

Auswirkungen von Biotopverpflanzungen auf verschiedene Lebensraumtypen - Analyse von Verpflanzungsmethoden und Empfehlungen zur Erfolgskontrolle

Susanne Popp-Kohlweiss & Günther Nowotny

Summary

Effects of biotope transplantation on different habitat types

Analysis of transplantation methods and recommendations for monitoring of success

The transplantation of vegetation or entire habitats is considered a possible solution when sites are claimed for other human uses, on the one hand to avoid a total loss and on the other hand to preserve the biotope elsewhere in the best case. As various biotope types are subject to legal habitat protection in the province of Salzburg, this method is also subject to legal examination by nature conservation authorities. In connection with such translocations, essential questions concern the preservation of species diversity, possible changes in species composition and key factors and causes for transplantation success or failure. In the present study, a review of the relevant literature, a survey of expert opinions and a vegetation analysis of two biotopes, a moor-grass fen and a semi-dry grassland, transplanted in the province of Salzburg, were carried out. The results show that as a rule, an entirely successful, loss-free transplantation of a habitat is not possible, which is why in situ conservation should in principle be given priority. If translocation is nevertheless carried out, various effects on the vegetation are to be expected, whereby different groups of plant species either profit from the measures or suffer from them, depending on their ecological requirements and characteristics. Species of value from the point of view of nature conservation are often disadvantaged. For the various biotope types, the chances of success of a transplantation are classified differently from „very good“ to „good“, „moderate“, „rather poor“ or „poor“, habitat types which are valuable for nature conservation and/or protected being predominantly assigned to the latter categories. The primary requirements for a transplantation project include the selection of a method that is as protective as possible, the precise investigation of donor and target areas, whereby a high degree of similarity in the site parameters increases the chances of success, and a follow-up management adapted to the respective biotope type. The success of transplantation should be evaluated on the basis of concrete conservation and development goals formulated for the given habitat, for which long-term monitoring is indispensable. As an example, an analysis of the achievement of objectives is presented for the two biotope translocations performed in the province of Salzburg.

Keywords

habitat translocation, biotope transplantation, biotope types, habitat protection, vegetation, species diversity, species composition, site parameters, transplantation method, biotope management, conservation and development goals, monitoring, Salzburg, Austria

Zusammenfassung

Die Verpflanzung von Vegetation oder ganzer Lebensräume wird bei der Beanspruchung der Standorte für andere menschliche Nutzungszwecke als Lösungsmöglichkeit angesehen, um einerseits einen Totalverlust zu vermeiden und andererseits im Bestfall das Biotop an anderer Stelle zu erhalten. Da im Bundesland Salzburg verschiedene Biotoptypen einem gesetzlichen Lebensraumschutz unterliegen, ist diese Methode auch Gegenstand naturschutzbehördlicher Verfahren. Im Zusammenhang mit derartigen Transplantationen betreffen wesentliche Fragen die Erhaltung der Artenvielfalt, allfällige Veränderungen der Artenzusammensetzung, wesentliche Faktoren und Ursachen für den Verpflanzungserfolg oder -misserfolg. Für die vorliegende Studie wurden eine Auswertung einschlägiger Literatur, eine Befragung von Fachleuten und eine vegetationskundliche Analyse zweier im Bundesland Salzburg verpflanzter Biotope, eines Streuwiesen-Niedermoor-Komplexes und eines Halbtrockenrasens, durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass in der Regel eine in allen Aspekten erfolgreiche, verlustfreie Verpflanzung von Lebensräumen nicht möglich ist, weshalb der in situ-Erhaltung grundsätzlich der Vorrang einzuräumen ist. Wenn dennoch eine Transplantation durchgeführt wird, ist mit diversen Auswirkungen auf die Vegetation zu rechnen, wobei verschiedene Pflanzenarten, die sich in entsprechende Gruppen zusammenfassen lassen, je nach ihren ökologischen Ansprüchen und Eigenschaften zu den Profiteuren oder den Verlierern der Maßnahmen zählen. Häufig sind aus Naturschutzsicht

wertgebende Arten benachteiligt. Auch bei den verschiedenen Biotoptypen werden die Erfolgsaussichten einer Verpflanzung unterschiedlich von „sehr gut“ über „gut“, „mäßig“, „eher schlecht“ bis „schlecht“ eingestuft, wobei naturschutzfachlich wertvolle und/oder geschützte Lebensraumtypen überwiegend den letzteren Kategorien zuzuordnen sind. Zu den primären Anforderungen an Verpflanzungsprojekte zählen die Auswahl einer möglichst schonenden Methode, die genaue Untersuchung von Spender- und Zielfläche, wobei eine große Ähnlichkeit der Standortparameter die Erfolgchancen erhöht, und ein auf den jeweiligen Biotoptyp abgestimmtes Folgemanagement. Der Verpflanzungserfolg sollte anhand von konkret für den jeweiligen Lebensraum formulierten Erhaltungs- und Entwicklungszielen evaluiert werden, wofür ein langfristig konzipiertes Monitoring unerlässlich ist. Beispielhaft wird eine Überprüfung der Zielerreichung für die beiden vorgestellten Biotopverpflanzungen im Bundesland Salzburg vorgenommen.

1. Einleitung

Im Bundesland Salzburg unterliegen bestimmte Lebensräume wie Niedermoore, Hochmoore, Sumpf- und Feuchtwiesen sowie Magerwiesen einem naturschutzgesetzlich verankerten Lebensraumschutz. Das Interesse am Erhalt dieser naturschutzfachlich hochwertigen Lebensräume steht aber fallweise in Konflikt mit anderen, meist (privat-) wirtschaftlichen oder öffentlichen Interessen (z.B. Infrastrukturprojekte). Zur Lösung dieses Interessenskonflikts wurde in den letzten Jahrzehnten immer wieder auch die Verpflanzung der betroffenen Vegetation oder ganzer Lebensräume diskutiert und teilweise angewandt. Dabei stellen sich jedoch einige grundsätzliche Fragen:

- Kann die Artenvielfalt im Zuge solcher Transplantationen erhalten werden und in welchem Ausmaß?
- Welche (unerwünschten) Veränderungen der Artensammensetzung können auftreten?
- Welche Faktoren müssen unbedingt für eine erfolgversprechende Transplantation berücksichtigt werden?
- In welchen Fällen ist ein Verpflanzungserfolg unwahrscheinlich?

Diese Studie präsentiert Ergebnisse von Literatur-Recherchen, eingeholten Fachmeinungen und Untersuchungen an bereits verpflanzten Lebensräumen bzw. Vegetationseinheiten.

1.1 Was bedeutet Biotoptransplantation?

Unter dem Begriff „Biotoptransplantation“ oder „Lebensraumverpflanzung“ wird in dieser Studie das Abheben der Pflanzendecke inklusive durchwurzeltem Oberboden von einer Spenderfläche und die Wiederaufbringung auf einer Empfängerfläche verstanden. Dies kann sowohl durch ein Abziehen von Rasenziegeln bzw. Vegetationssoden als auch durch eine Sodenschüttung, bei der der Oberboden mechanisch zerkleinert und auf einer vorbereiteten Fläche ausgebreitet wird, erfolgen. In manchen Fällen kommt das sogenannte „Saat-Soden-Kombinationsverfahren“ zum Einsatz (WITTMANN & RÜCKER 1995). Dabei werden die abgezogenen Vegetationssoden mosaikartig aufgebracht, die Lücken zwischen den Soden mit geeignetem Bodenmaterial aufgefüllt und mit standortgerechtem Saatgut eingesät. Mit dieser Methode ist es möglich, Empfängerflächen zu bepflanzen, die größer sind als die ursprüngliche Spenderfläche.

In diesem Zusammenhang ist auch der Begriff „Direktumlagerung“ zu erwähnen. Hier findet die Transplantation direkt

an Ort und Stelle, entweder im selben Bereich wie die Abtragung oder unmittelbar angrenzend in Baggerreichweite statt. Auf bereits durch Abtrag vorbereiteten oder neu aufgebauten Böschungen werden die Rasenziegel mit dem Oberboden direkt aufgebracht (ALBERTINI & REGLI 2012).

1.2 Argumente für und wider Lebensraumtransplantationen

Die Durchführung von Lebensraumverpflanzungen wurde bereits in den frühen 1970er Jahren dokumentiert, wobei deren Wirksamkeit bzw. nachhaltiger Erfolg bald angezweifelt wurde. Eine der ersten Publikationen zum Thema Biotoptransplantation verfasste 1980 der Schweizer Ökologe Frank Klötzli. Seine Erkenntnisse zu den Auswirkungen der Verpflanzung auf verschiedene Pflanzengruppen wie Ausläufergräser oder Leguminosen besitzen immer noch Gültigkeit und werden noch an anderer Stelle behandelt. KLÖTZLI (1980) kommt aufgrund seiner Untersuchungen zu dem Schluss, dass sich eine Begründung für die Verpflanzung von Streu- und Moorwiesen nur in Zwangssituationen ergeben könne, wenn Mangelbiotope durch unabwendbare Baumaßnahmen zerstört würden. Zusätzlich weist er auf den enormen Aufwand und die hohen Kosten der Methode hin. KLÖTZLI (1980) nahezu poetisch ausgedrückte Feststellung wurde zu einem oft verwendeten Zitat: *„Darüber hinaus schadet es unseres Erachtens nichts, wenn bekannt wird, wie teuer das Abheben einer „Freske“ der Natur wird, wie viel Aufwand es braucht, um die Freske an stilgerechtem Ort zu restaurieren und wie unmöglich es ist, eine Mona Lisa des Naturschutzes vollumfänglich zu rekonstruieren.“*

Auch in den Folgejahren schlossen sich viele Fachleute seiner kritischen Haltung an. In den 1990er Jahren verzeichneten britische Wissenschaftler mit Besorgnis einen Anstieg an Biotoptransplantationsprojekten, die im Zuge von Bergbauerweiterungen zur Minderung des Eingriffs in die Natur dienen sollten (HUMPHRIES et al. 1995).

Die amerikanische Biologin Diane Fahselt, die sich seit den 1980er Jahren mit Lebensraumverpflanzungen beschäftigt, bedauert, dass es zu Transplantationsversuchen nur wenige Langzeitstudien gibt. Ein zu kurzer Untersuchungszeitraum würde jedoch zu falschen Annahmen führen, da verpflanzte Lebensräume in den ersten Jahren noch stabil erscheinen, sich dann in ihrem Zustand trotzdem gravierend verschlechtern können (FAHSELT 2007). Ein weiteres Problem besteht darin, dass die Bewertungskriterien für Transplantationsver-

suche nicht immer einheitlich sind und Misserfolge vermutlich oft nicht publiziert werden (BERG 1996, HARRIS et al. 1996, KAISER 2001). Erhebliche Zweifel am Sinn von Biotoptransplantationen entstanden aufgrund von dokumentierten Veränderungen in der floristischen Artenzusammensetzung, des Verlusts von naturschutzfachlich bedeutenden Pflanzenarten und des Ersatzes von Pflanzengesellschaften durch Ausprägungen minderer Qualität (HOPKINS 1988, zitiert in HUMPHRIES et al. 1995). Zusätzlich wird die Gefahr gesehen, dass verpflanzte Biotope dem Ökosystem, in das sie verpflanzt wurden, und auch der weiteren Umgebung Schaden zufügen können (BERG 1996, HIGGS 2003). Mehrere Autoren sind sich darin einig, dass die Verbringung von Pflanzen bzw. Lebensräumen gegenüber der Lebensraumerhaltung in situ als weniger effektiv betrachtet werden muss. Ökosysteme seien zu komplex, um reproduziert oder willkürlich verschoben zu werden (ALLEN 1994, DRAYTON & PRIMACK 2000, HIGGS 2003, LOFFLIN & KEPHART 2005). FAHSELT (2007) warnt auch davor, Lebensraumverpflanzungen als Lebensraumerhalt zu betrachten. Vielmehr handelt es sich um eine Verminderung des Lebensraumverlusts, wobei auch diese Verminderung nicht garantiert werden kann.

Einige Autoren vertreten auch die Ansicht, dass sich die Wiederherstellung bzw. Verpflanzung von Lebensräumen noch im Experimentierstadium befindet und wenig Aussicht auf Erfolg gegeben ist (ALLEN 1994). Trotz Weiterentwicklungen bei den Verpflanzungstechniken hat sich die Effektivität von Transplantationen kaum verbessert (FAHSELT 2007). Transplantationsversuche wurden von DAVY (2002) als gut informiertes Rätselraten („informed guesswork“) und von BERG (1996) als unintelligentes Herumflicken („unintelligent tinkering“) bezeichnet.

RUHLAND & SCHWANCK (1992) führen an, dass das Konzept der Biotopverpflanzung eine den Naturschutz-Bestrebungen entgegen gerichtete Wirkung entfaltet, weil potenziell ökologisch orientierte Kräfte (Forschungsinstitutionen, planende und ausführende Büros und Betriebe) wegen der interessanten Aufträge in diesem Bereich dazu neigen, wesentliche Zielkriterien außer Acht zu lassen. Personelle und finanzielle Kapazitäten werden dabei für den reparierenden und nicht für den konservierenden Naturschutz gebunden.

In manchen Fällen besteht gegen die Zerstörung eines ökologisch hochwertigen Lebensraumes jedoch rechtlich bzw. naturschutzpolitisch keine oder nur geringe Handhabe. Im Bundesland Salzburg ist dies zum Beispiel der Fall, wenn ein Biotop keinen Schutzstatus nach dem Salzburger Naturschutzgesetz 1999 (vgl. LOOS 2005) aufweist (wie z.B. Trockenrasen oder Feuchtwiesen unter 2000 m² Flächengröße) oder wenn ein anderes, nachweislich unmittelbar besonders wichtiges öffentliches Interesse das Interesse am Erhalt eines geschützten Lebensraumes wesentlich überwiegt.

Während bei vielen Verpflanzungen in erster Linie der betroffene Lebensraum durch die Translokation vor der Zerstörung bewahrt werden soll, erweiterte Box (2003) in seiner Definition der „habitat translocation“ den Zweck des Verpflanzungsver-

fahrens. Er sieht darin auch die Möglichkeit, die Biodiversität in gestörten, degradierten oder neu geschaffenen Lebensräumen (wieder-)herzustellen oder zumindest zu erhöhen.

Einige Fachleute vertreten die Meinung, dass mit hohem finanziellen und zeitlichen Aufwand Vegetationsverpflanzungen möglich sind, bei denen die Populationen gefährdeter Arten erhalten werden können (BRUELHEIDE & FLINTROP 2000). WOLF (2013) stuft eine Umsiedlung von Moorpflanzen als nützliche Maßnahme ein, wenn deren Lebensraum bereits existenzbedrohend geschädigt wurde und keine Aussicht auf einen langfristigen Erhalt an ihrem natürlichen Standort besteht. BEJVL (2010) stellte zudem fest, dass bei der Erhaltung von Magerrasen-Orchideen die Methode der Sodenverpflanzung gegenüber einer Verpflanzung einzelner Individuen wirksamer ist.

Auch weitere Projekte wurden in Teilaspekten als positiv evaluiert. Trotz festgestellter Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung bei einem durch Direktumlagerung verpflanzten alpinen Flachmoor sahen die durchführenden Ingenieurbiologen in der Methode ein gutes Schutzinstrument, da aufgrund einer bestehenden Baubewilligung die Biotopflächen andernfalls vollständig verloren gegangen wären. Direktumlagerungen von Vegetationssoden besitzen im Vergleich zu anderen Begrünungsmethoden wie Ansaaten oder bei Spontanbegrünung den Vorteil, dass der Eingriff viel rascher nicht mehr sichtbar ist (ALBERTINI & REGLI 2012).

Anzumerken ist zudem, dass die Verpflanzung von Vegetationssoden nicht immer nur dafür eingesetzt wird, um einen bestehenden, hochwertigen Lebensraum zu erhalten, sondern auch um beeinträchtigte Bereiche wie mit Schubraupen hergestellte, geplante Schipistenflächen, ehemalige Baustelleneinrichtungen und temporäre Fahrwege zu renaturieren. Für derartige „kosmetische“ Vorhaben sollten jedoch keine Vegetationssoden aus geschützten Lebensräumen verwendet werden.

