der Wiederansiedlung oft schon bei den Spenderpopulationen beginnen. Von *Serratula tinctoria* finden sich landesweit nur noch drei größere Populationen, was die Verfügbarkeit von Spendermaterial stark einschränkt. Die luxemburgischen Populationen von *Scorzonera humilis* hingegen sind zumeist überaltert und zeigen kaum noch natürliche Verjüngung (COLLING et al. 2002). Zudem zeigten sie bereits bei der Anzucht in Gärtnereien deutliche Entwicklungsprobleme, sodass sie teilweise als zweijährige Jungpflanzen ausgebracht wurden. Obwohl bei diesen Arten schon bei der Sammlung und Aufzucht der Jungpflanzen auf eine möglichst vollständige Übertragung der in den wenigen Spenderflächen noch vorhandenen genetischen Variabilität geachtet wurde, bestehen für das dauerhafte Überleben der Populationen auf den Ansiedlungsflächen aufgrund der kaum stattfindenden Reproduktion nur geringe Chancen. Bei *Scorzonera humilis* waren zum Zeitpunkt der Untersuchung auf den meisten der Flächen weniger als zehn Individuen zu finden und eine spontane Erholung erscheint in Anbetracht der Entwicklung der Spenderpopulationen, der geringen Ausbreitungsdistanz der Samen (RECKINGER et al. 2010) und des Mangels an genetischem Austausch unwahrscheinlich. Dies verdeutlicht, wie schwer es sein kann, naturschutzfachlich hochwertige Zielarten erfolgreich anzusiedeln.

In der Praxis stellt auch die Verfügbarkeit und Bereitstellung optimal geeigneter Renaturierungsflächen oft ein Problem dar, insbesondere für solche Zielarten, die eine enge ökologische Amplitude im wechselfeuchten Magergrünland aufweisen. Das Beispiel der Pfeifengraswiesen in Luxemburg zeigt, dass schon die alleinige Verfügbarkeit solcher nährstoffarmen Feuchtwiesenstandorte sehr limitiert ist und dass auch die wenigen verfügbaren Flächen oft nicht mehr die erwünschte Qualität (z. B. hinsichtlich Nährstoffarmut oder (Wechsel-)Feuchte) besitzen. Da es sich sowohl bei bestehenden als auch bei potentiellen

Ansiedlungsflächen oft um Bestände handelt, die in der Vergangenheit aufgedüngt und drainiert worden waren, sollte der Nährstoff- und Wasserhaushalt so verändert werden, dass sich die Lebensbedingungen für die Zielarten deutlich verbessern. Dies wäre einerseits durch eine Verringerung des Nährstoffangebots mittels Aushagerung möglich, andererseits könnte durch Regulierung des Wasserhaushaltes die Entwicklung von Feuchtwiesen erreicht werden. Die Aushagerung ist auf tritt- und beweidungsempfindlichen Mähwiesen relativ leicht durch Einschränkung der Düngung und Extensivierung der Mahd erreichbar (STROBEL & HÖLZEL 1994) und wird auf den Untersuchungsflächen schon seit Längerem praktiziert. Anders sieht es mit der Wiedervernässung aus. Sie ist oft mit erheblichen Einschränkungen der Nutzbarkeit der Flächen und mangelnder Akzeptanz der Akteure verbunden. Zudem ist sie wegen der Topographie und der Bodenbedingungen nicht auf allen Flächen möglich. Deshalb müsste auf Parzellen mit unbefriedigendem Wiederansiedlungserfolg zunächst geprüft werden, inwieweit Wiedervernässungsmaßnahmen dort überhaupt realisierbar und solche auch vor Ansiedlungsbeginn umsetzbar wären. Da alle fünf Zielarten als Kennarten des *Molinion* vorrangig an wechselfeuchte Standorte gebunden sind (SCHWABE & KRATOCHWIL 1986, GRIME et al. 2007, SCHNEIDER 2011), ist zusätzlich zu prüfen, inwieweit ein dem im Jahresverlauf stark schwankendem Wasserangebot der Flächen entsprechendes hydrologisches Regime verwirklicht werden kann, auch im Hinblick auf sich durch den Klimawandel verändernde Feuchteverhältnisse. Generell ist die Auswahl der Ansiedlungsflächen in der Praxis auch immer von der Flächenverfügbarkeit und -zugänglichkeit abhängig. Ebenso muss die oft kleinräumige Variation hinsichtlich der geeignetsten Standortbedingungen innerhalb größerer Nutzungsparzellen bei der Auswahl der Wiederansiedlungsplots Berücksichtigung finden.

Um die Überlebensraten der Jungpflanzen zu erhöhen, ist eine entsprechende Nachsorge vor allem in den ersten Monaten nach der Anpflanzung durch die Anbringung eines Fraßschutzes, das manuelle Entfernen der konkurrierenden Vegetation sowie je nach Auspflanzzeitpunkt eine Wässerung hilfreich (GODEFROID et al. 2011, ZIPPEL & LAUTERBACH 2018). In den Folgejahren sollte eine angepasste extensive Nutzung der Flächen erfolgen (vgl. WOLFF et al. 2020). Da die Ansiedlungsflächen nicht immer einen dauerhaften Schutz der Populationen garantieren und Wiederansiedlungen nicht immer erfolgreich sind, sollte vor allem bei kritischen Arten die Wiederansiedlung durch einen stringenten Gebietschutz und zielführende Erhaltungsmaßnahmen für die noch bestehenden Populationen prioritär begleitet werden (DIEKMANN et al. 2016). Ebenso sollten Flächen mit neu gegründeten Populationen auch langfristig gesichert werden. Besonders günstige Bedingungen für den Gebietschutz sind gegeben, wenn diese Flächen in öffentlicher Hand (SCHNEIDER 2019) oder im Eigentum gemeinnütziger Naturschutzorganisationen sind. Zudem sollten trotz des Risikos einer genetischen Verarmung (DIEKMANN et al. 2016) Ex situ-Kulturen genutzt werden, um die luxemburgischen Populationen gefährdeter Arten, bei denen eine erfolgreiche Wiederansiedlung schwer möglich ist, zu erhalten. Eine weitere Option, die Vitalität und Fitness der noch existierenden Populationen Luxemburgs insbesondere von *Scorzonera humilis* zu verbessern, wäre, die Vorkommen in Zusammenarbeit mit angrenzenden Regionen in ein überregionales Renaturierungsnetzwerk einzubinden. Dies sollte allerdings nicht zu großflächig ausgelegt werden, um das Extinktionsrisiko durch mangelnde lokale Anpassung und Fitness nicht autochthoner Populationen noch zu vergrößern (BUCHAROVA et al. 2017) und den Rückgang der luxemburgischen Populationen noch weiter zu verstärken.