Vor allem in Hochlagen hat sich eine Begrünung mittels Ansaat aufgrund der mangelnden Verfügbarkeit von Hochlagen-Saatgut und der extremen klimatischen und ökologischen Bedingungen bis in die 1990er Jahre als schwer durchführbar erwiesen. Schipisten präsentierten sich oft jahrelang als großflächige vegetationslose Landschaftswunden. Mittlerweile haben sich die technischen Möglichkeiten verbessert und auch in Höhenlagen von über 2500 m können Flächen mittels der Saat-Soden-Kombinationstechnik (vgl. WITTMANN & RÜCKER 1995) erfolgreich wiederbegrünt werden und dauerhafte Wiesenbiozönosen hergestellt werden. Vor allem nährstoffreiche, anthropogen nicht bzw. mäßig beeinflusste Pflanzengesellschaften wie Weiderasen unterschiedlichsten Typs, Hochstaudenfluren oder Grünerleengebüsche sind dafür besonders geeignet (WITTMANN & RÜCKER 2012).

Bei der Herstellung von artenreichen Wiesenbiozönosen der Tieflagen hat sich die Verwendung von Vegetationssoden gegenüber Heumulchsaat, Ansaat oder natürlicher Besiedelung durch Sukzession ebenfalls als am effektivsten, aber auch am

weitaus teuersten erwiesen. Aus Kostengründen werden daher die Verwendung von Heumulchsaat und die Wiederbesiedlung durch natürliche Einwanderung empfohlen, wenn angrenzend geeignete Flächen zur Verfügung stehen (SENGL et al. 2017). Außerdem darf nicht außer Acht gelassen werden, dass der Vorteil, den die Sodenverpflanzung zu Restaurationszwecken mit sich bringt, dazu führt, dass ein allenfalls am Zielort bestehender Wiesen-Lebensraum – auch wenn er keinem gesetzlichen Lebensraumschutz unterliegt – verkleinert beziehungsweise entfernt wird.

Es wäre engstirnig, sich im angewandten Naturschutz nicht eingehend mit Lebensraumverpflanzungen zu beschäftigen. Einerseits besteht bei mangelnden naturschutzfachlichen Untersuchungen und Grundlagen die Gefahr, die Methode als einfachen Ausweg aus Interessenskonflikten anzusehen und leichtfertig anzuwenden. Andererseits kann aus den bereits genannten Gründen nicht immer eine Zerstörung eines Lebensraumes verhindert werden. In diesen Fällen ist es wichtig, sich der möglichen Konsequenzen und des anfallenden Aufwands einer Biotopverpflanzung bewusst zu sein, gut vorbereitet an das Projekt heranzugehen oder vorausschauend eine alternative Lösung zu suchen.

1.3 Fragestellungen

Diese Studie setzt sich mit vier zentralen Fragen zum Thema Lebensraumverpflanzung auseinander.

(1) Welche generellen Auswirkungen auf die Vegetation sind bei einer Lebensraumverpflanzung zu erwarten?

Allgemein gültige Aussagen über die Konsequenzen von Verpflanzungsmethoden und die Analyse der Ursachen erleichtern Prognosen bezüglich der möglichen Entwicklung eines verpflanzten Lebensraumes und damit der Erfolgsaussichten der Transplantation. Weiters können auch Auswirkungen auf jene Lebensräume eingeschätzt werden, die bei der zweiten Frage nicht behandelt werden.

(2) Welche Lebensraumtypen lassen sich mit höheren, welche mit geringeren Erfolgsaussichten verpflanzen?

Allein für die selektive Biotopkartierung im Bundesland Salzburg werden nach den Biotoptypen-Steckbriefen (NOWOTNY et al. 2022b) über 300 verschiedene naturschutzfachlich relevante Lebensraum(sub)typen erfasst. In Mitteleuropa kommt noch eine Vielzahl weiterer Lebensraumtypen hinzu. Eine umfassende Bearbeitung würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen. Deshalb werden hier die spezifischen Typen in Sammelbegriffen wie „Niedermoore“ oder „Magerweiden und -wiesen der Hochlagen“ zusammengefasst. Der Schwerpunkt liegt auf Lebensräumen, die von höherer naturschutzfachlicher Bedeutung und daher mit größerer Wahrscheinlichkeit Gegenstand einer Verpflanzung sind.

(3) Worauf muss bei einer Verpflanzung geachtet werden, um eine größtmögliche Schonung bzw. Erhaltung der Vegetation sowie einen maximalen Verpflanzungserfolg zu erzielen?

Für die Durchführung einer Verpflanzung sind sowohl zeitliche, räumliche, technische als auch ökologische (in Bezug auf den Standort) Parameter zu berücksichtigen. Die Wahl der optimalen Methode kann je nach dem zu verpflanzenden Lebensraumtyp variieren.

(4) Anhand welcher Kriterien kann man einen Verpflanzungserfolg feststellen?

Diese Fragestellung drängte sich im Zuge der Recherche auf, da bei den untersuchten Fallbeispielen teilweise unterschiedliche Kriterien und auch Methoden zur Evaluation herangezogen wurden. Daraus resultierten auch unterschiedliche, nicht immer objektive Schlussfolgerungen über Lebensraumverpflanzungen.

2. Methoden

2.1 Allgemein

Um einen Überblick über verschiedene Fachmeinungen und Erfahrungen sowie die Methodik und Ergebnisse diverser durchgeführter Verpflanzungsprojekte zu erhalten, wurden Literaturrecherchen durchgeführt und diverse Experten um Fachliteratur und Bauaufsichtsprotokolle gebeten. Generelle Aussagen sollten mit Beispielen be- bzw. widerlegt werden können. Zusätzlich wurden Untersuchungen an bereits verpflanzten Lebensräumen in Österreich mit Schwerpunkt im Bundesland Salzburg durchgeführt, um auch aus eigener Anschauung die Rechercheergebnisse überprüfen zu können. Weiters wurde ein Fragebogen an 67 verschiedene Behördenstellen, Planungsbüros und Vegetationsökologen in Österreich, Deutschland und der Schweiz versandt. Etwa die Hälfte der kontaktierten Fachleute reagierte auf die Anfrage, davon verfügten 21 Personen über ausreichende einschlägige Kenntnisse und Erfahrungen für eine seriöse und auswertbare Bearbeitung des Fragebogens. Die Umfrage enthielt Fragen hinsichtlich der Art und Dauer des Monitorings begleiteter Verpflanzungsprojekte, Einschätzungen der Verpflanzbarkeit von seltenen und gefährdeten Pflanzarten, eine Bewertung von Verpflanzungsmaßnahmen und Standortparameterkonstanten sowie eine Einschätzung der Verpflanzbarkeit von verschiedenen, zu Gruppen zusammengefassten Lebensräumen. Die Auswertung und graphische Darstellung der Umfrageergebnisse erfolgten mit dem Programm Microsoft Excel.

Die Nomenklatur der verwendeten wissenschaftlichen und deutschen Pflanzennamen folgt FISCHER et al. (2008).

2.2 Durchführung und Evaluierung von Lebensraumverpflanzungen im Bundesland Salzburg

Ergänzend zu den Literaturrecherchen und zur Umfrage wurden bereits verpflanzte Lebensräume in natura untersucht, um gängige Theorien zu überprüfen und um Vorschläge für die Verpflanzungsevaluation auszuarbeiten.

Die Auswahl verpflanzter Lebensräume in Salzburg erfolgte im Wesentlichen nach dem Kriterium, ob Vegetationsdaten

zum Zustand vor der Biotopverpflanzung verfügbar waren. Untersucht wurden ein Streuwiesen-Niedermoor-Komplex und ein Halbtrockenrasen.

2.2.1 Streuwiesen-Niedermoor-Komplex aus der Gemeinde Hof bei Salzburg, verpflanzt in das Naturschutzgebiet (NSG) Fuschlseemoor, Gemeinde Thalgau

1993 wurde die Vegetation des Biotopkomplexes erstmals im Zuge der Salzburger Biotopkartierung als „Streuwiese am W Ortsrand von Hof“ mit der Biotopnummer 56602 0047 erfasst und folgendermaßen beschrieben: „Die Wiese wird bewirtschaftet, zeigt aber geringfügigen Gehölzanflug. Zahlreiche Orchideen. Am O-Rand mit ansteigendem Hanggelände Übergang in Fettwiesenvegetation.“ Aufgrund der Vegetationsaufnahme in den Biotopdaten und einem Gutachten aus dem Jahr 2012 (NOWOTNY 2012) liegt jedoch nahe, dass es sich beim Biotop um einen engverzahnten Komplex aus Streuwiesen- und Niedermooranteilen mit sowohl Basen- als auch Säurezeigern handelte.

Am ursprünglichen Standort lag das Biotop in einem nordexponierten Unterhangbereich und war im Osten zangenförmig von bebautem Bauland umschlossen und im Westen von Intensivgrünland begrenzt. Die Erweiterung des Siedlungsbereichs auf die Biotopfläche war auch die Ursache für die Verpflanzung. Aufgrund austretender Hangwässer konnte sich über einer stauenden Schicht (vermutlich Lehm oder Seeton) Niedermoorortf bilden. Die geplante Bebauung hätte auch die Hydrologie des Standorts verändert. Die Vegetationsaufnahme und die Artenliste wiesen die Vegetation als von Kleinseggen dominiertes Kalk-Niedermoor aus. Die Streuwiesennutzung mit der traditionellen Herbstmahd förderte insbesondere auch das Klein-Pfeifengras (*Molinia caerulea*). Der Artenreichtum der Fläche wurde durch die in den Biotopdaten angeführten 73 Gefäßpflanzenarten dokumentiert. Darunter fanden sich auch elf naturschutzfachlich besonders wertvolle Arten, wobei die Floh-Segge (*Carex pulicaris*), die Niedrig-Schwarzwur (*Scorzonera humilis*), und das Alant-Aschenkraut (*Tephrosia helenitis*) in der Roten Liste Salzburg (WITTMANN et al. 1996) mit „2 – stark gefährdet“ geführt werden. Die fünf Orchideenarten Flecken-Fingerwurz (*Dactylorhiza maculata*), Breitblatt-Fingerwurz (*Dactylorhiza majalis*), Mücken-Händelwurz (*Gymnadenia conopsea*), Groß-Zweiblatt (*Listera ovata*) und Weiß-Waldhyazinthe (*Platanthera bifolia*) sind im Bundesland vollkommen geschützt (siehe Befund und Gutachten von NOWOTNY 2012).

Die Zielfläche liegt im Südwesten des Naturschutzgebiets (NSG) Fuschlseemoor. Es handelte sich um eine ehemalige Streifenpflugaufforstung mit Fichten auf Torfuntergrund. Die Fichten waren im Vorfeld samt Wurzelwerk entfernt worden. Die Transplantation erfolgte im Winter 2013/2014 durch das Abheben von Vegetations soden in einer durchschnittlichen Tiefe von 30-40 cm mit einer Baggerschaufel ohne Zinken. Die Wasen (Soden) wurden ohne Zwischenlagerung per LKW zur Zielfläche transportiert. Da die Zielfläche größer als die Transplantationsfläche war (5.485 m² im Gegensatz zu 2.100 m²) konnten die abgetragenen Wiesenstücke nicht

völlig deckend aufgebracht werden. Erdmaterial, das beim Transport auf dem LKW liegen blieb, wurde zum Auffüllen von Lücken verwendet. Anschließend wurde die Fläche mit dem Bagger möglichst eben gestaltet.

1993 war das Biotop im Zuge der erstmaligen Durchführung der Salzburger Biotopkartierung am Ausgangsstandort erhoben worden. Anfang Juli 2014 wurde der bereits verpflanzte Streuwiesen-Niedermoor-Komplex erneut im Zuge der Revision der Biotopkartierung nach den amtlichen Vorgaben kartiert (NOWOTNY et al. 2022a). Hierfür wurde in einem zentralen Bereich auf einer Aufnahme fläche von 5 m x 5 m die vorkommende Vegetation nach Braun-Blanquet erhoben. Zusätzlich wurde eine Gesamt-Artenliste angefertigt, verschiedene Standortparameter erhoben, das Biotop verbal beschrieben und Fotos aufgenommen. Im Juli 2018 wurde das Biotop erneut aufgesucht. Aufgrund der relativ großen Fläche und um die Heterogenität der Vegetationszusammensetzung abzubilden, wurden insgesamt vier verschiedene Vegetationsaufnahmen durchgeführt, wobei Aufnahme 2018-3 (siehe Tab. 8) mit einer gewissen Unschärfe im selben Bereich erstellt wurde wie die einzelne Vegetationsaufnahme bei der Revisionskartierung im Jahr 2014.

2.2.2 Halbtrockenrasen aus Puch, verpflanzt in den botanischen Garten der Universität Salzburg

Der Magerrasen aus Puch bei Hallein befand sich auf einer südexponierten, ca. 20° geneigten Fläche auf 560 m Seehöhe am Rand eines Steinbruchs für lagenförmige Oberalmer Kalke. Der Bodentyp des Untersuchungsgebiets wurde als entkalkte Felsbraunerde auf kalkhaltigem Gestein angesprochen. Es dominierten vor allem der Arznei-Quendel (*Thymus pulegioides* ssp. *pulegioides*) und die Zypressen-Wolfsmilch (*Euphorbia cyparissias*). Die Gesamtdeckung betrug nur ca. 70%. Das Vorkommen der Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*) lässt vermuten, dass der Halbtrockenrasen nicht mehr landwirtschaftlich genutzt wurde. Als Besonderheit kann noch das nach der Roten Liste Salzburgs (WITTMANN et al. 1996) gefährdete Pyramiden-Schillergras (*Koeleria pyramidata*) angeführt werden (LEITNER 2011).

Die Empfängerfläche liegt im botanischen Garten der Universität Salzburg auf 440 m Seehöhe. Das Gelände ist im Gegensatz zur Spenderfläche nicht geneigt, sondern es handelt sich um eine ebene bis leicht kuppenförmige Fläche. Sie wird von einem gemulchtem bzw. sandigem Gehweg umschlossen. Der Lebensraum ist 25-30 m² groß. Der botanische Garten befindet sich im Süden der Stadt Salzburg in unmittelbarer Nähe zu verkehrsreichen Straßen.

Aufgrund einer Steinbruchverbreiterung auf die Lebensraumfläche wurden 30 m² des Magerrasens mittels Sodenverpflanzung im Oktober 2008 in den Botanischen Garten der Universität Salzburg transplantiert. Das Experiment wurde im Zuge einer Diplomarbeit wissenschaftlich begleitet und dokumentiert (LEITNER 2011). Es wurden 0,25 m² große Rasenstücke einschließlich des durchwurzelten Bodenhorizonts mit dem Spaten ausgestochen. Der Oberboden des Zielorts wurde bis zum alluvialen C-Horizont

(Kies der postglazialen Schotterterrasse) abgetragen und über einer Grunddrainage Zwischenbodenmaterial aufgeschüttet. Zwischen den Einzelsoden erfolgte eine Verfüllung mit Zwischenbodenmaterial, sodass ca. 50% der Fläche mit Soden bedeckt waren.

Die nachfolgende Pflege umfasste eine Mahd im Juli oder August. Das Mähgut wurde jedes Mal einen Tag zum Aus-samen liegengelassen. Im Jahr 2016 wurde das Biotop zweimal gemäht. Unerwünschte Arten wie *Rumex acetosa*, *Erigeron annuus* und *Taraxacum officinale* werden gejätet. Zusätzlich erfolgten Ansaubungen – z.B. auf Maulwurfshügeln – mit Glockenblumen und Margeriten, allerdings ohne Erfolg (Auskunft von Dr. Stephanie Socher, Botanischer Garten der Universität Salzburg).

Die vegetationskundlichen Untersuchungen wurden im Zuge einer Diplomarbeit sowohl 2008 vor der Übertragung als auch im Folgejahr nach der Transplantation einmal monatlich von April bis September 2009 in Form einer Vegetationsaufnahme nach Braun-Blanquet auf 25 m² sowie einer zusätzlichen Gesamtartenliste durchgeführt (LEITNER 2011). Eine weitere Untersuchung mit derselben Methodik erfolgte zehn Jahre später im Mai 2018 durch die Erstautorin.