Trotz der zahlreichen durchgeführten Wiederansiedlungsprojekte ist der Erfolg solcher Maßnahmen nur selten bekannt (GODEFROID et al. 2011, GODEFROID & VANDERBORGHT 2011, LIU et al. 2015). Das langzeitliche, detaillierte Monitoring von Wiederansiedlungen, wie es in mehreren Studien gefordert und bewertet wird (GODEFROID et al. 2011, DIEKMANN et al. 2015, 2016) und wie es in der vorliegenden Arbeit umgesetzt wurde, stellt eine geeignete Dokumentation der Renaturierungserfolge dar. Demnach kann deren Nachsorge gelenkt werden – z. B. durch Schaffen offener Bodenstellen zur besseren Reproduktion oder ggf. durch Nachpflanzung, wenn zu wenige Jungpflanzen überleben, wie dies bei *Serratula tinctoria* der Fall war. So ließe sich langfristig die Neugründung und die Erhaltung gefährdeter Populationen besser steuern. Daher sollten bei Renaturierungsmaßnahmen auch immer entsprechende Finanzmittel für ein Monitoring eingeplant werden. Um die Entwicklung der hier präsentierten In situ-Ansiedlungen weiter hinreichend zu begutachten, wird das Monitoring (Einmessen mittels *High precision positioning*-Sensor) in den nächsten Jahren systematisch weitergeführt.

Die detailgenaue Erfassung von Parametern zur Reproduktion der Arten, dem Anteil blühender Individuen, dem Zuwachs oder auch zur räumlichen Entwicklung zeigten sich dabei als geeignete Merkmale zur Beurteilung des Etablierungserfolges. Um die Erfolgsaussichten von Wiederansiedlungen noch zu verbessern, ist die Veröffentlichung und Bündelung bestehender Untersuchungen und insbesondere deren Einschätzung des Erfolges unumgänglich (DIEKMANN et al. 2015). Einen wichtigen Grundstein hierfür schafft derzeit die European COST Action „ConservePlants“ mit dem Projekt „An integrated approach to conservation of threatened plants for the 21st Century (ConservePlants)“ (COST ASSOCIATION 2019).


Beiträge der Autorinnen/Autoren zum Artikel


Die Idee, die bisher durch SICONA durchgeführten Wiederansiedlungen genauer hinsichtlich ihrer Vitalität und Fitness und damit den Erfolg der Maßnahmen zu bewerten, stammt von Simone Schneider, die das Rahmenprojekt plante und betreute. Franziska Breit führte die Datenerfassung und Auswertung durch, die im Rahmen ihrer Masterarbeit stattfanden. Letztere wurde dabei von Simone Schneider und Harald Albrecht betreut. Alle Autoren schrieben und diskutierten das Manuskript. Alle AutorInnen stimmten einer Veröffentlichung zu.

Danksagung

Unser Dank gilt dem luxemburgischen Ministerium für Umwelt, Klima und nachhaltige Entwicklung, den Naturschutzsyndikaten SICONA Sud-Ouest und SICONA Centre und deren Mitgliedsgemeinden, welche die Wiederansiedlungen gefährdeter Arten sowie die Erfolgskontrollen finanziert haben. Einige Wiederansiedlungen wurden zudem im Rahmen des „LIFE-Grassland“-SICONA-Projektes finanziell durch die EU unterstützt. Die AutorInnen bedanken sich bei Erwin Schneider für das Korrekturlesen des Manuskriptes. Christian Dolnik und einem weiteren Gutachter sowie dem Associate Editor Thilo Heinken gilt der besondere Dank für kritische und hilfreiche Anmerkungen.

ORCID iDs

Harald Albrecht  <https://orcid.org/0000-0002-6078-3014>

Simone Schneider  <https://orcid.org/0000-0003-3761-2054>

Beilagen und 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. Eigenschaften der Zielarten.

Supplement E1. Characteristics of the target species.

Anhang E2. Flächen- und Plot-Bezeichnung, Gauss-Luxemburg-Koordinaten (GL) der Plots, Geologie, Dauer seit der Pflanzung und Individuendichte der Untersuchungsplots.

Supplement E2. Site and plot designation code, Gauss-Luxemburg-position (GL) of the plots, geological formation, duration since planting and population size in the study plots.

Anhang E3. a) Mittlere Reproduktionsraten der Zielarten.

Supplement E3. a) Median reproduction rates of target species.

Anhang E3. b) Vergleich der mittleren Reproduktionsraten zwischen den Zielarten mit Hilfe des Wilcoxon-Rangsummen-Tests (*p*-Werte für paarweise Artenvergleiche).

Supplement E3. b) Comparison of average reproduction rates between the study species using the Wilcoxon rank-sum test (*p*-values for pairwise species comparisons).

Anhang E4. Räumliche Verteilungsmuster von Individuen innerhalb von zwei exemplarisch ausgewählten Wiederansiedlungsplots von *Stachys officinalis* (St-A).

Supplement E4. Spatial distribution patterns of plant individuals within two exemplarily selected reintroduction plots of *Stachys officinalis* (St-A).

Anhang E5. Morphologische Merkmale der Zielarten im Vergleich der Ansiedlungs- und Bestandsflächen.

Supplement E5. Comparison of morphological traits of the study species between introduction and reference sites.

Anhang E6. Prozentanteil blühender Individuen der Zielarten im Vergleich der Ansiedlungs- und Bestandsflächen.

Supplement E6. Comparison of study species proportion of flowering individuals between introduction and reference sites.

Literatur

- ABELI, T., CAUZZI, P., ROSSI, G., ADORNI, M., VAGGE, I., PAROLO, G. & ORSENI, S. (2016): Restoring population structure and dynamics in translocated species: learning from wild populations. – *Plant Ecol.* 217: 183–192. <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0529-x>
- ALBRECHT, M.A. & MASCHINSKI, J. (2012): Influence of founder population size, propagule stages, and life history on the survival of reintroduced plant populations. – In: MASCHINSKI, J. & HASKINS, K.E. (Hrsg.): *Plant reintroduction in a changing climate: promises and perils*: 171–188. Island Press, Washington.
- BMUB (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT) (2007): *Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt*. Berlin, 180 pp. – URL: https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/nationale_strategie_biologische_vielfalt_2015_bf.pdf [Zugriff am 22.09.2022].
- BOOY, G., HENDRIKS, R.J.J., SMULDERS, M.J.M., VAN GROENENDAEL, J.M. & VOSMAN, B. (2000): Genetic diversity and the survival of populations. – *Plant Biol.* 2: 379–395. <https://doi.org/10.1055/s-2000-5958>