2.2.3 Bearbeitung der Vegetationsdaten

Bei allen Vegetationsaufnahmen einschließlich jener aus externen Datenquellen, deren Deckungswerte mittels Braun-Blanquet-Skala festgelegt waren, wurden diese Deckungswerte in mittlere Prozentwerte nach VAN DER MAAREL (1979) umgerechnet (Tab. 1). Für die Auswertung nach pflanzensoziologisch gefassten Artengruppen wurden alle vorkommenden Arten in Anlehnung an ELLENBERG et al. (1982) pflanzensoziologischen Gruppen zugeordnet (Tab. 2). Diese Vorgehensweise orientierte sich stark an der Methodik von MÜLLER (2002) und WITTMANN & MÜLLER (2013). Anhand dieser Zuweisungen konnten auch zur Veranschaulichung der Artenzahl-Entwicklungen die biototypischen Arten identifiziert werden. Um die von KLÖTZLI (1980) beobachteten Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung innerhalb bestimmter ökologischer Gruppen bzw. Wuchsformen zu überprüfen, wurden alle erhobenen Pflanzenarten nach Möglichkeit den angeführten ökologischen Gruppen zugeordnet (siehe Tab. 3) und deren Deckungsentwicklung im Laufe der beobachteten Zeiträume graphisch dargestellt.

Zur Untersuchung der Auswirkungen auf Nährstoff- und Magerkeitszeiger sowie lichtliebende Arten wurden die ökologischen Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas (ELLENBERG et al. 1982) bzw. deren für Österreich angepasste Werte (ENGLISH et al. 1991, KARRER 1992, KARRER & KILIAN 1990, PICHLER & KARRER 1991) verwendet. Pflanzenarten mit einer Stickstoffzahl von 1 – 3 wurden den Magerzeigern, mit einer Stickstoffzahl von 7 – 9 den Nährstoffzeigern und mit einer Lichtzahl von 8 – 9 den lichtliebenden Arten zugeteilt.

Tab. 1. Transformation der Abundanz-Dominanz-Skala nach Braun-Blanquet in mittlere Prozentwerte modifiziert nach VAN DER MAAREL (1979).

Braun-Blanquet-Skalenwert	Mittlere Prozentwerte
r	0,02
+	0,1
1	2,5
2m	5
2a	8,75
2b	18,75
2	13,75
3	37,5
4	62,5
5	87,5

Tab. 2. Abkürzungen für pflanzensoziologische Artengruppen nach ELLENBERG et al. (1982).

Kürzel	Artengruppe
F	Fettwiesen (gedüngte Fettwiesen): Arrhenatherion-Arten
FW	Feuchtwiesen: Molinieatalia-Arten
HF	„Halbfeuchte“ Pfeifengraswiesen: Molinion-Arten
HT	„Halbtrockenrasen“: Xero- und Mesobromion-Arten
M	Magerrasen: Molinio-Arrhenatherion-Arten
NM	Niedermoor-Arten
R	Ruderalvegetation: Artemisietea-, Chenopodietea-Arten
S	Sonstige und Indifferente
WA	Arten der Auwälder
WL	Arten der Laubwälder
WS	Arten der wärmeliebenden Säume und Lichtungen

Tab.3. Abkürzungen der Kategorien ökologischer Gruppen bzw. Wuchsformen. Die Nomenklatur orientiert sich an den verwendeten Kategorien bei KLÖTZLI (1980).

Kürzel	Ökologische Gruppe/Wuchsform
G	Gehölze
HS	Hochstauden
HAB	große Horstgräser, Ausläufergräser und Binsen
HNR	kleinere Horstgräser, niedrigwüchsige und rosettenbildende Arten
LE	Leguminosen
N	Nährstoffzeiger
M	Magerzeiger
P	Pionierarten
SE	Seggen

Die Berechnung der Diversität wurde mithilfe des Shannon-Index (MAGURRAN 2004) vorgenommen:

$$H' = - \sum p_i \cdot \ln p_i$$
$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

N = Gesamtmenge der Arten
 n_i = Anteil einer Art an N

Dafür wurden nur die Artenzahlen und Deckungsanteile innerhalb einer Vegetationsaufnahme herangezogen.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Welche generellen Auswirkungen auf die Vegetation sind bei einer Lebensraumverpflanzung zu erwarten?

Der Schweizer Ökologe Klötzli beschäftigte sich eingehend mit den Effekten von Lebensraumverpflanzungen, insbesondere von Streu- und Moorböden sowie Halbtrockenrasen. Seine Analyse verschiedener verpflanzter Lebensräume im Zeitraum von 1971 bis 1980 ergab fast gesetzmäßige mittel- bis längerfristige Veränderungen bei folgenden Aspekten, die im Anschluss einzeln diskutiert werden (KLÖTZLI 1980):

- Zunahme von größeren Horstgräsern und Einwanderung von Ausläufergräsern und Binsen
- Teilweise Zunahme von Hochstauden (inkl. höherwüchsiger Labkräuter)
- Abnahme von kleineren Horstgräsern und z.T. Verschwinden von niederwüchsigen oder rosettenbildenden Arten
- Leguminosen und Seggen bleiben ziemlich konstant oder nehmen zu
- Zunahme von Nährstoff- und Störungszeigern
- Zunahme von Pionierarten roher Lehmböden
- Zunahme von Nässezeigern auf lokal etwas nasseren Standorten
- Abnahme von lichtliebenden Arten und Magerkeitszeigern
- Wegen stärkerer Wurzelverluste oder Abschürfen der Rhizome verschwinden gewisse Arten aus den Familien Orchidaceae, Apiaceae und Equisetaceae oder zeigen lange, meist reversible Schwächezeiten.

KLÖTZLI (1980) stellte auch fest, dass jede verpflanzte Vegetation nach der Transplantation einen „Verpflanzungsschock“ erfährt, der eine Artenverschiebung zur Folge hat und hauptsächlich auf wesentliche Störungen beim Verpflanzungsvorgang zurückzuführen ist. Bei diesen Störungen handelt es sich um Veränderungen im Oberboden und den Verlust von Unterboden, der eine zu tiefe Lage der Soden bedingt. Weitere Veränderungen sind vor allem entlang von Rissen bzw. Rändern der Soden bemerkbar, da hier die Durch-

lüftung und somit die Mineralisierung organischer Stoffe am stärksten erfolgt. Wenn in der Folge vermehrt Hochstauden aufkommen, tritt durch die zunehmende Beschattung der darunterliegenden Krautschicht eine positive Rückkopplung auf, da Beschattung ebenfalls zu einer stärkeren Mineralisierung führt. Daraus resultieren generell eine erhöhte Produktion auf den verpflanzten Flächen sowie ein Rückgang eher lichtliebender Arten. Derartige Veränderungen werden auch auf brachfallendem Grünland beobachtet. Über einen entsprechenden Zeitraum betrachtet durchlaufen verpflanzte Lebensräume eine Labilphase von fünf bis acht Jahren Dauer, die von einer Rekonstitutionsphase abgelöst wird (KLÖTZLI 1980). Die Dauer dieser Rekonstitutionsphase kann mitunter mehr als 30 Jahre betragen (WITTMANN & MÜLLER 2013).

Es können auch Veränderungen auftreten, die nicht direkt auf den Verpflanzungsvorgang zurückzuführen sind, sondern auf andere Standortparameter auf der Empfängerfläche. In diesen Fällen ist nicht damit zu rechnen, dass sich die Veränderungen nach Durchlaufen einer Rekonstitutionsphase wieder zurückbilden. Dieser Aspekt wird noch eingehend im Kapitel 3.3 behandelt.

PYWELL et al. (2003) untersuchten, welche physiologischen und morphologischen Eigenschaften von Pflanzen wichtige Voraussetzungen für eine erfolgreiche Etablierung an neuen Standorten darstellen. Es wurde festgestellt, dass Pflanzenarten mit einer hohen Keimrate der Samen, einer Herbst-Keimfähigkeit, einer Anpassung an Ruderalstandorte, einer starken Konkurrenzkraft, der Fähigkeit zu vegetativem Wachstum bzw. vegetativer Vermehrung, einer reichlichen Produktion von Samen und deren mehrjähriger Überdauerung in der Samenbank im Boden sowie Arten, bei denen es sich um Generalisten in nährstoffreichen Habitaten handelt, sich in verpflanzten Lebensräumen gut etablieren können. Im Gegensatz dazu sind mehrjährige Arten der Magerstandorte mit langsamen Wachstums- und Reproduktionsraten, später Fruchtbildung und hoher Lebensraum-Spezialisierung in verpflanzten Lebensräumen weniger erfolgreich. Insgesamt bestätigten sich folgende vier Hypothesen: Pflanzen müssen (1) Lücken gut besiedeln können, (2) konkurrenzstark sein, (3) sich vegetativ vermehren können und (4) Generalisten in nährstoffreichen Habitaten sein, um sich in verpflanzten Lebensräumen nachhaltig ansiedeln und auch auf Dauer durchsetzen zu können.

In den folgenden Unterkapiteln werden die von KLÖTZLI (1980) festgestellten Veränderungen der Vegetationszusammensetzung nach Lebensraumverpflanzungen einzeln diskutiert und mit Ergebnissen eigener im Bundesland Salzburg durchgeführter Fallstudien verglichen.

3.1.1 Zunahme von größeren Horstgräsern und Einwanderung von Ausläufergräsern und Binsen („HAB“)

Wegen der Bezugnahme auf KLÖTZLIS (1980) Feststellungen wird der Terminus „Binsen“ für die Familie der Juncaceae übernommen, wenngleich in Österreich die Bezeichnung „Simsen“ üblicher ist (FISCHER et al. 2008).

Auswertungen der Deckungsentwicklung der Gruppe „Horst- und Ausläufergräser sowie Binsen“ bei einem verpflanzten Streuwiesen-Niedermoor-Komplex im Fuschlseemoor im Salzburger Flachgau bestätigen diese von KLÖTZLI (1980) beobachtete Veränderung in verpflanzten Lebensräumen. Die prozentuale Deckung dieser Gruppe hatte sich innerhalb von fünf Vegetationsperioden beinahe verdreifacht (Abb. 1). Auch beim verpflanzten Halbtrockenrasen im Botanischen Garten Salzburg hatte sich die HAB-Gruppe innerhalb von zehn Jahren mehr als verdoppelt. Dieser Effekt wurde unter anderem auch bei einem verpflanzten Hochlagen-Flachmoor in Graubünden dokumentiert (ALBERTINI & REGLI 2012). Gräser scheinen generell sogar einen Vorteil gegenüber den ebenfalls in verpflanzten Lebensräumen vermehrt auftretenden Hochstauden zu besitzen, was daran liegt, dass Arten mit der Fähigkeit, sich vegetativ auszubreiten bzw. zu vermehren, häufig im Vorteil gegenüber Pflanzen sind, die sich nur über sexuelle Samenproduktion vermehren (PYWELL et al. 2003). Vor allem wenn bei der Verpflanzung auf der Empfängerfläche zwischen den Vegetationsnischen Zwischenräume (z.B. zur Biotopvergrößerung) verbleiben, genießen die sich vegetativ vermehrenden Arten in der ersten Vegetationsperiode den nicht zu unterschätzenden zeitlichen Vorteil, dass sie nicht erst zur Samenreife gelangen müssen, um die offenen Bereiche besiedeln zu können.

3.1.2 Zunahme von Hochstauden (inkl. höherwüchsiger Labkräuter, „HS“)

Wie rasch Hochstauden in verpflanzten Lebensräumen aufkommen können, war beim verpflanzten und ursprünglich Hochstauden-freien Streuwiesen-Niedermoor-Komplex im Fuschlseemoor zu beobachten, wo bereits in der Vegetationsperiode nach der Verpflanzung die Deckung der Hochstauden beinahe 15% betrug. Unter diesen dominierten vor allem *Cirsium palustre*, *C. oleraceum*, *Mentha longifolia*, *Galium album* und *Chaerophyllum hirsutum* (siehe Abb. 1 und Tab. 8). Wie bereits erwähnt wurde, fördert auch die vermehrte Verfügbarkeit von Nährstoffen in Folge der Nährstoffmobilisierung Vertreter dieser Gruppe.

Ähnliche Effekte waren auch beim verpflanzten Halbtrockenrasen im Botanischen Garten Salzburg zu beobachten, wenngleich hier nur das höherwüchsige Labkraut *Galium album* aufkam, dessen Deckung aber relativ gering blieb (Braun-Blanquet-Skalenwert 1, siehe Abb. 2). Eine erfolgreiche Ansiedelung ist offensichtlich nicht allen hochwüchsigen Arten gemein, sondern – unabhängig von den Standortbedingungen – nur jenen Arten, die eine hohe Keimrate der Samen, Herbst-Keimfähigkeit und eine Anpassung an Ruderalstandorte besitzen (PYWELL et al. 2003). Klötzlis These betreffend die Zunahme von Hochstauden trifft jedenfalls auf Feuchtstandorte besser zu.

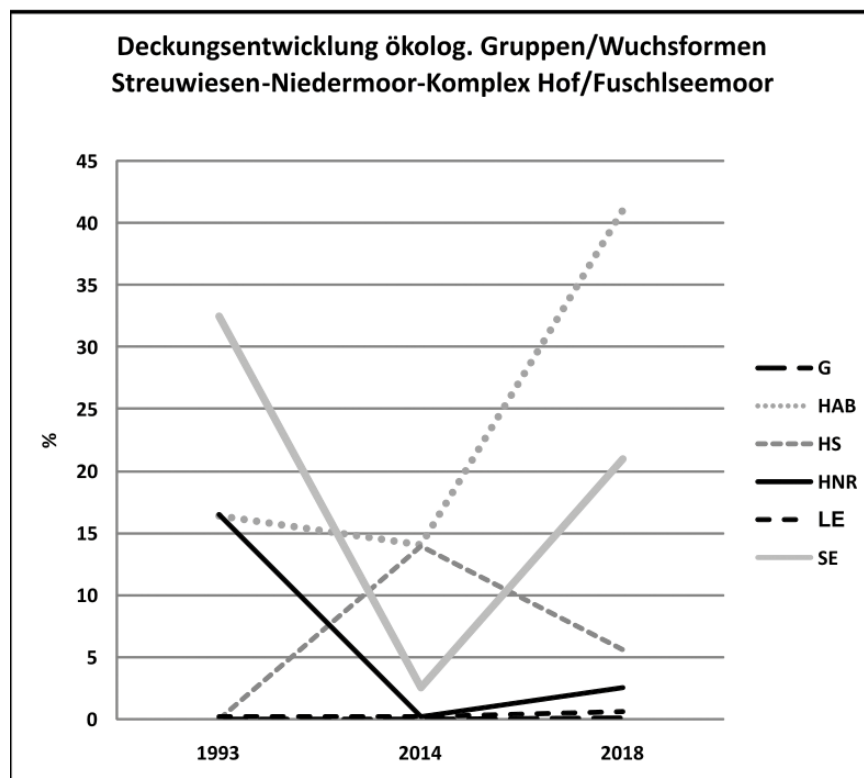


Abb. 1. Direkt nach der im Winter 2013/2014 durchgeführten Verpflanzung ist beim Streuwiesen-Niedermoor-Komplex im NSG Fuschlseemoor ein Rückgang der meisten ökologischen Gruppen bis auf Hochstauden (HS) zu beobachten. In der fünften Vegetationsperiode nach der Verpflanzung hatten hohe Horstgräser, Ausläufergräser und Binsen (HAB) stark zugenommen, Seggen (SE) besaßen wieder größere Deckungsanteile und die Hochstauden waren wieder zurückgegangen, während kleine Horstgräser bzw. niederwüchsige und rosettenbildende Pflanzen (HNR) nach wie vor schwach vertreten waren. Ein leichter Anstieg war auch bei Gehölzen (G) und Leguminosen (LE) zu beobachten

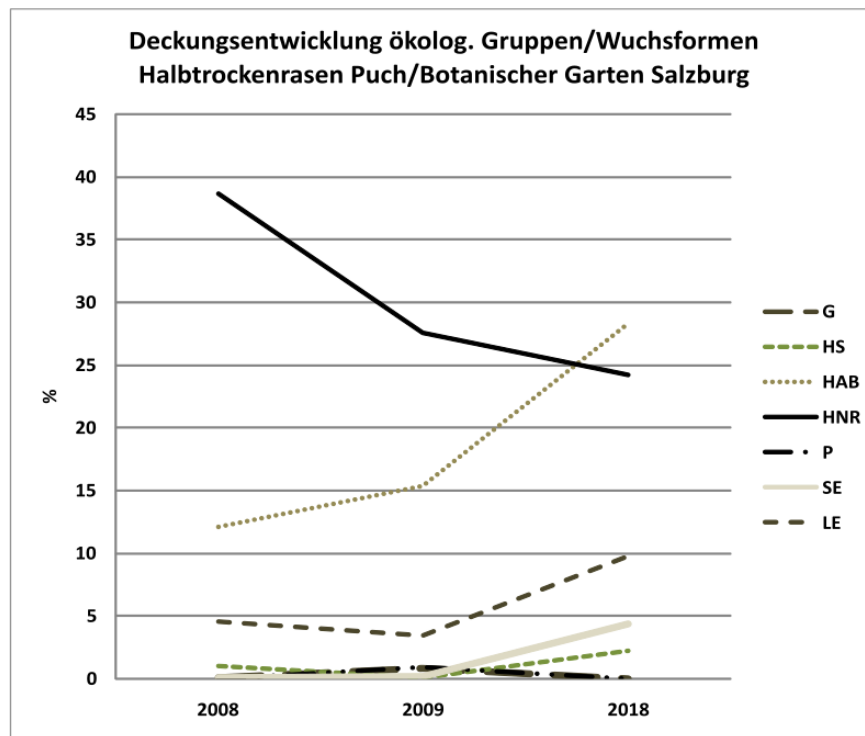


Abb. 2. Innerhalb von zehn Jahren hatten bei dem in den Botanischen Garten verpflanzten Halbtrockenrasen die Deckungswerte von Horstgräsern, Ausläufergräsern und Binsen (HAB), Leguminosen (LE), Seggen (SE) und Hochstauden (HS) zugenommen, während kleine Horstgräser, niederwüchsige und rosettenbildende Arten (HNR) konstant rückläufig waren. Direkt nach der Verpflanzung aufgekommene Pionierarten (P) und Gehölze (G) waren nach zehn Jahren wieder völlig verschwunden.

3.1.3 Abnahme kleinerer Horstgräser und z.T. Verschwinden von niederwüchsigen oder rosettenbildenden Arten („HNR“)

Wie die Deckungsentwicklung der ökologischen Gruppen bzw. Wuchsformen (Abb. 1 und 2) zeigt, bestätigen die in Salzburg untersuchten Fallbeispiele diese Beobachtung von KLÖTZLI (1980). Die Deckung der kleineren Horstgräser sowie der niederwüchsigen oder rosettenbildenden Arten sank beim verpflanzten Niedermoor-Streuweisen-Komplex im Fuschlseemoor von 16,55% in der ersten Vegetationsperiode nach der Verpflanzung auf 0,2% und stieg in den Folgejahren nur gering auf 2,5% an. Dieser Einbruch war vor allem bei *Carex davalliana* und *Scorzonera humilis* eklatant. Der Rückgang der Davall-Segge hat aber sicherlich auch mit den Veränderungen der Bodenreaktion im sauren Torfboden bzw. der fehlenden Zufuhr basenreicher Wässer auf der Empfängerfläche zu tun. Der Niedergang der mäßig säurezeigenden Niedrig-Schwarzwurze wird dadurch nicht schlüssig erklärt, bei dieser Art müssen noch andere Faktoren wirksam sein.

Beim verpflanzten Halbtrockenrasen im Botanischen Garten Salzburg verringerte sich die Deckung der HNR-Arten von 38,6% auf 24,2% (Abb. 2). Sehr auffällig war hier der Rückgang des auf der Spenderfläche dominierenden Arznei-Thymians (*Thymus pulegioides*), der ursprünglich mit einem Braun-Blanquet-Deckungswert von 4 (50 – 75%) angegeben war und im zehnten Jahr nach der Verpflanzung kaum noch vorzufinden war. Auch *Potentilla erecta* erlitt Einbußen, *Se-*

dum sexangulare konnte aber wieder an Deckung gewinnen (Abb. 9 und Tab. 9).

Bei einer Untersuchung von 25 Wiesenhabitaten in England, die durch Ansaaten restauriert wurden, stellte sich heraus, dass stresstolerante Arten (das sind nach GRIME et al. (1988) Arten, die als Anpassung an geringe oder schwankende Ressourcenverfügbarkeit langsame Wachstums- und Reproduktionsraten aufweisen, mehrjährig sind und spät fruchten), Lebensraum-Spezialisten und Magerkeitszeiger sich nur schlecht durchsetzen können, da künstlich angelegtes Grünland vor allem in den Anfangsstadien einen erhöhten Gehalt an pflanzenverfügbaren Nährstoffen in den Böden aufweist (PYWELL et al. 2003).

3.1.4 Leguminosen („LE“) und Seggen („SE“) bleiben ziemlich konstant oder nehmen zu

Diese Feststellung von KLÖTZLI (1980) kann auf Basis der selbst durchgeführten Beobachtungen nur teilweise bestätigt werden (Abb. 1 und 2). Die Deckung der Seggen war im verpflanzten Streuwiesen-Niedermoor-Komplex von 32% auf 2,6% gesunken und innerhalb von fünf Vegetationsperioden wieder auf 21% angewachsen, womit eine deutliche Differenz zum Ausgangswert verblieb. Aber auch hier wirkt sich der massive Schwund von *Carex davalliana* erheblich auf die Ergebnisse aus (vgl. Kap. 3.1.3). Die bereits im Spenderbiotop schwach vertretenen Leguminosen blieben auf der Empfängerfläche im Fuschlseemoor auf relativ konstantem Niveau.

Im Halbtrockenrasen im Botanischen Garten nahmen sowohl die Anteile der Seggen als auch der Leguminosen etwas zu.

Bei einem verpflanzten, bodensauren Magerrasen im Harzgebirge hatte sich der Anteil der Leguminosen-Art *Lathyrus linifolius* innerhalb von drei Jahren mehr als verdoppelt (BRUELHEIDE & FLINTROP 2000).

Insgesamt scheinen nach den verfügbaren Daten die Bestände von Seggen nach Verpflanzungen eher abzunehmen bis konstant zu bleiben und jene von Leguminosen konstant zu bleiben oder zuzunehmen.

3.1.5 Zunahme von Nährstoff- und Störungszeigern

Die Auflockerung des Bodens im Zuge der Transplantation bewirkt eine bessere Durchlüftung des Bodens und Aktivierung von Bodenorganismen mit Sauerstoffbedarf, wodurch organische Stoffe verstärkt mineralisiert und Nährstoffe mobilisiert werden. Dieser Effekt wurde auch im Zuge der Durchführung von Bodenanalysen festgestellt, wo schon das Einfüllen der Erde in Inkubationsbeutel durch die Belüftung und Durchmischung eine Anreicherung mit für Pflanzen verfügbaren Nährstoffen bewirkte (HAYNES 1986).

Beim Halbtrockenrasen, der in den Botanischen Garten in der Stadt Salzburg verpflanzt wurde, hat sich dieser Effekt zwar weniger in einer Zunahme der Nährstoffzeiger, sondern in einer Abnahme der Magerkeitszeiger geäußert (siehe Abb. 4). Hingegen waren die Anteile der Nährstoffzeiger beim verpflanzten Biotop im Fuschlseemoor von 0% auf über 10% angestiegen und auch in den Folgejahren kaum zurück gegangen (Abb. 3) bzw. hatten die Arten der Fettwiesen ab der ersten Vegetationsperiode zugenommen (Tab. 7).

Die Auswirkungen der Nährstoffmobilisierung konnten auch bei einem bodensauren Magerrasen im Harzgebirge, vor allem im zweiten und dritten Jahr nach der Verpflanzung, anhand einer Zunahme der Biomasse in Form einer höherwüchsigen, üppigen Krautschicht verzeichnet werden (BRUELHEIDE & FLINTROP 2000). Während eine Anreicherung mit Nährstoffen – unabhängig von der Art und Weise der Zufuhr – relativ rasch eintritt, dauert der Aushagerungsprozess verhältnismäßig lange. Sechs Jahre nach der Verpflanzung eines Kalkmagerrasens aus den Lechhaiden konnte trotz zweimal jährlicher Aushagerungsmahd noch keine Reduktion der Biomasseproduktion erreicht werden (MÜLLER 1990).

Welche Arten als Störungszeiger gelten, hängt vom betroffenen Biotoptyp bzw. von den als charakteristisch angesehenen Standortfaktoren ab. Bei den Biotoptypen der Streuwiesen und Niedermoore handelt es sich in der Regel um eher nährstoffarme Lebensräume. Wenn hier Fettwiesenarten bzw. die Nährstoffzeiger wie *Arrhenatherum elatius*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Cirsium palustre*, *Mentha longifolia* oder *Phragmites australis* in Folge der Nährstoffmobilisierung auftreten, sind sie als Störungszeiger einzustufen. Ruderalflurarten, die aufgrund von Bodenverdichtungen und offenem Boden eindringen können, sowie Gehölze und Schilf, die insbesondere bei fehlender Mahd auftreten, können ebenfalls als Störungszeiger angesehen werden. Bei all diesen Gruppen kam es bei dem in das NSG Fuschlseemoor verpflanzten Biotop zu einer Zunahme (Abb. 1 und 3 sowie Tab. 7 und 8).

Eine detaillierte Untersuchung im ersten Jahr nach der Verpflanzung des Halbtrockenrasens im Botanischen Garten in Salzburg führte zu dem Ergebnis, dass insgesamt 41 neue

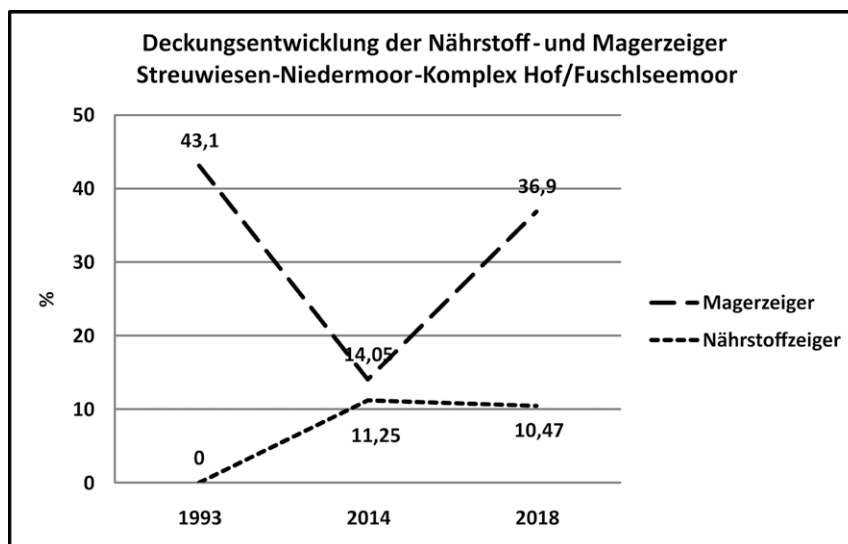


Abb. 3. Die Vegetationsaufnahme des Streuwiesen-Niedermoor-Komplexes wies zehn Jahre vor seiner Verpflanzung einen hohen Anteil an Magerkeitszeigern auf, während Nährstoffzeiger praktisch nicht vorhanden waren. In der ersten Vegetationsperiode nach der Verpflanzung war es zu einem Einbruch bei den Magerkeitszeigern und einem Auftreten von Nährstoffzeigern gekommen. Während die Anteile der Magerkeitszeiger innerhalb von fünf Vegetationsperioden wieder etwas zunahmen, blieben jene der Nährstoffzeiger annähernd konstant. Dies lässt sich dadurch erklären, dass die Gesamtddeckung nach zehn Jahren höher war als im Ursprungsbiotop.

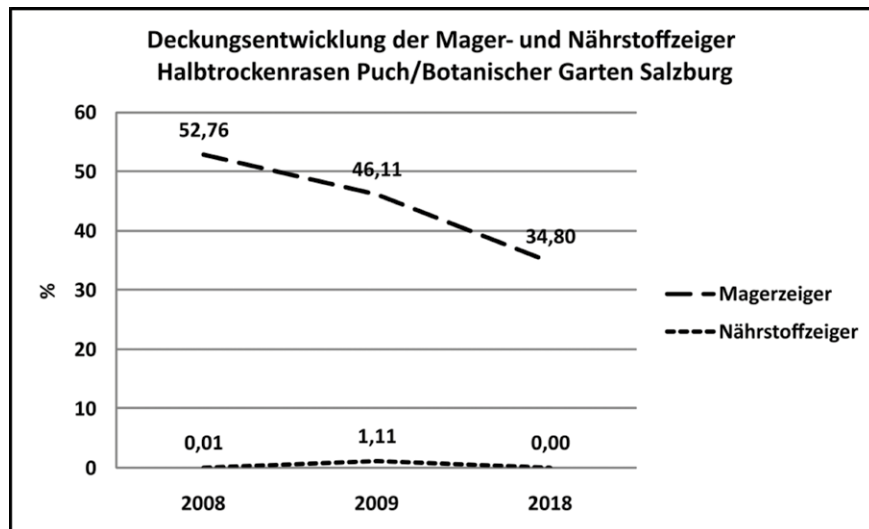


Abb. 4. Der Effekt der Nährstoffmobilisierung äußert sich beim Halbtrockenrasen im Botanischen Garten in Salzburg nicht in einer Zunahme der Nährstoffzeiger, sondern in der Abnahme von Magerkeitszeigern.

Arten aus der Umgebung eingewandert waren, die überwiegend der Gruppe der „Krautigen Vegetation oft gestörter Plätze“ (siehe OBERDORFER & SCHWABE 2001) zugeordnet werden konnten. Unter den standortfremden Arten sind vor allem die Ruderalarten Weiß-Gänsefuß (*Chenopodium album*), Echt-Beifuß (*Artemisia vulgaris*), Blut-Fingerhirse (*Digitaria sanguinalis*), Einjahrs-Feinstrahl (*Erigeron annuus*), Acker-Flügelknöterich (*Fallopia convolvulus*), die Acker-Arten Raps (*Brassica napus*), Klatsch-Mohn (*Papaver rhoeas*), Gewöhnlich-Klaffmund (*Microrrhinum minus*) und der Gartenflüchtling Rainfarn (*Tanacetum vulgare*) zu erwähnen (LEITNER 2011). Insgesamt blieb der Anteil an Ruderalarten jedoch auch im zehnten Jahr nach der Verpflanzung relativ gering, was sicherlich auch der umsichtigen und konsequenten Pflege durch das Gartenpersonal zu verdanken ist.

Neophyten gehören ebenfalls zu den Störungszeigern. Im verpflanzten Biotop im Naturschutzgebiet Fuschlseemoor nehmen die Bestände der Riesen-Goldrute (*Solidago gigantea*) trotz Bekämpfung (händisches Ausreißen) jährlich zu (siehe Abb. 5). Dieser Neophyt hat ein breites ökologisches Spektrum, ist jedoch vor allem in nährstoffreichen, feuchten und nicht beschatteten Habitaten sehr konkurrenzstark. Aufgrund der Fähigkeit zum klonalen Wachstum durch Ausläuferbildung und der hohen Anzahl an anemochor verbreiteten Samen ist diese Art sehr erfolgreich, Habitats neu zu besiedeln und dort in verhältnismäßig kurzer Zeit dichte Bestände zu bilden. Allerdings gelangen Samen auf offenem, gestörtem Boden leichter zur Keimung als bei geschlossenen Vegetationsdecken (WEBER & JAKOBS 2005), weshalb verpflanzte Biotope in ihrer Labilphase besonders gefährdet sind. Zusätzlich können anhaftende Samen unerwünschter Neophyten durch Transport- und Baugeräte während des Transplantationsvorganges eingebracht werden. In der Schweiz wurde die Einbringung von mit gebietsfremden Organismen kontaminiertem Boden bereits per Verordnung untersagt (Art. 15 Abs. 3, Freisetzungsverordnung Kanton Basel-Landschaft), weshalb von der Bau- und Umweltschutz-

direktion des Kantons u.a. vorgeschrieben wird, dass Baumaschinen zur Verhinderung von Neophytenausbreitung regelmäßig gereinigt werden müssen.

3.1.6 Zunahme von Pionierarten roher Lehmböden

Angeht ihre Fähigkeit, Vegetationslücken rasch zu besiedeln, ist es nicht überraschend, dass Pionierarten vor allem bei mosaikartigen Verpflanzungen häufig in den ersten Vegetationsperioden anzutreffen sind. Die Einschränkung von KLÖTZLI (1980) auf Pionierarten „roher Lehmböden“ ist jedoch je nach Art des Untergrundes mehr oder weniger zutreffend.