- BRIEMLE, G. & ELLENBERG, H. (1994): Zur Mahdverträglichkeit von Grünlandpflanzen. – Nat. Landsch. 69(4): 139–147.
- BUCHAROVA, A., MICHALSKI, S., HERMANN, J. M. ... BOSSDORF, O. (2017): Genetic differentiation and regional adaptation among seed origins used for grassland restoration: lessons from a multispecies transplant experiment. – J. Appl. Ecol. 54: 127–136. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12645>
- BÜHLER, C. & SCHMID, B. (2001): The influence of management regime and altitude on the population structure of *Succisa pratensis*: implications for vegetation monitoring. – J. Appl. Ecol. 38: 689–698. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00640.x>
- BURKHART, M., DIERSCHKE, H., HÖLZEL, N., NOWAK, B. & FARTMANN, T. (Hrsg.) (2004): *Molinio-Arrhenatheretea* (E1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. – Teil 2: *Molinietalia*. Futter und Streuwiesen feucht-nasser Standorte und Klassenübersicht *Molinio-Arrhenatheretea*. – Synop. Pflanzenges. Dtschl. 9: 62–82.
- COLAS, B., KIRCHNER, F., RIBA, M. ... FRÉVILLE, H. (2008): Restoration demography: a 10-year demographic comparison between introduced and natural populations of endemic *Centaurea corymbosa* (Asteraceae). – J. Appl. Ecol. 45: 1468–1476. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01536.x>
- COLLING, G. (2005): Red List of the Vascular Plants of Luxembourg. – Ferrantia 42: 1–77.
- COLLING, G., HELMINGER, T., KRIPPEL, Y. & SCHNEIDER, S. (2023): Plant conservation strategy for Luxembourg 2022–2030. 16 pp. – URL: https://siconu.lu/wp/wp-content/uploads/LUX-Plant-Strategy-2022-2030_14_11_2022.pdf [Zugriff am 20.03.2023].
- COLLING, G. & MATTHIES, D. (2006): Effects of habitat deterioration on population dynamics and extinction risk of an endangered, long-lived perennial herb (*Scorzonera humilis*). – J. Ecol. 94: 959–972. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01147.x>
- COLLING, G., MATTHIES, D. & RECKINGER, C. (2002): Population structure and establishment of the threatened long-lived perennial *Scorzonera humilis* in relation to environment. – J. Appl. Ecol. 39: 310–320. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00714.x>
- COMMANDER, L.E., COATES, D.J., BROADHURST, L., OFFORD, C.A., MAKINSON, R.O. & MATTHES, M. (2018): Guidelines for the translocation of threatened plants in Australia. 3rd ed. – Australian Network for Plant Conservation, Canberra: 156 pp.
- CORNELISSEN, J.H.C., LAVOREL, S., GARNIER, E. ... POORTER, H. (2003): A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. – Aust. J. Bot. 51: 335–380. <https://doi.org/10.1071/BT02124>
- COST ASSOCIATION (2019): CA18201 – An integrated approach to conservation of threatened plants for the 21st Century (ConservePlants). – URL: <https://www.cost.eu/actions/CA18201/> [Zugriff am 10.12.2022].
- DALRYMPLE, S.E., BANKS, E., STEWARD, G.B. & PULLIN, A.S. (2012): A meta-analysis of threatened plant reintroductions from across the globe. – In: MASCHINSKI, J. & HASKINS, K.E. (Hrsg.): Plant reintroduction in a changing climate: promises and perils: 31–50. Island Press, Washington.
- DANIUS, L. (2021): Auswirkungen des Klimawandels auf das Grünland – am Beispiel der Flachland-Mähwiese und Pfeifengraswiese. – ANLiegen Nat. 43(2): 47–58.
- DAVY, A. (2002): Establishment and manipulation of plant populations and communities in terrestrial systems. – In: PERROW, M.R. & DAVY, A.J. (Hrsg.): Handbook of ecological restoration. Principles of restoration, Ausgabe 1: 223–241. Cambridge University Press, Cambridge.
- DIEKMANN, M., DUPRÉ, C., MÜLLER, J. & WITTIG, B. (2016): Handlungsleitfaden zur Wieder-einbürgerung von Pflanzenarten als Naturschutzmaßnahme. – Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück: 51 pp.
- DIEKMANN, M., MÜLLER, J., HEINKEN, T. & DUPRÉ, C. (2015): Wiederansiedlung von Gefäß-pflanzenarten in Deutschland – eine Übersicht und statistische Auswertung. – Tuexenia 35: 249–265. <https://doi.org/10.14471/2015.35.004>
- DIERSCHKE, H. & BRIEMLE, G. (2002): Kulturgrasland, Wiesen, Weiden und verwandte Hoch-staudenfluren - Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. – Ulmer, Stuttgart: 239 pp.
- DOLNIK, C., JANSEN, D. & RICKERT B.-H. (2020): Praxisleitfaden BlütenMeer 2020. Blumenwiesen und Heiden entwickeln. – Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein: 51 pp.

- DULLAU, S., RICHTER, F., ADERT, N., MEYER, M.H., HENSEN, H. & TISCHEW, S. (2019): Handlungsempfehlung zur Populationsstärkung und Wiederansiedlung von *Dactylorhiza majalis* am Beispiel des Biosphärenreservat Karstlandschaft Südharz. – Hochschule Anhalt, Bernburg: 30 pp.
- DURKA, W., BOSSDORF, O., BUCCHAROVA, A. ... MICHALSKI, S.G. (2019): Regionales Saatgut von Wiesenpflanzen: genetische Unterschiede, regionale Anpassung und Interaktion mit Insekten. – Nat. Landsch. 94(4): 146–153. <https://doi.org/10.17433/4.2019.50153679.146-153>
- DUŠEK, K., DUŠKOVÁ, E. & SMÉKALOVÁ, K. (2010): *Betonica officinalis* L. in the Czech Republic. I. Variability of morphological characteristics. – Herba Polonica 56(2): 7–20.
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY) (2019): Conservation status/trend with reason for change reported for habitat and species – 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: 20.01.2020].
- EIONET (EUROPEAN ENVIRONMENT INFORMATION AND OBSERVATION NETWORK) (2023): Article 17 web tool. Habitat assessments at member state level. Grasslands. Luxembourg. – URL: <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/habitat/report/?period=5&group=Grasslands&country=LU®ion=> [Zugriff am: 14.04.2023].
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas und der Alpen. 6. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1357 pp.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – Scr. Geobot. 18: 9–166.
- ENSCONET (EUROPEAN NATIVE SEED CONSERVATION NETWORK) (2009): ENSCONET Anleitung zum Sammeln von Wildpflanzensamen. Deutsche Fassung des Ensconet seed collection manual for wild plants. – Royal Botanical Gardens, Kew & Universidad Politécnica de Madrid: 32 pp.
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. – ABl. L 206 vom 22.7.1992: 7–50.
- EUROPEAN COMMISSION, DIRECTORATE-GENERAL FOR ENVIRONMENT, MAXTED, N., BILZ, M. & LANSDOWN, R. (2011): European red list of vascular plants, Publications Office. – URL: <https://data.europa.eu/doi/10.2779/8515> [Zugriff am: 04.04.2023].
- GODEFROID, S., PIAZZA, C., ROSSI, G. ... VANDERBORGHT, T. (2011): How successful are plant species reintroductions? – Biol. Conserv. 144: 672–682. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.003>
- GODEFROID, S. & VANDERBORGHT, T. (2011): Plant reintroductions: the need for a global database. – Biodivers. Conserv. 20: 3683–3688. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0120-2>
- GRIME, J.P., HODGSON, J.G. & HUNT, R. (2007): Comparative plant ecology. 2nd ed. – Castlepoint Press, Kirkcudbrightshire: 748 pp.
- GUERRANT, E.O. (2012): Characterizing two decade of rare plant reintroductions. – In: MASCHINSKI, J. & HASKINS, K.E. (Hrsg.): Plant reintroduction in a changing climate: promises and perils: 9–30. Island Press, Washington.
- HÖLZEL, N. (2019): Limitierende Faktoren der Renaturierung. – In: KOLLMANN, J., KIRMER, A., TISCHEW, S., HÖLZEL, N. & KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierungsökologie: 35–52. Springer Spektrum, Berlin.
- KENNEDY, K., ALBRECHT, M.A., GUERRANT, E.O. JR., DALRYMPLE, S.E., MASCHINSKI, J. & HASKINS K.E. (2012): Synthesis and future directions. – In: MASCHINSKI, J. & HASKINS, K.E. (Hrsg.): Plant reintroduction in a changing climate: promises and perils: 265–276. Island Press, Washington.
- KIENBERG, O., THILL, L. & BECKER, T. (2013): Wiederansiedlung von *Astragalus exscapus*, *Scorzonera purpurea* und *Pulsantilla pratensis* subsp. *nigricans* in Steppenrasen in Thüringen – Erste Ergebnisse eines laufenden Projekts. – In: THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN, UMWELT UND NATURSCHUTZ (Hrsg.): Steppenlebensräume Europas. Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz: 373–383. Druckhaus Gera GmbH, Gera.
- KLIMKOWSKA, A., VAN DIGGELEN, R., BAKKER, J.P. & GROOTJANS, A.P. (2007): Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. – Biol. Conserv. 140: 318–328. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.08.024>
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W. (Hrsg.) (2002): BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. – Schrifr. Vegetationskd. 38: 1–334.
- KOCH, C. & KOLLMANN, J. (2012): Wiederansiedlung und Translokation regional ausgestorbener Pflanzenarten. Eine Expertenbefragung. – Naturschutz Landschaftsplan. 44: 77–82.

- KOSTRAKIEWICZ-GIERALT, K. (2015): The variability of *Succisa pratensis* Moench individuals and ramet clusters in abandoned *Molinietum caeruleae* meadows. – *Ekológia* 34: 216–225. <https://doi.org/10.1515/eko-2015-0021>
- KRAUSE, B., CULMSEE, H., WESCHE, K., BERGMEIER, E & LEUSCHNER, C. (2011): Habitat loss of floodplain meadows in North Germany since the 1950s. – *Biodivers. Conserv.* 20: 2347–2364. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-9988-0>
- LAMBINON, J. & VERLOOVE, F. (2015): Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines. (*Ptéridophytes* et *Spermatophytes*). Sixième édition, deuxième triage, avec corrections (2015). – Editions du Patrimoine du Jardin botanique national de Belgique, Meise: 1195 pp.
- LEYER, I. & WESCHE, K. (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie: Eine Einführung*. – Springer-Verlag, Berlin: 221 pp.
- LIU, H., REN, H., LIU, Q., WEN, X.Y., MAUNDER, M., & GAO, J.Y. (2015): Translocation of threatened plants as a conservation measure in China. – *Conserv. Biol.* 29: 1537–1551. <https://doi.org/10.1111/cobi.12585>
- LÜPSEN, H. (2019): Multiple Mittelwertvergleiche – parametrisch und nichtparametrisch – sowie α -Adjustierungen mit praktischen Anwendungen mit R und SPSS. Version 2.0. – Universität zu Köln: 145 pp. – URL: <https://kups.ub.uni-koeln.de/9566/1/mult-comp.pdf> [Zugriff am 22.05.2023].
- MAGNOLI, S.M. (2020): Rapid adaptation (or not) in restored plant populations. – *Evol. Appl.* 13: 2030–2037. <https://doi.org/10.1111/eva.12959>
- MAUNDER, M. (1992): Plant reintroduction: An overview. – *Biodivers. Conserv.* 1: 51–61. <https://doi.org/10.1007/BF00700250>
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. (2016): *PC-ORD Multivariate analysis of ecological data*, Version 7. – MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- MDDI (MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DES INTRASTRUCTURES) (2017): Cadastre des biotopes de milieux ouverts. - Shape-file der kartierten Biotope, Version 10.2017. – Département de l’environnement, Luxembourg. – URL: https://environnement.public.lu/fr/natur/biodiversite/mesure_3_zones_especes_proteges/donnees_gis.html [Zugriff am: 05.07.2022].
- MECDD (MINISTÈRE DE L’ENVIRONNEMENT, DU CLIMAT ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE) (2023): Plan National concernant la Protection de la Nature – 3e plan - à l’horizon 2030. Luxembourg: 83 pp. – URL: <https://environnement.public.lu/content/dam/environnement/documents/natur/biodiversite/pnnp/pnnp-version-3.pdf> [Zugriff am 29.03.2023].
- MÉMORIAL (2018): 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: 1–48.
- MENGES, E.S. (2008): Restoration demography and genetics of plants: when is a translocation successful? – *Aust. J. Bot.* 56: 187–196. <https://doi.org/10.1071/BT07173>
- METEOLUX (2023): Saisonale Klimabilanzen. Abteilung der Administration de la Navigation Aérienne du Luxembourg. – URL: <https://www.meteolux.lu/de/produkte-und-dienstleistungen/klimabilanzen/saisonale-klimabilanzen/?lang=fr> [Zugriff am 22.05.2023].
- METZING, D., GARVE, E., MATZKE-HAJEK, G. ... ZIMMERMANN, F. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (*Trachaeophyta*) Deutschlands. – In: METZING, D., HOFBAUER, N., LUDWIG, G. & MATZKE-HAJEK, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. – *Naturschutz Biol. Vielfalt* 70(7): 13–358.
- MIX, C., PICÓ, F.X., VAN GROENENDAEL, J.M. & OUBORG, N.J. (2006): Inbreeding and soil conditions affect dispersal and components of performance of two plant species in fragmented landscapes. – *Basic Appl. Ecol.* 7: 59–69. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.04.007>
- MNHNL (MUSÉE NATIONAL D’HISTOIRE NATURELLE DU LUXEMBOURG) (2022): Recorder-Lux, Datenbank über das Naturerbe des Großherzogtums Luxemburg. – Nationalmuseum für Naturgeschichte, Luxembourg. – URL: <https://mdata.mnhn.lu> [Zugriff am 23.11.2022].
- MONKS, L., COATES, D., BELL, T. & BOWLES, M. (2012): Determining success criteria for reintroductions of threatened long-lived plants. – In: MASCHINSKI, J. & HASKINS, K.E. (Hrsg.): *Plant reintroduction in a changing climate: promises and perils*: 189–208. Island Press, Washington.