Der verpflanzte Magerrasen aus Puch bei Hallein wies im ersten Jahr nach der Verpflanzung eine Vielzahl an Pionierarten wie *Sagina procumbens*, *Papaver rhoeas*, *Lactuca serriola*, *Chenopodium album*, *Rorippa sylvestris*, *Artemisia vulgaris*, *Brassica napus* und *Tussilago farfara* auf, die aber im zehnten Jahr nach der Verpflanzung nicht mehr anzutreffen waren.

Bei der Verpflanzung eines Feuchtstandorts in Seekirchen wurden nach einer Beobachtung des Zweitautors Vegetationslücken sehr erfolgreich von Gewöhnlichem Blutweiderich (*Lythrum salicaria*) und Wasser-Greiskraut (*Senecio aquaticus*) besiedelt.

3.1.7 Zunahme von Nässezeigern auf lokal etwas nasserem Standorten

Diese Veränderung der Vegetationszusammensetzung ist primär auf andere Standortparameter der Empfängerfläche und nicht unmittelbar auf den Verpflanzungsvorgang zurückzuführen, weshalb auf dieses Thema im Kapitel 3.3, das sich mit der Relevanz ähnlicher Standortparameter zwischen Spender- und Empfängerfläche auseinandersetzt, näher eingegangen wird.

3.1.8 Abnahme von lichtliebenden Arten und Magerkeitszeigern

Die Abnahme von Magerkeitszeigern war auch in den un-

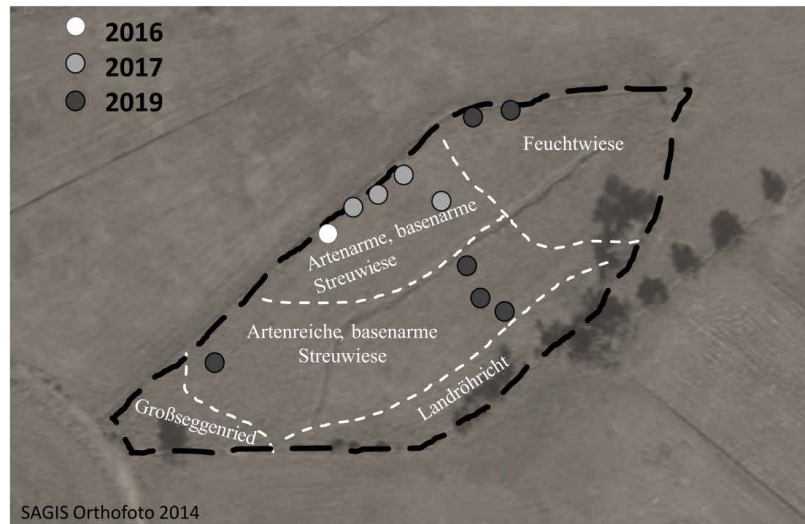


Abb. 5. Die Fläche der ehemaligen Fichtenaufforstung, auf die die Vegetation des Streuwiesen-Niedermoor-Komplexes aus Hof bei Salzburg verpflanzt wurde, ist schwarz strichliert umrahmt. Die weißen Linien unterteilen die Flächen in die im Gelände gut einteilbaren Biototypen (Stand 2018). Die Karte zeigt auch die Entwicklung der Goldruten-Bestände (*Solidago gigantea*) von 2016 bis 2019 auf der verpflanzten Streuwiesen-Niedermoor-Fläche im Fuschlseemoor. Trotz der Bekämpfungsmaßnahmen (Ausreißen mit der Hand) nahmen die Bestände jährlich zu. An den eingezeichneten Verortungspunkten befanden sich zwei bis zehn Individuen (Angaben von Elisabeth Ortner, MSc; Schutzgebietsbetreuung, Haus der Natur, Salzburg).

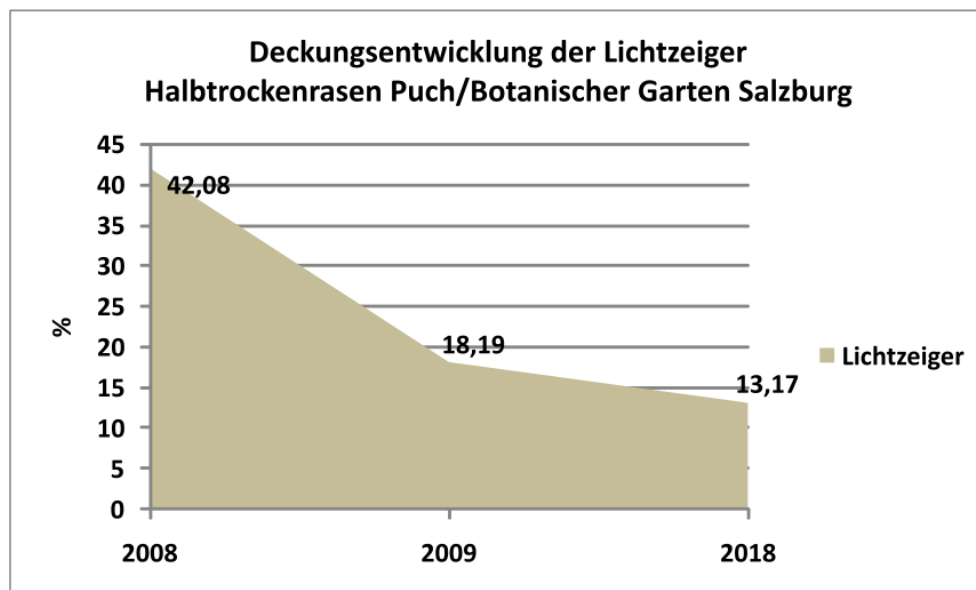


Abb. 6. Rückgang der Lichtzeiger im verpflanzten Halbtrockenrasen im Botanischen Garten in Salzburg. Als Lichtzeiger wurden jene Arten herangezogen, deren Lichtzahl nach ELLENBERG et al. (1982) 8 oder 9 beträgt.

tersuchten Fallbeispielen zu beobachten (Abb. 3 und 4) und steht sicherlich mit der in Kapitel 3.1.5 beschriebenen Nährstoffmobilisierung in Zusammenhang. Im verpflanzten Biotop im Naturschutzgebiet Fuschlseemoor, das von naturnahen Niedermoor-Lebensräumen umgeben ist, nahmen die Magerzeiger innerhalb von fünf Vegetationsperioden in der Deckung wieder zu. Der Botanische Garten der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Salzburg liegt hingegen im Stadtgebiet mit urbanen Strukturen, wobei aber im Bereich Freisaal auch landwirtschaftlich genutzte Flächen im näheren Umfeld vorhanden sind. Als mögliche Ursache für den konstanten Schwund von Magerzeigern kommt durchaus

auch der Staub- und Nährstoffeintrag, der wesentlich durch den städtischen Verkehr verursacht wird, in Betracht. Bei Magerbiotopen, die entlang von Straßenböschungen verpflanzt werden, ist eine erheblich raschere Sukzession zur Fettwiese zu erwarten als bei jenen, die an vom Verkehr abgeschirmte Standorte verpflanzt werden (MÜLLER 1990). Daraus lässt sich folgern, dass Empfängerflächen für Magerbiotop in nicht direkten Emissionen ausgesetzten Gebieten liegen sollten.

PYWELL et al. (2003) stellen bedauernd fest, dass gerade hochspezialisierte Magerkeitszeiger in künstlich geschaffenen Lebensräumen keine oder kaum geeignete Vorausset-

zungen vorfinden. Gerade diese Arten besitzen einen hohen naturschutzfachlichen Wert und stellen für viele seltene Invertebratenarten wichtige Futterpflanzen dar.

Auch bei lichtliebenden Arten stellte KLÖTZLI (1980) einen Rückgang nach Transplantationsmaßnahmen fest. Dies wird durch die Beobachtung bestätigt, dass im verpflanzten Halbtrockenrasen im Botanischen Garten in Salzburg die Deckung durch Lichtpflanzen und Voll-Lichtpflanzen von 42% auf 13 % sank (siehe Abb. 6).

3.1.9 Wegen stärkerer Wurzelverluste oder Abschürfen der Rhizome verschwinden gewisse Arten aus den Familien Orchidaceae, Apiaceae und Equisetaceae oder zeigen lange, meist reversible Schwächezeiten.

Einige Berichte über Verpflanzungsprojekte dokumentieren einen Rückgang von tiefwurzelnden Arten, insbesondere von Doldenblütlern (KLÖTZLI 1981, 1987, WORTHINGTON & HELLIWELL 1987). Die Auswertung der zeitlich versetzt durchgeführten Vegetationsaufnahmen bei den Salzburger Fallbeispielen zeigt unterschiedliche Tendenzen (siehe Tab. 4 und 5). Einige Orchideen-Arten wie *Gymnadenia conopsea* und *Listera ovata* zeigen keine Schwächezeiten. Der Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustre*) tritt direkt nach der Lebensraumverpflanzung im neu angelegten Biotop nicht mehr auf, ist einige Jahre später aber wieder präsent. Bei den Apiaceen verschwinden *Daucus carota*, *Pimpinella major*, *P. saxifraga* und *Angelica sylvestris* vollständig aus den Biotopen.

Die Feststellung von KLÖTZLI (1980) über Orchidaceen, Apiaceen und Equisetaceen ist jedoch durch die Eingrenzung auf „gewisse“ Familien relativ vage formuliert. Eine Präzisierung auf Arten mit komplexen Beziehungen zu Wurzelsymbionten oder mit Pfahlwurzeln wäre hier wahrscheinlich erforderlich.

Tab. 4. Deckungswerte nach Braun-Blanquet der Apiaceen, Equisetaceen und Orchidaceen im Streuwiesen-Niedermoor-Komplex, der im Winter 2013/14 ins Fuschlseemoor verpflanzt wurde. Es besteht die Möglichkeit, dass *Platanthera montana* bei der Kartierung 1993 mit *P. bifolia* verwechselt wurde. „v“= im Biotop vorhanden, aber nicht in der Vegetationsaufnahme enthalten.

	1993	2014	2018
<i>Angelica sylvestris</i>	v	+	-
<i>Pimpinella major</i>	+	-	-
<i>Equisetum palustre</i>	+	-	+
<i>Dactylorhiza majalis</i>	1	v	+
<i>Gymnadenia conopsea</i>	+	+	1
<i>Listera ovata</i>	+	+	+
<i>Platanthera montana</i>	+	-	-
<i>Platanthera bifolia</i>	-	-	v

Tab. 5. Deckungswerte nach Braun-Blanquet von Apiaceen im Halbtrockenrasen, der in den Botanischen Garten Salzburg verpflanzt wurde.

	2008	2009	2018
<i>Daucus carota</i>	1	-	-
<i>Pimpinella saxifraga</i>	+	+	-

3.1.10 Verpflanzbarkeit von seltenen und/oder gefährdeten Pflanzenarten

Die Umfrageteilnehmer wurden befragt, wie realistisch sie einen Verpflanzungserfolg von sehr sensiblen und gefährdeten Arten (z.B. Orchideen, Sommerwurz-Gewächse, Enzian-Arten) einschätzen würden, und auch um konkrete Beispiele aus ihnen bekannten Projekten gebeten. Die Antworten dazu fielen äußerst unterschiedlich aus und verdichten sich zu der Erkenntnis, dass sich zu dieser Fragestellung keine allgemeine Aussage tätigen lässt. Die Gefährdung einer Pflanzenart lässt nicht zwangsläufig auf ihre ökologischen Ansprüche bzw. ihre „Robustheit“ schließen.

Einige Experten gaben an, dass eine Verpflanzung von hochwertigen Biotopen mit gefährdeten Arten nur als allerletzte Möglichkeit ergriffen, sondern stattdessen eine Verbesserung der Standortbedingungen naheliegender Flächen angestrebt werden sollte. Eine Vermehrung der gefährdeten Arten ex situ und die zusätzliche Aussaat auf geeigneten Standorten werden als erfolgversprechender eingeschätzt. Bei einer obligatorischen Abhängigkeit der Zielart von Wirtsorganismen ist die Erfolgswahrscheinlichkeit ebenfalls gering. Bei Arten der Roten Liste muss besonders auf einen geeigneten Verpflanzungszeitpunkt sowie eine ausreichende Sodengröße geachtet werden. Neben der Feststellung, dass eine fachgerechte, nachfolgende Biotoppflege, die auf die ökologischen Anforderungen der Zielart(en) abgestimmt ist, erfahrungsgemäß eher unterbleibt, wurde auch auf die Schwierigkeit hingewiesen, eine Empfängerfläche mit konstant geeigneten Standortverhältnissen zu finden. Offensichtlich sind also die Auswahl einer geeigneten Empfängerfläche, eine optimale Verpflanzungsmethode und eine auf die Ansprüche der Arten abgestimmte Folgepflege entscheidend. Bei wenig Aufwand bzw. geringem Mitteleinsatz ist nicht mit einem Erfolg zu rechnen.

Nachfolgend wird auf Basis der Erfahrungsberichte der Umfrageteilnehmer und anhand diverser Publikationen eine Übersicht über bisherige Erfolge und Misserfolge bei der Verpflanzung naturschutzfachlich hochwertiger Arten gegeben.

Positive Ergebnisse konnten mittels Sodenverpflanzung bei den folgenden Arten erzielt werden: *Anacamptis morio*, *A. pyramidalis*, *Gymnadenia conopsea*, *Lilium bulbiferum* (BEJVL 2010), *Cirsium canum* (Auskunft: ZT Kofler), *Listera ovata*, *Dactylorhiza majalis*, *D. fuchsii*, *Epipactis* sp., *Carex pulicaris*, *C. rostrata*, *Saxifraga aizoides*, *Sanguisorba officinalis* (Auskunft: OliverStöhr, REVITAL), *Veronica orchidea* (ORTNER et al. 2008).

Eine nachhaltig erfolgreiche Verpflanzung misslang bei *Anacamptis morio*, *A. pyramidalis*, *Gentiana verna*, *Gymnadenia conopsea*, *Primula veris* und *Antennaria dioica* (bei Verpflanzung einzelner Individuen mit wenig Erdreich) und bei Nanocyperion-Arten (Ausk. Abt. 4 Naturschutz Burgenland).

Eine Nachzucht aus Samen gelang bei *Gladiolus palustris*, *Iris sibirica* (Nachzuchtprojekte Biotopschutzgruppe HALM, Salzburg), *Myricaria germanica* (NOWOTNY 2016), *Anacamptis morio* und *Gentianella bohemica* (Auskunft: Michael Strauch, Abt. Naturschutz Oberösterreich).

Allerdings konnte nicht bei allen vorangehend genannten Arten eruiert werden, über welchen Zeitraum das Fortbestehen bzw. die Etablierung im neu geschaffenen Lebensraum untersucht wurde. Bei Orchideen (z.B. *Dactylorhiza majalis*, *Epipactis palustris*) wurde beispielsweise vom Zweitautor beobachtet, dass der Bestand trotz augenscheinlich wirksamer Verpflanzung nach den ersten Jahren am neuen Standort wieder verschwinden kann, da offenbar keine Verjüngung eintritt. Zudem werden Misserfolge vermutlich seltener publiziert.

Konkrete Verpflanzungsbeispiele sensibler Arten

Im Folgejahr nach der Verpflanzung des Niedermoor-Streuweisen-Komplexes in das NSG Fuschlseemoor waren auf der Zielfläche keine der drei ursprünglich vorhandenen, stark gefährdeten Arten (*Carex pulicaris*, *Scorzonera humilis*, *Tephrosia helenitis*) vorzufinden (Tab. 8).

In Oberösterreich wurden parallel zu einer Kalkmagerrasen-Sodenverpflanzung ca. 700 Orchideen und 40 Individuen *Primula veris* zusätzlich einzeln verpflanzt. Darunter fanden sich 380 Individuen *Anacamptis pyramidalis*, 101 Individuen *Gymnadenia conopsea*, 35 Individuen *A. morio*, 20 Individuen *Dactylorhiza maculata* und 12 Individuen *Ophrys insectifera*. Von diesen über 300 Stück Kamm-Hundswurz (*Anacamptis pyramidalis*) waren nach zehn Jahren sämtliche Individuen wieder verschwunden und auch die übrigen verpflanzten Orchideen-Arten konnten kaum noch nachgewiesen werden. Der Autor vermutet, dass aufgrund des sandigen Bodens am Ursprungsort nur wenig Erdreich an den Pflanzenwurzeln verblieb und somit die für die Orchideen-Arten wichtigen Symbiosepilze nicht zum neuen Standort gelangten. Eine andere Erklärung wäre, dass der Symbiosepilz zwar mit übertragen wurde, jedoch aufgrund der Oxidations- und Mineralisationsprozesse samt Erhöhung des Nährstoffangebots nicht überleben konnte. Zählungen von drei Orchideen-Arten, die mittels Rasensoden verpflanzt worden waren, ergaben relativ stabile Bestände, was an der besseren Übertragung der Symbiosepilze liegen könnte (BEJVL 2010).