- MÜNZBERGOVÁ, Z., MILDÉN, M., EHRLÉN, J. & HERBEN, T. (2005): Population viability and reintroduction strategies: A spatially explicit landscape-level approach. – *Ecol. Appl.* 15: 1377–1386. <https://doi.org/10.1890/04-1464>
- NAWRATH S.M. (2005): Flora und Vegetation des Grünlandes im südöstlichen Taunus und seinem Vorland. – Dissertation Universität Frankfurt am Main: Textband 360 pp. + Anhangsband 114 pp.
- NOËL, F., PRATI, D., VAN KLEUNEN, M., GYGAX, A., MOSER, D. & FISCHER, M. (2011): Establishment success of 25 rare wetland species introduced into restored habitats is best predicted by ecological distance to source habitats. – *Biol. Conserv.* 144: 602–609. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.11.001>
- OKSANEN, J., SIMPSON, G., BLANCHET, F.G. ... WEEDON, J. (2022): Vegan community ecology package version 2.6-2 April 2022.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY, N., DÍAZ, S., GARNIER, E. ... CORNELISSEN, J.H.C. (2013): New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. – *Aust. J. Bot.* 61: 167–234. http://dx.doi.org/10.1071/BT12225_CO
- PFADENHAUER, J. & GROOTJANS, A. (1999): Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. – *Appl. Veg. Sci.* 2: 95–106. <https://doi.org/10.2307/1478886>
- POLAK, T. & SALTZ, D. (2011): Reintroduction as an ecosystem restoration technique. – *Conserv. Biol.* 25: 424–425. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01669.x>
- PRIMACK, R.B. & DRAYTON, B. (1997): The experimental ecology of reintroduction. – *Plant Talk* 97(October): 25–28.
- R CORE TEAM (2022): R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- RECKINGER, C., COLLING, G. & MATTHIES, D. (2010): Restoring populations of endangered plant *Scorzonera humilis*: Influence of site conditions, seed source, and plant stage. – *Restor. Ecol.* 18: 904–913. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00522.x>
- RENNWALD, E. (2000): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands mit Anmerkungen zur Gefährdung. – *Schriftenr. Vegetationskd.* 35: 393–592.
- RICHTER, F. & GRÄTZ, C. (2018): Leitfaden für Wiederansiedlung und Populationsstützung von Pflanzen in Sachsen. – Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Freistaat Sachsen, Schriftreihe des LFULG, Heft 1/2018: 1–62. – URL: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/30274> [Zugriff am 22.11.2022].
- ROSENTHAL, G. & HÖLZEL, N. (2009): Renaturierung von Feuchtgrünland, Auengrünland und mesophilem Grünland. – In: ZERBE, S. & WIEGLEB, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa: 283–316. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SAUTER, F. (2019): Competition along productivity gradients – A case study with the rare arable plant *Arnoseris minima* (L.) Schweigg. & Körte. – Masterarbeit Technischen Universität München.
- SAUTER, F., KOLLMANN, J., ALBRECHT, H. & LANG, M. (2021): Competition components along productivity gradients – revisiting a classic dispute in ecology. – *Oikos* 130: 1326–1334. <https://doi.org/10.1111/oik.07706>
- SCHNEIDER, S. (2011): Die Graslandgesellschaften Luxemburgs. – *VI. Ferrantia* 66: 1–303.
- SCHNEIDER, S. (2019): Magerwiesen, Heiden und Niedermoore – Artenreiche Graslandgebiete im Südwesten und Westen Luxemburgs. – *Tuexenia Beih.* 12: 189–278.
- SCHNEIDER, S. & HELMINGER, T. (2019): Reintroduction of endangered grassland species in Luxembourg. – *Samara* 34: 4.
- SCHNEIDER, S., NAUMANN, S. & JUNCK, C. (2013): Plan national pour la protection de la nature, Plans d'actions habitats – Prairies à Molinie/Pfeifengraswiesen (*Molinion caerulea*). Ministère du Développement durable et des Infrastructures, Département de l'environnement (Hrsg.), Luxembourg: 11 pp. – URL: https://environnement.public.lu/fr/natur/biodiversite/plan_d_action_especes_et_habitats/plan_d_action_especes1.html [Zugriff am 25.02.2019].
- SCHNEIDER, S. & WOLFF, C. (2020): Grünland-Renaturierungen mit autochthonem Spendermaterial in Luxemburg. – *Natur in NRW* 3/2020: 22–27.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (1986): Schwarzwurzel- (*Scorzonera humilis*-) und Bachkratzdistel- (*Cirsium rivulare*-)reiche Vegetationstypen im Schwarzwald: Ein Beitrag zur Erhaltung selten werdender Feuchtwiesen-Typen. – *Veröffentlichungen Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* 61: 277–333.

- SERVICE GÉOLOGIQUE (1992): Carte géologique générale du Luxembourg. Administration des ponts et chaussées – Service géologique, Luxembourg. – URL: <http://www.geoportail.lu>; Layer Geologische Übersichtskarte [Zugriff am: 01.11.2022].
- SICONA (SYNDICAT INTERCOMMUNAL POUR LA CONSERVATION DE LA NATURE DU SUD-OUEST) (2022): Datenbank der Kartierungen naturschutzrelevanter Grünlandflächen in den SICONA-Gemeinden im Südwesten und Westen Luxemburgs. – Daten verfügbar im Geoinformationssystem sowie in der Recorder Lux-Datenbank. Unveröffentl. Daten, Naturschutzsyndikat SICONA, Olm.
- STROBEL, C. & HÖLZEL, N. (1994): Lebensraumtyp Feuchtwiesen. – Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) (Hrsg.), Landschaftspflegekonzept Bayern, Band 11.6, München: 204 pp.
- THOMPSON, K., BAKKER, J.P. & BEKKER, R.M. (1997): The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. – Cambridge University Press: 276 pp.
- TISCHEW, S. & HÖLZEL, N. (2019): Wirtschaftsgrünland. – In: KOLLMANN, J., KIRMER, A., TISCHEW, S., HÖLZEL, N. & KIEHL, K. (Hrsg.): Renaturierungsökologie: 349–368. Springer Spektrum, Berlin.
- TOOGOOD, S. & JOYCE, C.B. (2009): Effects of raised water levels on wet grassland plant communities. – *Appl. Veg. Sci.* 12: 283–294. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01028.x>
- UNIVERSITÄT ZÜRICH (Hrsg.) (2023a): Methodenberatung: Wilcoxon-Test. – URL: https://www.methodenberatung.uzh.ch/de/datenanalyse_spss/unterschiede/zentral/wilcoxon.html#3.4_Berechnung_der_Effektst%C3%A4rke [Zugriff am 22.05.2023].
- UNIVERSITÄT ZÜRICH (Hrsg.) (2023b): Methodenberatung: Mann-Whitney-U-Test. – URL: https://www.methodenberatung.uzh.ch/de/datenanalyse_spss/unterschiede/zentral/mann.html [Zugriff am 22.05.2023].
- UNIVERSITÄT ZÜRICH (Hrsg.) (2023c): Methodenberatung: t-Test für unabhängige Stichproben. – URL: https://www.methodenberatung.uzh.ch/de/datenanalyse_spss/unterschiede/zentral/ttestunabh.html [Zugriff: 22.05.2023].
- VAN DER MAAREL, E. (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. – *Vegetatio* 39: 97–114. <https://doi.org/10.1007/BF00052021>
- VEREINTE NATIONEN (2019): Dekade der Vereinten Nationen für die Wiederherstellung der Ökosysteme (2021–2030). – Resolution A/RES/73/284 vom 1. März 2019. – URL: <https://www.un.org/depts/german/gv-73/band3/ar73284.pdf> [Zugriff am 12.04.2023].
- VERGEER, P., RENGELINK, R., COPAL A. & OUBORG, N.J. (2003): The interacting effects of genetic variation, habitat quality and population size on performance of *Succisa pratensis*. – *J. Ecol.* 91: 18–26. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00736.x>
- VERGEER, P., SONDEREN, E. & OUBORG, N.J. (2004): Introduction strategies put to the test: Local adaptation versus heterosis. – *Conserv. Biol.* 18: 812–821. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00562.x>
- VERGEER, P., VAN DEN BERG, L.J.L., ROELOFS, J.G.M. & OUBORG, N.J. (2005): Single-family versus multi-family introductions. – *Plant Biol.* 7: 509–515. <https://doi.org/10.1055/s-2005-865904>
- WOLFF, C., COLLING, G., NAUMANN, S., GLESENER, L. & SCHNEIDER, S. (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>
- ZELNIK, I. & ČARNI, A. (2008): Wet meadows of the alliance *Molinion* and their environmental gradients in Slovenia. – *Biologia* 63: 187–196. <https://doi.org/10.2478/s11756-008-0042-y>
- ZIPPEL, E. & LAUTERBACH, D. (2018): Leitlinien zur Ansiedlung gefährdeter Wildpflanzen – Guidelines for reintroduction of endangered plants: Wildpflanzenschutz Deutschland (WIPs-De). – URL: https://www.wildpflanzenschutz.uni-osnabrueck.de/wp-content/uploads/2019/05/Leitlinien_Ansiedlungen.pdf. [Zugriff am 13.05.2022].

Anhang E1. Eigenschaften der Zielarten. Blütezeit in Monaten; Rote Liste-Status: LC = least concern, VU / V = vulnerable, EN / 3 = endangered, CR / 2 = critically endangered; F = Feuchtezahl, R = Reaktionszahl, N = Stickstoffzahl nach Ellenberg.

Supplement E1. Characteristics of the target species. Duration of flowering in months; Red list status: LC = least concern, VU / V = vulnerable, EN / 2 = endangered, CR / 2 = critically endangered; F = humidity number, R = reaction number, N = nitrogen number as Ellenberg indicator.

Quellen / References: ¹KLOTZ et al. (2002), ²COLLING (2005), ³ELLENBERG & LEUSCHNER (2010), ⁴MÉMORIAL (2010), ⁵LAMBINON & VERLOOVE (2015), ⁶METZING et al. (2018).

Artname ⁵	Familie ⁵	Blütezeit ⁵	Vegetative Vermehrung ¹	Rote Liste-Status Luxemburg ²	Rote Liste-Status Deutschland ⁶	Gesetzlicher Schutzstatus Luxemburg ⁴	F	R	N
<i>Scorzonera humilis</i>	<i>Asteraceae</i>	5 – 6	ausläuferbildend	EN	3		7	5	2
<i>Oenanthe peucedanifolia</i>	<i>Apiaceae</i>	6 – 7	-	CR	2	*	9~	x	3
<i>Stachys officinalis</i>	<i>Lamiaceae</i>	7 – 9	ja	LC	V		x~	x	3
<i>Succisa pratensis</i>	<i>Dipsacaceae</i>	(5)7 – 9	selten	VU	V		7	x	2
<i>Serratula tinctoria</i>	<i>Asteraceae</i>	6 – 9	ja	CR	3	*	x	7	3

Literatur

- COLLING, G. (2005): Red List of the Vascular Plants of Luxembourg. – Ferrantia 42: 1–77.
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas und der Alpen. 6. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1357 pp.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W. (Hrsg.) (2002): BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. – Schriftr. Vegetationskd. 38: 1–334.
- LAMBINON, J. & VERLOOVE, F. (2015): Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines. (*Pteridophytes* et *Spermatophytes*). Sixième édition, deuxième triage, avec corrections (2015). – Editions du Patrimoine du Jardin botanique national de Belgique, Meise: 1195 pp.
- MÉMORIAL (2010): Règlement grand-ducal du 8 janvier 2010 concernant la protection intégrale et partielle de certaines espèces de la flore sauvage. Mémorial A, Recueil de législation du Journal officiel du Grand-Duché de Luxembourg – N° 14 du 1 février 2010: 210–226.
- METZING, D., GARVE, E., MATZKE-HAJEK, G. ... ZIMMERMANN, F. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (*Tracheophyta*) Deutschlands. – In: METZING, D., HOFBAUER, N., LUDWIG, G. & MATZKE-HAJEK, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. – Naturschutz Biol. Vielfalt 70(7): 13–358.

Anhang E2. Flächen- und Plot-Bezeichnung, Gauss-Luxemburg-Koordinaten (GL) der Plots, Geologie, Dauer seit der Pflanzung und Individuendichte der Untersuchungsplots. Sc = *Scorzonera humilis*, O = *Oenanthe peucedanifolia*, St = *Stachys officinalis*, Su = *Succisa pratensis*, Se = *Serratula tinctoria*; A = Ansiedlungsfläche, B = Bestandsfläche; Geologie (SERVICE GEOLOGIQUE 1992): li = unterer Lias, lm = mittlerer Lias, lo = oberer Lias, E1a = Devonischer Schiefer von Stolzemburg, km2s = Schilfsandstein des Keuper, km = Gipskeuper oder Hauptkeuper, ko = Rhät, a = Alluvium der Täler.