Mitte der 1990er Jahre wurde ein Halbtrockenrasen, bei dem es sich eventuell um eine spezielle Reliktgesellschaft der wärmeren, postglazialen Klimaepochen handelt oder der – wahrscheinlicher – mit Saatgut für Böschungsbegrünungen aus dem pannonischen Raum eingebracht worden war, auf eine neue Bahnböschung im Gemeindegebiet von Pfarwfen im Pongau verpflanzt. Der für das Bundesland Salzburg

einzigartige Bestand des Orchideen-Blauweiderichs (*Veronica orchidea*) verdreifachte sich daraufhin in den ersten vier Jahren (WITTMANN & PILSL 1997), vergrößerte sich zusätzlich nach Aufnahme einer fachgerechten Pflege in den Folgejahren (ORTNER et al. 2008) und blieb bis heute stabil.

Unkenntnis über Bodenorganismen führt zusätzlich zu einer erschweren Einschätzbarkeit

Mikrobiologische Bodenorganismen-Gesellschaften sind zumeist schlecht erforscht und werden bei den meisten Verpflanzungen ignoriert. Doch Bakterien dienen Pflanzen in vielerlei Hinsicht: als Stickstoff-Fixierer, bei der Unterdrückung von Boden-Pathogenen, in der Vermittlung zu Mykorrhiza-Pilzen (MHB = mycorrhizal helper bacteria) bzw. Stimulation des Wachstums von Mykorrhiza-Pilzen. Sie fördern auch oft die Wurzelentwicklung der Pflanze. Aufgrund vieler potenzieller Interaktionen lässt sich schwer abschätzen, ob Bakterien der Empfängerfläche mit der verpflanzten Vegetation kompatibel sind (FAHSELT 2007).

Viele Mykorrhizapilze sind wirtsspezifisch und vermitteln zwischen Individuen einer Art. Weniger wirtsspezifische Pilze haben interspezifische Wirkungen. Ihre Beteiligung am Nährstoffzyklus erklärt, warum bei Bodenverwundungen die Ökosystemfunktion oft beeinträchtigt wird. Manche Mykorrhizen könnten auch kontraproduktiv zum angestrebten Ziel wirken, wenn durch das sich ausbreitende Hyphennetzwerk bestimmte Arten gefördert und somit andere Arten verdrängt werden. Bei einem Verpflanzungsversuch von Keimlingen wurde ein Verlust von beinahe der Hälfte aller ektotrophen Mykorrhiza-Morphotypen berichtet (JONES et al. 2003).

Die Abwesenheit von geeigneten Symbionten auf Empfängerflächen kann dazu führen, dass sich manche Pflanzen nicht etablieren können. Arbuskuläre (AMF) und ektotrophe Mykorrhizapilze (EMF) reagieren sehr sensibel auf Veränderungen von Bodentemperatur oder pH-Wert, auf Entwässerung oder Vernässung, Bodenverdichtung, Erosion und weitere Faktoren, die im Zuge einer Entfernung des Oberbodens wirksam werden (BRUNDRETT & ABBOTT 2002).

Endomykorrhizen finden sich bei fast allen Orchideen und werden für die Keimung und Entwicklung der staubfeinen, winzigen Samen obligatorisch benötigt. Aber auch in erwachsenen Pflanzen sind in der äußeren Wurzelrinde Pilzhypen zu finden. Bei der für *Erica* essenziellen ericoiden Mykorrhiza handelt es sich um eine hochentwickelte Übergangsform von Ekto- und Endomykorrhizen, die es den Vertretern dieser Ordnung erlauben, auf phosphor- und nährstoffarmen Böden wie in Heidegebieten, Hochmooren und Nadelwäldern zu gedeihen.

3.2 Verschiedene Lebensraumtypen und deren Verpflanzungsmöglichkeiten

Die an der Umfrage teilnehmenden Planungsbüros und Behördenvertreter wurden um ihre Einschätzung zum Verpflanzungserfolg bei unterschiedlichen Biotop-Sammeltypen in Hinblick auf den Erhalt der Artenzusammensetzung und

die ökologische Funktionsfähigkeit ersucht. Die Angaben sollten in den Kategorien „sehr gut“ – „gut“ – „mäßig“ – „eher schlecht“ – „schlecht“ erfolgen (Abb. 7). Aus den Ergebnissen wurden für jeden Biotop-Sammeltyp Mittelwerte zur angenommenen Verpflanzbarkeit errechnet (Abb. 8), aus denen sich die Reihung der nachfolgenden Unterkapitel ergibt.

3.2.1 Sehr gut verpflanzbare Biotope (Umfrage-Mittelwert bis 1,49)

Intensivwiesen

Zu Recht stellten viele der Umfrageteilnehmer infrage, wozu man überhaupt eine ökologisch geringwertige Intensivwiese mittels kostspieligem und aufwändigem Verpflanzungsverfahren übertragen sollte. Aufgrund seiner Artenarmut, der Dominanz von höherwüchsigen Süßgräsern, der frischen, humus- und nährstoffreichen, oft tiefgründigen Böden und des Fehlens von Spezialisten sowohl unter den Tier- als auch Pflanzenarten kann die Verpflanzbarkeit des Biotoptyps als „sehr gut“ eingestuft werden, allerdings ist eine Neuansaat praktikabler bzw. hat eventuell sogar den Vorteil, dass bei entsprechender Saatgutzusammensetzung eine höhere Artenvielfalt erzielt werden kann. In manchen Fällen werden jedoch einzelne Arten aus artenreicheren Intensivwiesen verpflanzt, die in Zusammenhang mit FFH-Arten stehen, wie z.B. der Große Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*), der dem Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Phengaris nausithous*) und dem Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Phengaris teleius*) als Eiablage- und Futterpflanze für die ersten Raupenstadien dient (STETTNER et al. 2007).

3.2.2 Gut verpflanzbare Biotope (Umfrage-Mittelwert 1,5 – 2,49)

Röhrichte und Teichvegetation

Bei der Einschätzung der Verpflanzbarkeit dieses Lebensraum-Sammeltyps wagten fast alle Umfrageteilnehmer eine Prognose abzugeben (siehe Abb. 7). Essenzielle Voraussetzung ist, dass die hydrologischen Bedingungen geeignet sind bzw. die Empfängerfläche an einem Gewässerufer liegt. Vor allem bei der Errichtung von Teichen ist eine Initialbepflanzung mit Soden ausgewählter Pflanzen aus diesen Vegetationseinheiten eine gängige Methode.

Bei der Schaffung eines durch Alt- und Totarme strukturierten auwaldähnlichen Bereichs in einem ehemaligen Kiesabbaugebiet in Oberösterreich wurden zwar keine Vegetationsoden, jedoch Bodenschlamm aus einem bestehenden Altarm in neu gestaltete Gewässer eingebracht. Dies hatte sogar zur Folge, dass aus dem im Substrat schlummernden Saatgut zwei Pflanzenarten „wieder erstanden“, die im ganzen Bundesland als ausgestorben gegolten hatten. Vier weitere neu aufgetauchte Arten waren teilweise in hohe Gefährdungskategorien eingestuft. Zudem wurden die neuen Lebensräume von diversen Amphibienarten, darunter den im Projektgebiet fast ausgestorbenen Arten Wechselkröte und Erdkröte erfolgreich wiederbesiedelt (WITTMANN 2007).

Es wurden von den Umfrageteilnehmern jedoch auch Bedenken zu der Verpflanzung von Röhrichten und Teichvegetation geäußert, da sich offensichtlich auch unerwünschte Dominanzbestände entwickeln können. In den USA erwies sich die künstliche Errichtung von Rohrkolben-Röhrichten („cattail-marshes“) zunächst als erfolgsversprechend, jedoch stellte sich nach drei Jahrzehnten heraus, dass die pflanzliche und tierische Artenzusammensetzung in den künstlichen Röhricht-

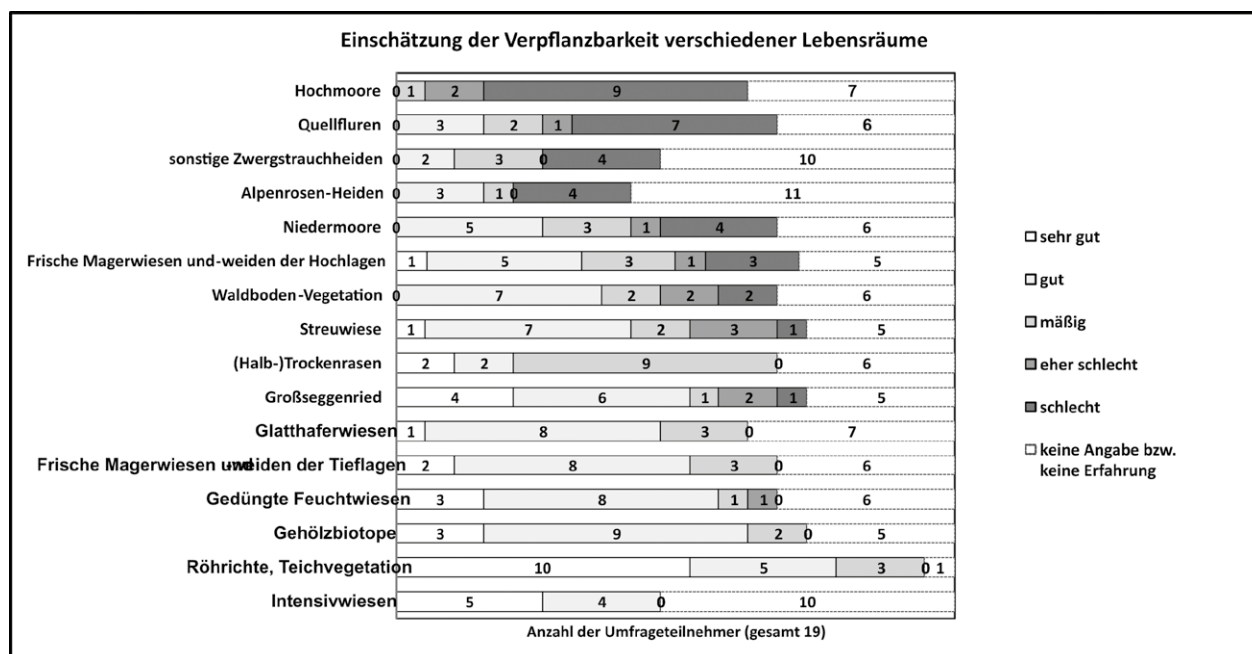


Abb. 7. Darstellung der Einschätzungen der Umfrageteilnehmer zur Verpflanzbarkeit verschiedener Lebensraum(sammel)typen. Die Biotop-Sammeltypen sind nach ihren Mittelwerten (Abb. 8) gereiht.

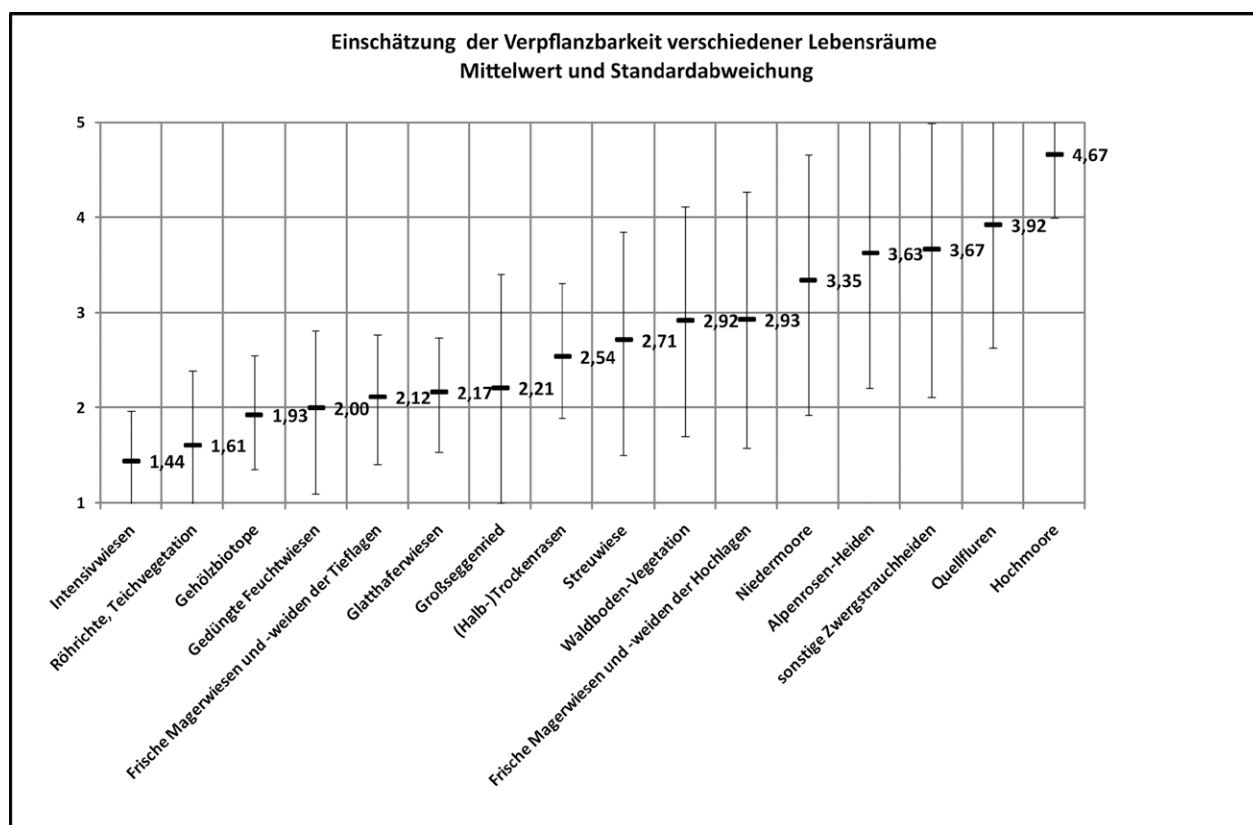


Abb. 8. Mittelwerte und Standardabweichungen der Verpflanzbarkeitseinschätzungen der verschiedenen Biotop-Sammeltypen.

Tab. 6. Von allen Artgruppen im verpflanzten Halbtrockenrasen im Botanischen Garten in Salzburg war nur bei jenen der Halbtrockenrasen (HT) ein Rückgang um ca. ein Drittel zu verzeichnen. Zugenommen hat die Deckung der Arten der Magerwiesen (M), der Fettwiesen (F), der halbflechten Pfeifengraswiesen (HF) und der Feuchtwiesen (F). Relativ konstant blieben die generell nur schwach vertretenen Arten der Waldsäume (WS), der Laubwälder (WL) und der Ruderalfluren (R).

Arten der...	Deckungswerte in %		
	2008	2009	2018
Fettwiesen (FW)	6,8	10,0	10,3
Feuchtwiesen (F)	0,0	1,2	1,2
Halbflechte Pfeifengraswiesen (HF)	0,0	5,3	5,4
Halbtrockenrasen (HT)	42,5	27,1	27,7
Magerwiesen (M)	10,2	14,1	14,5
Ruderalfluren (R)	1,0	0,8	0,9
Waldsäume (WS)	4,5	3,1	3,2
Laubwälder (WL)	2,0	1,4	1,4
Sonstige und Indifferente (S)	3,0	4,1	4,2

ten nicht jener der natürlichen Röhrichte entspricht und auch ein anderes ökologisches Gefüge entstand (KAISER 2001).

Gehölzbiotope (Strauchmäntel, Hecken,...)

Bei den offensichtlich gut verpflanzbaren Gehölzbiotopen kommt es auf die technisch bzw. gärtnerisch perfekte Ausführung der Verpflanzung an, wobei auf einen rechtzeitigen Rückschnitt der Gehölze und den optimalen Zeitpunkt der Maßnahme zu achten ist. Allerdings wurde berichtet, dass auch während der Vegetationszeit Gehölze wie Feld-Ahorn und *Sorbus*-Arten erfolgreich mittels Bagger versetzt werden

konnten. Je kleiner die zu verpflanzenden Sträucher sind, desto erfolgversprechender ist die Verpflanzung. Bei einer Direktumlagerung von Zwergsträuchern (nicht gemeint sind Ericaceen) auf ca. 2000 m Seehöhe in Graubünden kam es nur zu relativ geringen Verlusten von Individuen im Ausmaß von ca. 20%. Die involvierten Ingenieurbiologen gehen davon aus, dass bei sorgfältigerer Vorgehensweise (Entnahme mit dem gesamten Wurzelwerk, Transplantation mit gutem Bodenanschluss der Wurzeln) die Erfolgsrate noch erhöht werden hätte können (ALBERTINI & REGLI 2012).

Angemerkt wird an dieser Stelle, dass Wälder offenbar zu den am schwierigsten zu verpflanzenden Lebensräumen zählen. Eine Erhaltung der Dominanzverhältnisse sei schwieriger als bei krautiger Vegetation und nur wenige Verpflanzungsversuche von Wäldern sind bekannt (FAHSELT 2007). Dies hängt mit großer Wahrscheinlichkeit damit zusammen, dass auch natürliche Wälder verschiedene, teilweise langjährige Entwicklungszyklen durchlaufen.

Gedüngte Feuchtwiesen (Calthion)

Nährstoffreiche, feuchte bis nasse Wiesen gehören laut Einschätzung der Umfrageteilnehmer zu den gut verpflanzbaren Biotoptypen, allerdings wurde mehrmals darauf hingewiesen, dass eine geeignete Folgebewirtschaftung für eine günstige Weiterentwicklung nach der Verpflanzung entscheidend ist. Weiters wurde als wichtig erachtet, dass die Hydrologie der Empfängerfläche jener der Spenderfläche gleicht und der Nährstoffgehalt der Zielfläche nur mäßig hoch ist, da ohnedies mit einer Nährstoffmobilisierung durch den Verpflanzungsvorgang gerechnet werden muss. Es wurde aber auch bei diesem Lebensraum angegeben, dass die Gefahr besteht, dass sich unerwünschte Dominanzbestände ausbilden können bzw. dass nur Matrixarten gut verpflanzbar sind und hochwertige Arten nachgezogen bzw. zusätzlich eingesät werden müssen.

Interessanterweise wurde direkt nach einer Verpflanzung von Feuchtwiesen bei der Feuchtwiesenart Schlangen-Knöterich (*Persicaria bistorta*) ein starker Rückgang der Deckung verzeichnet. Der Bestand erholte sich jedoch, sodass nach vier Jahren sogar ein höherer Deckungswert als vor der Verpflanzung verzeichnet werden konnte. Ähnliche Entwicklungen wurden bei weiteren Feuchtezeigern wie *Ranunculus platentifolius* und *Succisa pratensis* beobachtet (BRUELHEIDE & FLINTROP 2000). Beim in Salzburg untersuchten Fallbeispiel eines verpflanzten Niedermoor-Streuweisen-Komplexes nahm der Anteil der Feuchtwiesenarten über den Zeitraum der Beobachtung jedenfalls zu (siehe Tab. 7).

Frische Magerwiesen und -weiden der Tieflagen

Ein nährstoffarmer Untergrund auf der Zielfläche ist grundlegende Voraussetzung für eine Verpflanzung von Magerwiesen und -weiden der Tieflagen. Wie bei einigen weiteren Biotopengruppen betonen Fachleute bei diesen Lebensräumen die Bedeutung der biotopkonformen Folgepflege in Form von Düngeverzicht bzw. -einschränkung sowie der Festlegung eines geeigneten Mahdzeitpunktes oder einer extensiven Beweidung, nachdem das Biotop mehrere Vegetationsperioden Zeit zur Regeneration hatte. Es wird auch empfohlen, in den ersten Jahren eine zusätzliche Aushagerungsmahd inklusive Abtransport des Mähgutes durchzuführen. Um dabei spät blühende Arten nicht zu sehr zu schwächen, kann diese auch nur auf Teilflächen erfolgen. Besonders Magerweiden weisen oft eine hohe strukturelle und somit auch tierökologische Vielfalt in Form von Geländeunebenheiten, kleinräumigem Wechsel nährstoffarmer und nährstoffreicherer Bereiche, Lesesteinen oder Felsblöcken, einzelner Halb- und Zwergsträucher usw. auf. Eine völlig idente Wiederherstellung dieser Strukturen und Standortverhältnisse ist zwar kaum zu

erreichen, sollte aber weitestgehend angestrebt werden. In basenreichen Magerweiden der Tieflagen sind durch die Beweidung häufig Rosetten- und Wurzelsprosspflanzen sowie der Arznei-Quendel stark vertreten (NOWOTNY et al. 2022b). Da vor allem rosettenbildende Arten bei Verpflanzungen zurück gehen (siehe 3.1.3) und sich auch die Verpflanzung des Arznei-Quendels als schwierig erweisen kann (siehe Abb. 9), muss bei diesem konkreten Biotoptyp die Einstufung als „gut verpflanzbar“ angezweifelt werden. Die gute Verpflanzbarkeit bezieht sich eher auf die Erhaltung von Matrixarten wie Mittel-Zittergras (*Briza media*), Bleich-Segge (*Carex pallescens*), Bürstling oder Borstgras (*Nardus stricta*), Wiesen-Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*), Horst-Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*) usw. Auch die aufwändige Folgepflege darf nicht außer Acht gelassen werden. Da es notwendig ist, den anfangs äußerst empfindlichen Lebensraum in den ersten Vegetationsperioden bis zum Abschluss der Labilphase vor Viehtritt und Düngeeintrag zu schützen, müssen verpflanzte Magerweiden, die durch die meist heterogenen Untergrundverhältnisse und die hohe Ausstattung an Strukturelementen gekennzeichnet sind, mit Kleingeräten bzw. händisch gemäht werden.

Glatthaferwiesen

Ähnlich wie bei Intensivwiesen wird die Sinnhaftigkeit einer Verpflanzung von Glatthaferwiesen von manchen Fachleuten in Frage gestellt, da anstelle einer aufwändigen Transplantation auf einer geeigneten Zielfläche der nährstoffreiche Oberboden abgezogen und mit geeignetem, regional gewonnenem Diasporenmaterial eingesät werden kann. Bei einem Vorkommen hochwertiger Arten wie Wiesen-Salbei (*Salvia pratensis*) und Knäuel-Glockenblume (*Campanula glomerata*) oder wenn besondere Schmetterlingsarten, deren Raupen in der Vegetation überwintern, übertragen werden sollen, kann eine Transplantation der Glatthaferwiesenvegetation durchaus sinnvoll sein. Die anschließende Wiesenpflege in Form einer zweischürigen Bewirtschaftung ohne oder nur mit sehr sparsam eingesetzter Düngung wird ebenfalls häufig als Schlüssel zum langfristigen Erfolg der Verpflanzung eingestuft.

Großseggenrieder

Großseggenrieder sind in der Regel auf nährstoffreichen, in vielen Fällen gemähten Nass- und Sumpfstandorten der tieferen Lagen und in Verlandungszonen von meist meso- bis schwach eutrophen Stillgewässern zu finden. Hochwüchsige, ausläufer- oder horstbildende Seggen dominieren den meist artenarmen Pflanzenbestand. Da all diese Vegetationseigenschaften bei einer Verpflanzung in der Regel begünstigt werden (siehe 3.1) erscheint die Einstufung der Verpflanzbarkeit als „gut“ durchaus plausibel. Trotzdem bezweifelten einige Fachleute, dass Empfängerflächen mit geeigneten hydrologischen Verhältnissen zur Verfügung stehen, da diese in der Regel bereits von einer derartigen Vegetation bedeckt sind. Zudem würden sich schon geringe Änderungen der hydrologischen Verhältnisse ökologisch erheblich auswirken. Ein Beispiel dafür konnte auch im Zuge der Literaturrecherche gefunden werden. An der Westküste von Nord-Amerika wurde versucht, fünf häufig in Sümpfen dominierende Arten,

darunter eine Groß-Segge aus Küsten-Marschen, auf künstlich errichtete Inseln zu verpflanzen. Da in Teilbereichen Überflutungsereignisse durch Salzwasser häufiger bzw. länger anhaltend als am Entnahmestandort auftraten, kam es zu einem flächigen Ausfall der Groß-Segge *Carex lyngbyei* (DAWE et al. 2000). Besonders bei den oft artenarmen, monoton aufgebauten Großseggenriedern führt der Ausfall einer einzigen Art dementsprechend zu großen Vegetationslücken. Aus diesem Grund ist das Vorliegen geeigneter und auch stabiler hydrologischer Verhältnisse auf der Empfängerfläche besonders wichtig.

3.2.3 Mäßig gut verpflanzbare Biotope (Umfrage-Mittelwert 2,5 - 3,49)

(Halb-)Trockenrasen (durchschnittliche Ausstattung)

Die durchschnittliche Verpflanzbarkeitsbewertung mit 2,54 bei der Umfrage stellte – nicht zuletzt aufgrund eigener Beobachtungen – eine Überraschung dar. Denn magere und trockene Lebensräume gelten unter vielen Fachleuten als besonders schwierig zu transplantieren. Problematisch wird die technische Durchführbarkeit eingestuft, da (Halb-)Trockenrasen oft äußerst flachgründig sind und die Vegetationssoden beim Abheben, Transport oder bei der Wiederaufbringung zerbröckeln. Zusätzlich zu den schwierigen Untergrundverhältnissen ist die Vegetation von Halbtrockenrasen meist artenreich, niederwüchsig, orchideenreich und mit vielen Mager- und Trockenzeigern sowie lichtliebenden Arten ausgestattet (NOWOTNY et al. 2022b). Diese Pflanzengruppen gehen bei Verpflanzungen häufig zurück bzw. weisen Schwächephase auf (siehe 3.1).

Laut Einschätzung der Umfrageteilnehmer ist eine Verpflanzung von Halbtrockenrasen grundsätzlich möglich, aber mit hohem Aufwand verbunden und auch in diesem Fall kommt dem Folgemanagement äußerst große Bedeutung zu. Bei

der Auswahl der Zielfläche spielen vor allem Bodentyp, Exposition, Neigung und natürlich Nährstoffarmut besonders wichtige Rollen. Es wurde von einem Beispiel berichtet, bei dem die Übertragung der Vegetation nicht funktionierte, obwohl die Empfängerfläche direkt an die Ursprungsfläche angrenzte und absolut geeignet erschien (Auskunft: M. Strauch, Abt. Naturschutz Oberösterreich).

Als Alternative zur eher problematischen Sodenverpflanzung muss die Sodenschüttung erwähnt werden. Anhand des Monitorings von verpflanzten Halbtrockenrasen aus den Lechhaiden bei Augsburg (MÜLLER 1990, MÜLLER 2002, WITTMANN & MÜLLER 2013) wurden diese beiden Methoden einander gegenübergestellt. Auf den Dauerbeobachtungsflächen zeigte sich, dass durch das Abschieben und anschließende Wiederausbringen des Sodengemischs im Vergleich zur Sodenverpflanzung bessere Erfolge erzielt werden können. Um die mit der Verpflanzung verbundene Nährstoffmobilisierung möglichst gering zu halten, sollen am Ausbringungsort kiesige Rohböden vorherrschen. Falls die Zielfläche nicht innerhalb eines größeren Wald- oder Heidegebietes liegt, soll zusätzlich Mähgut von Halbtrockenrasen als Abdeckung auf das Schüttungssubstrat gebracht werden, um gut ausbreitungsfähigen Ruderalarten die Etablierung zu erschweren. In den ersten Jahren nach der Verpflanzung müssen bei entsprechender Biomasseproduktion zwei Schnitte im Jahr durchgeführt werden, um die mobilisierten Nährstoffe abzuschöpfen und konkurrenzschwache Arten zu erhalten. Dann kann auf die traditionelle Pflege in Form von Beweidung oder Sommer-Mahd umgestellt werden. MÜLLER (2002) kam insgesamt jedoch zu dem Schluss, dass mit der Verpflanzung von Halbtrockenrasen erhebliche Qualitätsveränderungen verbunden sind, weshalb Transplantationen nicht als Ausgleichsmaßnahme für Eingriffe in intakte Bestände anerkannt werden können. Erst 30 Jahre nach der Verpflanzung und unter optimalen Pflegebedingungen im

Tab. 7. Im verpflanzten Streuwiesen-Niedermoor-Komplex im Fuschlseemoor ist ein genereller Anstieg bei Arten der Fettwiesen, Feuchtwiesen und Ruderalfluren zu verzeichnen. Die Arten der halbfleuchten Pfeifengraswiesen nahmen nach einem anfänglichen Einbruch wieder an Deckung zu. Arten der Magerrasen und Niedermoore gingen direkt nach der Verpflanzung ebenfalls zurück, konnten sich dann aber wieder etwas ausbreiten. Völlig verschwunden sind Elemente des Halbtrockenrasens. Arten der Auwälder, Laubwälder und Waldsäume spielten generell eine untergeordnete Rolle.

Arten der...	Deckungswerte in %		
	1993	2014	2018
Feuchtwiesen (F)	2,7	5,8	18,6
Fettwiesen (FW)	17,9	27,6	30,3
Halbfleuchte Pfeifengraswiesen (HF)	13,0	2,9	16,0
Halbtrockenrasen (HAT)	2,4	0,0	0,1
Magerwiesen (M)	22,5	8,7	9,0
Niedermoore (NM)	17,6	0,0	6,2
Ruderalfluren (R)	0,0	0,2	3,6
Sonstige und Indifferente (S)	0,1	0,3	5,7
Auwälder (WA)	0,0	0,0	0,9
Laubwälder (WL)	0,3	0,1	0,1
Waldsäume (WS)	0,1	0,0	0,0

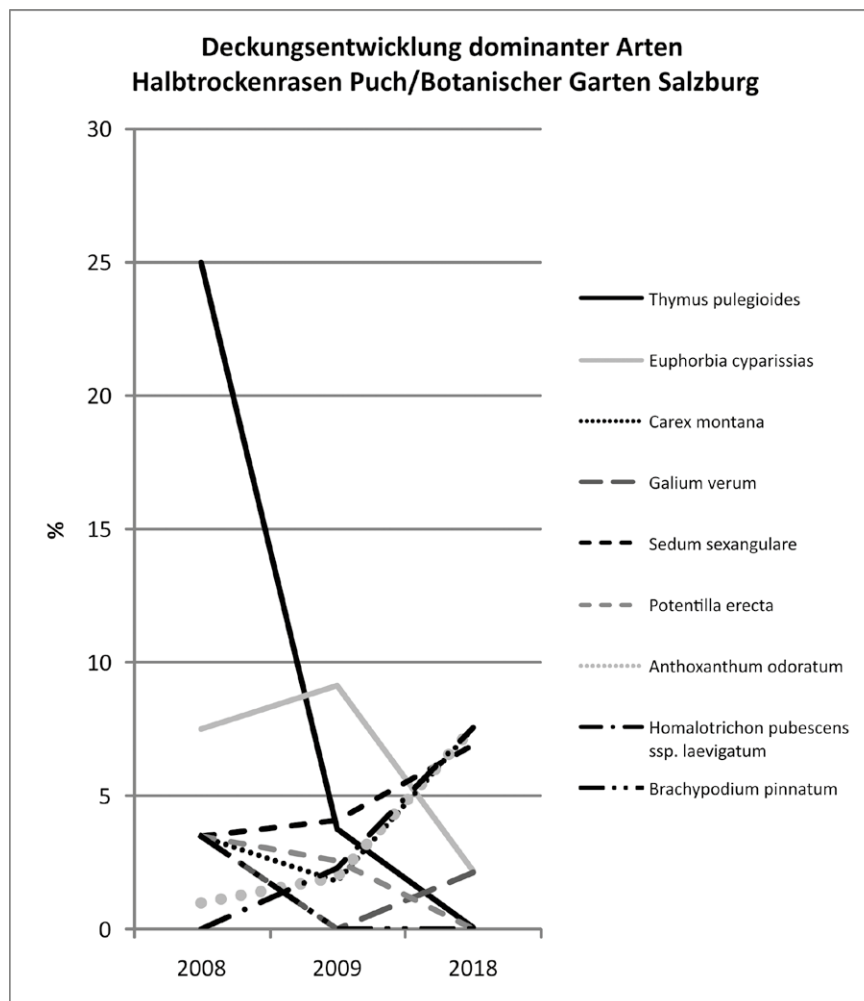


Abb. 9. Im verpflanzten Halbtrockenrasen im Botanischen Garten in Salzburg ist der starke Rückgang des ursprünglich dominanten Arznei-Quendels (*Thymus pulegioides*) besonders auffallend, aber auch die Zypressen-Wolfsmilch (*Euphorbia cyparissias*) und die Blutwurz (*Potentilla erecta*) nahmen stark ab bzw. verschwanden vollständig. Der Rückgang des Brachezeigers *Brachypodium pinnatum* kann positiv gesehen werden.