Supplement E2. Site and plot designation code, Gauss-Luxemburg-position (GL) of the plots, geological formation, duration since planting and population size in the study plots. Sc = *Scorzonera humilis*, O = *Oenanthe peucedanifolia*, St = *Stachys officinalis*, Su = *Succisa pratensis*, Se = *Serratula tinctoria*; A = introduction plot, B = reference plot; geology (SERVICE GEOLOGIQUE 1992): li = lower Lias, lm = middle Lias, lo = upper Lias, E1a = Stolzemburg slate from Devon, km2s = reed sandstone from Keuper, km = gypsum or main Keuper, ko = Rhaetium, a = alluvium in valleys.

Bezeichnung Nutzungsfläche	Bezeichnung Plot	GL-Koordinaten Links-Wert	GL-Koordinaten Hoch-Wert	Geologie	Dauer seit Pflanzung (Jahre)	Anzahl an Individuen bei Pflanzung	Anzahl Individuen 2022
B360.	Sc-A1	72377	73064	lm	5	45	2
B360.	Sc-A2	72400	73077	lm	5	101	3
D135.	Sc-A3	64038	70429	lo	7	50	8
D145.	Sc-A4	63174	71965	lo	6	16	1
C81.	Sc-A5	60553	76708	lm	7	50	41
M127.	Sc-A6	66563	74223	a	7	50	6
B278.	Sc-B1	72692	73602	lm			154
D135.	Sc-B2	64029	70464	lo			118
D5.	Sc-B3	64151	70657	lo			91
H1.	Sc-B4	74934	117050	E1a			132
M4b	Sc-B5	68432	79094	li			424
M2.	Sc-B6	68345	79000	li			156
B14c.	O-A1	72556	73327	lm	5	96	68
B348.	O-A2	72494	73333	lm	6	35	75
B370.	O-A3	72580	73545	lm	5	99	63
D136.	O-A4	64022	70464	lo	5	100	440
K134.	O-A5	68688	79795	li	6	40	354
K100.	O-A6	68954	79884	li	7	50	798
B52.	O-B1	72632	73530	lm			326
B52.	O-B2	72609	73368	lm			1945
M2.	O-B3	68347	79009	li			1075
D5.	O-B4	64041	70537	lo			131
K134.	O-B5	68651	79786	li			89
M136.	O-B6	68808	79149	li			232
D134.	St-A1	63993	70382	lo	8	30	107
C81.	St-A2	60521	76757	lm	8	50	887
B207.	St-A3	60870	72977	lo	8	50	302
B124.	St-A4	62772	72136	lo	8	50	461
K134.	St-A5	68582	79780	li	8	50	179
S197.	St-A6	63920	69133	lm	8	50	848
D5.	St-B1	64041	70450	lo			1417
B3.	St-B2	69316	91735	km			6751
H1.	St-B3	74830	117009	E1a			8109
K134.	St-B4	68651	79778	li			390
B3.	St-B5	69366	91785	km			1759
M4b	St-B6	68428	79140	li			924
C81.	Su-A1	60498	76768	lm	8	40	121
B207.	Su-A2	60875	72961	lo	9	30	881
K134.	Su-A3	68619	79783	li	8	40	126
K100.	Su-A4	68929	79887	li	7	50	233
M505.	Su-A5	68617	79057	li	7	50	475
S197.	Su-A6	63913	69149	lm	7	49	147
B278.	Su-B1	72693	73585	lm			234
D11d.	Su-B2	64102	70640	lo			1257
B3.	Su-B3	69326	91735	ko			3193
H1.	Su-B4	74896	117027	E1a			6703
K134.	Su-B5	68880	79860	li			508
M4b	Su-B6	68425	79115	li			380
D134.	Se-A1	64062	70418	lo	9	30	10
B347.	Se-A2	72427	73389	lm	7	34	37
B348.	Se-A3	72527	73331	lm	4	82	161
M338.	Se-A4	68351	79068	li	8	12	2
B207.	Se-A5	60924	73008	lo	9	27	11
S197.	Se-A6	63938	69151	lm	8	27	39
B01	Se-B1	94360	89571	km2s			2965
A02	Se-B2	85970	81433	km			281
W03	Se-B3	81745	87399	km			707

Anhang E3. a) Mittlere Reproduktionsraten der Zielarten. n = Anzahl der Wiederansiedlungsplots, \tilde{x} = Median, SE = Standardfehler.

Supplement E3. a) Median reproduction rates of target species. n = number of reintroduction plots, \tilde{x} = median, SE = standard error.

Reproduktionsrate			
Art	n	\tilde{x}	SE
<i>Scorzonera humilis</i>	6	5,4	10,5
<i>Oenanthe peucedanifolia</i>	6	291,4	239,3
<i>Stachys officinalis</i>	6	714,0	258,2
<i>Succisa pratensis</i>	6	357,8	423,5
<i>Serratula tinctoria</i>	6	59,1	22,7

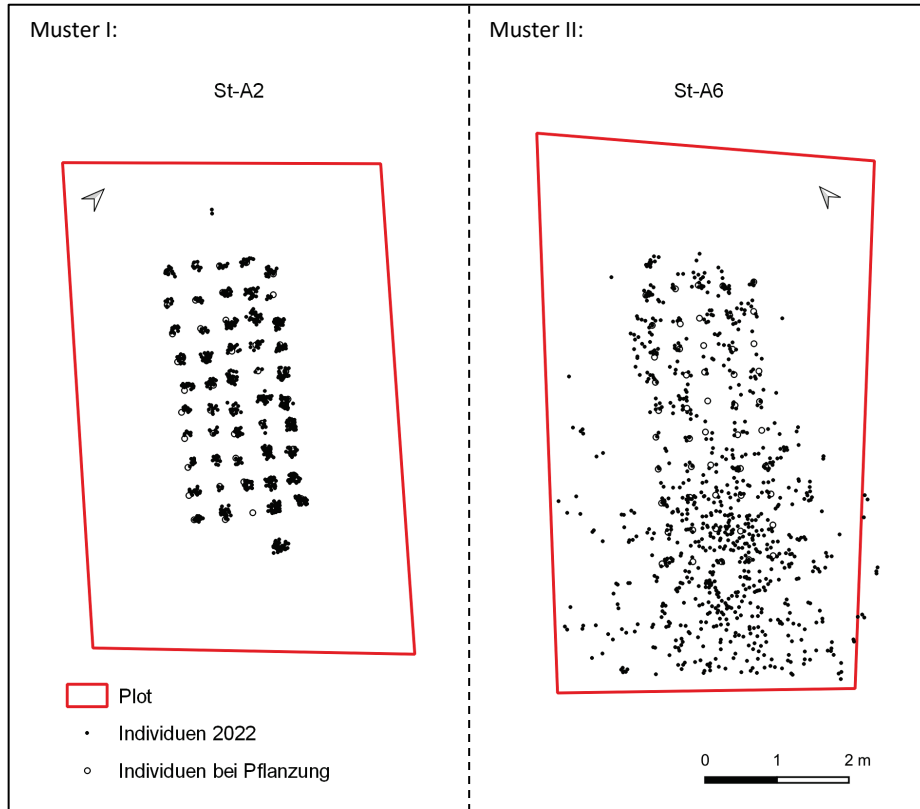
Anhang E3. b) Vergleich der mittleren Reproduktionsraten zwischen den Zielarten mit Hilfe des Wilcoxon-Rangsummen-Tests (p -Werte für paarweise Artenvergleiche).

Supplement E3. b) Comparison of average reproduction rates between the study species using the Wilcoxon rank-sum test (p -values for pairwise species comparisons).

Art	<i>Scorzonera humilis</i>	<i>Oenanthe peucedanifolia</i>	<i>Stachys officinalis</i>	<i>Succisa pratensis</i>
<i>Oenanthe peucedanifolia</i>	0,078			
<i>Stachys officinalis</i>	0,036	0,378		
<i>Succisa pratensis</i>	0,036	0,378	0,378	
<i>Serratula tinctoria</i>	0,153	0,262	0,036	0,036

Anhang E4. Räumliche Verteilungsmuster von Individuen innerhalb von zwei exemplarisch ausgewählten Wiederansiedlungsplots von *Stachys officinalis* (St-A).

Supplement E4. Spatial distribution patterns of plant individuals within two exemplarily selected reintroduction plots of *Stachys officinalis* (St-A).



Anhang E5. Morphologische Merkmale der Zielarten im Vergleich der Ansiedlungs- und Bestandsflächen. Anzahl Plots auf Ansiedlungsflächen $n = 30$, Anzahl Plots auf Bestandsflächen $n = 27$. n = Anzahl der vermessenen Individuen, M = Mittelwert, SE = Standardfehler. Vergleich der Flächentypen mit Welch's-Test: t = t-Wert, df = Freiheitsgrade, p = Irrtumswahrscheinlichkeit; signifikante Werte ($p < 0,05$) sind fett gedruckt.

Supplement E5. Comparison of morphological traits of the study species between introduction and reference sites. Sampling was performed on 30 introduction and 27 reference plots. n = number of measured individuals, M = mean value, SE = standard error. Comparison of the two site types with Welch's test: t = t-value, df = degrees of freedom, p = probability of error; significant values ($p < 0,05$) in bold print.

Scorzonera humilis

Parameter	Ansiedlungsflächen			Bestandsflächen			Mittelwertvergleiche		
	n	M	SE	n	M	SE	t	df	p
Durchmesser Grundblattrosette (cm)	40	18,01	1,07	120	18,95	0,6	-0,76	65,17	0,448
Anzahl Blütenansätze (n)	40	5,33	0,83	120	8,94	0,92	-2,92	130,10	0,004
Anzahl Blütenstängel (n)	40	5,35	0,82	120	8,95	0,92	-2,91	130,67	0,004
Biomasse Rosettenblätter	40	819,9	123,2	120	1926,5	247,0	-4,0	156,1	<0,001

Oenanthe peucedanifolia

Parameter	Ansiedlungsflächen			Bestandsflächen			Mittelwertvergleiche		
	n	M	SE	n	M	SE	t	df	p
Höhe Pflanze (cm)	120	43,14	0,8	120	52,33	1,22	-4,22	209,36	<0,001
Durchmesser Grundblattrosette (cm)	75	7,97	0,45	7	8,29	1,23	-0,24	7,71	0,8191
Anzahl Blütenansätze (n)	120	1,33	0,11	120	1,99	0,17	-3,35	208,49	<0,001
Biomasse Stängelblätter	120	206,4	31,1	120	219,1	21,2	-0,3	210,2	0,735

Stachys officinalis

Parameter	Ansiedlungsflächen			Bestandsflächen			Mittelwertvergleiche		
	n	M	SE	n	M	SE	t	df	p
Höhe Pflanze (cm)	38	34,96	1,37	41	37,9	1,48	-1,05	76,94	0,296
Durchmesser Grundblattrosette (cm)	84	14,03	0,61	80	10,49	0,37	4,93	135,79	<0,001
Anzahl Blütenansätze (n)	120	0,32	0,04	120	0,34	0,04	-0,41	237,91	0,682
Biomasse Rosettenblätter	84	155,13	9,5	80	132,94	8,43	1,75	159,42	0,0825
Biomasse Stängelblätter	38	132,2	12,0	41	89,4	4,9	3,3	49,4	0,002

Succisa pratensis

Parameter	Ansiedlungsflächen			Bestandsflächen			Mittelwertvergleiche		
	n	M	SE	n	M	SE	t	df	p
Durchmesser Grundblattrosette (cm)	120	13,75	0,39	120	13,91	0,36	-0,31	237,22	0,76
Anzahl Blütenansätze (n)	120	1,46	0,24	120	2,7	0,35	-2,91	207,54	0,004
Biomasse Rosettenblätter	120	592,79	27,1	120	599,98	36,85	-0,16	218,61	0,875
Biomasse Stängelblätter	53	523,87	58,9	57	603,28	78,11	-0,81	102,20	0,419

Serratula tinctoria

Parameter	Ansiedlungsflächen			Bestandsflächen			Mittelwertvergleiche		
	N	M	SE	n	M	SE	t	df	p
Höhe Pflanze (cm)	15	51,87	4,73	39	51,64	3,09	0,04	26,76	0,968
Durchmesser Grundblattrosette (cm)	77	12,32	0,56	53	12,81	0,64	-0,58	115,58	0,564
Anzahl Blütenansätze (n)	83	3,04	0,93	60	13,45	2,16	-4,43	80,75	<0,001
Biomasse Rosettenblätter	77	134,0	16,8	53	168,1	16,5	-1,5	124,2	0,15

Anhang E6. Prozentanteil blühender Individuen der Zielarten im Vergleich der Ansiedlungs- und Bestandsflächen. Anzahl Plots auf Ansiedlungsflächen $n = 30$, Anzahl Plots auf Bestandsflächen $n = 27$. n = Anzahl der Plots, \tilde{x} = Median, SE = Standardfehler; signifikante Werte ($p < 0,05$) sind fett gedruckt.

Supplement E6. Comparison of study species proportion of flowering individuals between introduction and reference sites. Sampling was performed on 30 introduction and 27 reference plots. n = number of measured plots, \tilde{x} = median, SE = standard error; significant values ($p < 0,05$) in bold print.

Art	Ansiedlungsflächen			Bestandsflächen			Irrtum p
	n	\tilde{x}	SE	n	\tilde{x}	SE	
<i>Scorzonera humilis</i>	6	33,3	17,16	6	95,2	1,68	0,024
<i>Oenanthe peucedanifolia</i>	6	45,4	7,26	6	65,6	7,01	0,037
<i>Stachys officinalis</i>	6	25,5	6,93	6	37,7	5,08	0,749
<i>Succisa pratensis</i>	6	23,0	10,70	6	32,2	8,59	1
<i>Serratula tinctoria</i>	6	12,6	3,68	3	37,5	2,81	0,020