Botanischen Garten Augsburg konnte auf der durch Sodenschüttung verpflanzten Fläche wieder ein ähnlicher Anteil an Halbtrockenrasen-Arten wie im Ausgangsbiotop verzeichnet werden (WITTMANN & MÜLLER 2013). Auch die Verpflanzung eines in Salzburg befindlichen Halbtrockenrasens aus Puch ging mit Qualitätsverlusten in Form eines Rückgangs der Halbtrockenrasen-Arten und mit starken Änderungen bezüglich der Deckungsverhältnisse der biotopprägenden Arten einher (siehe Tab. 6 und Abb. 9).

Bei dem Versuch, artenreiche und relativ trockene Wiesen auf ehemaligem Ackerland in den Karpaten zu etablieren, erwies sich eine Ansaat von Zielarten effektiver als die Übertragung von Soden aus nahe gelegenen Spenderflächen. Allerdings wurden die Soden im Abstand von 2 m zueinander ausgebracht und diese Zwischenräume wurden schneller von Ruderalarten besiedelt als von Arten aus den verpflanzten Soden. Insgesamt wurde die Restaurierung mittels Sodentransplantation in Anbetracht der langsamen Vegetationsentwicklung vergleichsweise erfolgreich bewertet. Einen positiven Einfluss hatte dabei vermutlich die Tatsache, dass

in einem angrenzenden Schutzgebiet Trockenrasen mit noch höheren Artenzahlen als auf der Spenderfläche vorhanden waren. Ausfälle unter den lebensraumtypischen Pflanzen im verpflanzten Biotop können somit durch die Wiederbesiedlung aus angrenzenden Biotopen kompensiert werden. Es wurden außerdem keine seltenen oder gefährdeten Arten mit speziellen Habitatansprüchen verpflanzt (KLIMEŠ et al. 2010).

Auch eine Verpflanzung von z.B. orchideenreichen Kalkmagerasen kann bei sachgerechter Ausführung und geeigneter Folgepflege hinsichtlich der Erhaltung der besonderen Zielarten gelingen (BEJVL 2010).

Streuwiesen (durchschnittliche Ausstattung)

Die Verpflanzbarkeit von Streuwiesen wird unter Fachleuten im Schnitt als mäßig aussichtsreich eingeschätzt, wobei hochwertige Ausprägungen dieser Gruppe in die Kategorie „eher schlecht verpflanzbar“ einzustufen sind. Als Gründe dafür werden der Ausfall seltener und gefährdeter Arten, das Risiko hydrologischer Veränderungen mit beträchtlichen öko-

logischen Auswirkungen und die Schwierigkeit, geeignete Sonderstandorte als Empfängerflächen zu finden, angegeben. Die Einstufung der Verpflanzbarkeit geht insgesamt stark auseinander und reicht von „sehr gut“ bis „schlecht“. Wie auch bei Halbtrockenrasen, Niedermooren und Magerwiesen kommt es maßgeblich auf den Zustand und die Artenzusammensetzung der Ausgangsvegetation an. Bei eher monoton aufgebauten, degradierten und gräserreichen Beständen ohne spezielle Arten erscheint eine Erhaltung der Vegetation realistischer, als wenn eine in vielerlei Hinsicht hohe Diversität gegeben ist oder naturschutzfachlich hochwertige Arten mit besonderen ökologischen Ansprüchen vorkommen. Bei geeigneten Standortbedingungen und angepasster Folgepflege dürften Arten wie das Kleinpfeifengras (*Molinia caerulea*), Wollgräser (*Eriophorum* sp.) und diverse Klein-Seggen eine Transplantation gut überstehen. Diverse Apiaceen wie Kümmelsilge (*Selinum carvifolia*) und Preußen-Laserkraut (*Laserpitium prutenicum*), Equisetaceen wie der Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustris*), Orchideen und seltene bzw. gefährdete Arten wie Lungen-Enzian (*Gentiana pneumonanthe*), Alant-Aschenkraut (*Tephrosia helenitis*), Niedrig-Schwarzwurz (*Scorzonera humilis*), Sibirische Schwertlilie (*Iris sibirica*) und Echt-Färbescharte (*Serratula tinctoria*) könnten verschwinden oder in ihren Beständen zurückgehen. Zwar kann die Erhaltung anspruchsvoller Arten nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden, wie Untersuchungen an zwei verpflanzten Streuwiesen mit *Dactylorhiza incarnata*, *D. majalis*, *Epipactis palustris* und *Gentiana pneumonanthe* nach vier bis sechs Jahren zeigten, jedoch auch keinesfalls als gesichert angenommen werden.

Trotz annähernd gleicher hydrologischer Bodenverhältnisse mussten bei einer transplantierten, ursprünglich von Kleinpfeifengras (*Molinia caerulea*), Blutwurz (*Potentilla erecta*) und Rot-Schwingel (*Festuca rubra*) geprägten feuchten Magerweide Änderungen in der Artenzusammensetzung festgestellt werden. Süßgräser und Simsen wie Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*) und Spitzblüten-Simse (*Juncus acutiflorus*) hatten an Deckung zugenommen, die Bestände von Pfeifengras und Hirsens-Segge (*Carex panicea*) waren rückläufig und ursprünglich vorhandene, naturschutzfachlich hochwertige Arten wiesen ebenfalls innerhalb von drei Jahren Abundanzverluste auf. Das Erscheinungsbild des Biotops war zunehmend durch horstige bis bultige Strukturen gekennzeichnet. Diese Veränderung war der Einstellung der traditionellen Beweidung bereits während der Planungsphase noch vor der Verpflanzung und einer ungeeigneten Folgepflege geschuldet (HUMPHRIES et al. 1995).

Waldboden-Vegetation

Der Überbegriff „Waldboden-Vegetation“ ist relativ weit gefasst und reicht von nährstoffreichen und nassen Pflanzengesellschaften wie z.B. dem Sumpfseggen-Schwarzerlen-Auwald (*Carici acutiformis-Alnetum glutinosae*) bis zu trockenen und mageren Assoziationen wie dem Schneeheide-Rotföhrenwald (*Erico-Pinetum sylvestris*). Aus diesem Grund sind konkrete Einschätzungen der Verpflanzbarkeit schwierig zu treffen und müssen je nach Zusammensetzung

der Pflanzengesellschaft auf Basis der allgemeinen Veränderungen der Vegetation durch Verpflanzungsvorgänge (3.1) und der besonderen Eigenschaften der Zielvegetation (wie z.B. Symbiosen mit Wurzelpilzen bei Ericaceen) beurteilt werden.

Aufgrund der in der Regel intensiven Durchwurzelung des Waldbodens durch Gehölze können meist nur sehr kleine Soden geborgen werden. Zusätzlich müssen auf der Empfängerfläche ähnliche Lichtverhältnisse herrschen, da bei fehlender Beschattung die Schlagflurvegetation begünstigt wird.

Magerwiesen und -weiden der Hochlagen

Bei Verpflanzungen von Magerwiesen und -weiden der mittelmontanen bis alpinen Stufe wurde von Umfrageteilnehmern mehrmals die Bedeutung einer kurzen Zwischenlagerungsdauer bzw. sachgerechten Lagerung über einen längeren Zeitraum betont. Zweimal wurde eine zusätzliche Ansaat mit regionalem, standortangepasstem Saatgut empfohlen bzw. bestand die Überlegung, ob es nicht generell sinnvoller ist, nur einzelne Soden als Initialen sowie Bereiche mit tierökologisch relevanten Strukturen zu verpflanzen und die übrigen Flächen einzusäen. Allerdings stellt sich die Frage, ob es sich dann noch um eine Lebensraumverpflanzung, die primär dem weitgehenden Erhalt des ursprünglichen Biotops dient, oder um eine Restauration von Magerbiotopen im Gebiet handelt.

Bei der Verpflanzung einer artenarmen, bodensauren Magerweide im Harzgebirge wurden nur wenige Veränderungen innerhalb der Artenzusammensetzung beobachtet. Allerdings kam es zu Deckungsänderungen der ursprünglich dominanten Arten *Nardus stricta* und *Galium hircynicum*, da diese von den raschwüchsigen Gräsern *Avenella flexuosa* und *Poa chaixii* zurückgedrängt wurden. Ein starker Rückgang wurde im dritten und vierten Jahr auch bei dem ursprünglich dominant vorkommendem Halbschmarotzer *Rhinanthus minor* beobachtet. Allerdings können *Rhinanthus*-Populationen grundsätzlich von Jahr zu Jahr stark schwanken. Insgesamt wurden Erfolge hinsichtlich der Erhaltung der Population gefährdeter Arten und Vegetationstypen dokumentiert. Im Vergleich mit anderen Biotopverpflanzungen traten nur mäßige Änderungen der Vegetationszusammensetzung auf. Die Maßnahmen wurden offensichtlich mit hohem finanziellem und zeitlichem Aufwand umgesetzt (BRUELHEIDE & FLINTROP 2000). Nach einer Direktumlagerung von Borstgrasflächen entlang der Julierpassstraße in Graubünden wiesen die neu angelegten Flächen eine Gesamtdeckung zwischen 70% und 95% in den ersten drei Vegetationsperioden nach der Verpflanzung auf. Auf unbearbeiteten Referenzflächen lagen die Deckungsgrade bei 95% bis 98%. Typische Veränderungen der Vegetationszusammensetzung waren ebenfalls die Folge. So wiesen die umgelagerten Wiesen in Folge der Nährstoffmobilisierung eine höhere, üppigere Vegetation auf. Bei einem Vergleich der vorkommenden Arten zwischen Referenz- und umgelagerten Flächen ergaben sich relativ geringe Ähnlichkeitswerte. Lediglich in Bezug auf die häufiger vertretenen Matrixarten lag eine hohe Ähnlichkeit zwischen Spender- und Empfängerflächen vor (ALBERTINI & REGLI 2012).

Niedermoore (durchschnittliche Ausstattung)

Bei der Verpflanzbarkeit von Niedermoores kommt es – ähnlich wie bei frischen Magerbiotopen, Halbtrockenrasen und Streuwiesen – auf den Ausgangszustand der Vegetation auf der Spenderfläche an. Grundsätzlich muss man davon ausgehen, dass sich nur die Matrixarten gut übertragen lassen. Dies wird auch in Studien bestätigt. In Graubünden wurde ein Hochlagen-Flachmoor durch Direktumlagerung verpflanzt. Nach zwei bis drei Vegetationsperioden wiesen vor allem Gräser wie Schmalblatt-Wollgras (*Eriophorum angustifolium*), Braun-Segge (*Carex nigra*), Davall-Segge (*C. davalliana*), Gebirgs-Simse (*Juncus alpinoarticulatus*) und Sumpf-Dreizack (*Triglochin palustre*, zählt allerdings nicht zu den Gräsern) die höchsten Deckungswerte auf, während Arten mit bereits vor der Verpflanzung potenziell niedrigem Deckungsgrad – vor allem Kräuter – zurückgegangen waren (ALBERTINI & REGLI 2012). Sensible Arten wie z.B. Sonnentau (*Drosera* sp.) werden von Umfrageteilnehmern als nur schwer verpflanzbar eingeschätzt. Eine Transplantation von artenarmen Niedermoores, die z.B. von Braun-Segge (*Carex nigra*) und/oder Igel-Segge (*C. echinata*) geprägt werden, wird hingegen als nicht problematisch erachtet. Das Gelingen hängt besonders stark von den Standortfaktoren, vor allem von der Hydrologie und der Nährstoffarmut ab. Auch bei diesem Biotoptyp ist das Finden einer geeigneten Empfängerfläche mit konstantem Wasserhaushalt sehr schwierig, eventuell kommen wiedervernässte ehemalige Moorstandorte in Betracht.

Bei der Verpflanzung eines Streuwiesen-Niedermoor-Komplexes im Bundesland Salzburg waren es vor allem die Arten der Niedermoore, die zurückgingen (siehe Tab. 7). Die Transplantation eines weiteren Niedermoor-Feuchtwiesen-Komplexes in England führte zu einem Verlust von Schlüssel-Arten und charakteristischen Lebensraum-Merkmalen, wodurch der naturschutzfachliche Wert stark reduziert wurde. Als Ursache wurde eine fehlende Pflege nach der Verpflanzung angegeben, was auch bei vier weiteren Flächen laut dieser Studie zu schlechten Resultaten führte (Box 2003).

3.2.4 Eher schlecht verpflanzbare Biotope (Umfrage-Mittelwert 3,5 - 4,49)

Wie bereits in 3.2.3 beschrieben, sind in diese Kategorie auch höherwertige **(Halb-)Trockenrasen, Streuwiesen** und **Niedermoore** einzustufen.

Alpenrosen-Heiden und andere Zwergstrauchheiden

Bei Zwergstrauchheiden handelt es sich um einen Vegetationstyp, in dem Heidekrautgewächse (Ericaceen) wie z.B. Alpenrose (*Rhododendron* sp.), Schnee-Heide (*Erica carnea*), Krähenbeere (*Empetrum* sp.), Gamsheide (*Loiseleuria procumbens*), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) oder Preiselbeere (*V. vitis-idea*) vorherrschen. Diese Pflanzenfamilie ist in der Lage, unwirtliche Standorte mit wenig Stickstoff-Verfügbarkeit aufgrund der Symbiose mit ericoider Mykorrhiza zu besiedeln. Der Pilzpartner kann sehr stark im Boden gebundene Nährstoffe verfügbar machen, weshalb die Heidekrautgewächse selbst auf extrem trockenen Stand-

orten, in Mooren und oberhalb der Baumgrenze im alpinen Ödland gedeihen können.

Von Fachleuten wird eine Verpflanzung dieser Vegetationstypen als „eher schlecht“ eingeschätzt und etwa die Hälfte der Umfrageteilnehmer hat aufgrund mangelnder Erfahrung oder Kenntnis keine Einschätzung vorgenommen. Ein tiefes Ausgraben, der Rückschnitt der Gehölze vor der Verpflanzung zur Verminderung von Trockenstress (nur bei größeren Ericaceen durchführbar) sowie eine nur kurze Zwischenlagerung werden empfohlen und von einer Ausbringung auf Pistenflächen wird aufgrund von Schädigungen durch Pistengeräte und/oder verdichteten Schnee abgeraten. In trockenen Lebensräumen bzw. auf alpinen Standorten ist jedoch eine Bergung entsprechend mächtiger Soden häufig wegen der flachgründigen Böden gar nicht möglich. Es wird auch aus eigener Erfahrung von Ausfällen von rund 90% der ursprünglich vorhandenen Zwergsträucher berichtet (Helmut Wittmann, persönliche Auskunft).

Um eine Verpflanzung von Zwergsträuchern nach dem aktuellen Stand der Technik durchführen zu können, muss die Verpflanzung der sorgfältig geborgenen Soden ohne bzw. nur mit kurzzeitiger und sachgerechter Zwischenlagerung erfolgen, eine ausreichende Wasserversorgung und ein ausreichender Bodenaufbau müssen gegeben sowie die Zielflächen standörtlich geeignet sein. Gerade bei Bauvorhaben in Hochlagen sind diese Voraussetzungen kaum gegeben. Leider sterben die Symbiosepilze und mit ihnen ein erheblicher Anteil der Heidekrautgewächse bei Umsetzung des Sodenverfahrens weitgehend ab (Stöhr 2020). Aufgrund der speziellen Standortansprüche bestimmter Arten ist es entsprechend schwierig, geeignete Zielflächen zu finden. Während die Gamsheide windexponierte, schneefreie Bereiche besiedelt, benötigt die Krähenbeere im Winter Schneeschutz (Nowotny et al. 2022b). Aufgrund der weitgehenden Naturnähe in der alpinen Zone ist davon auszugehen, dass die geeigneten Sonderstandorte bereits mit einer entsprechenden Vegetation besiedelt sind. Nach Wittmann & Rücker (1999) sind Pflanzengesellschaften von Extremstandorten wie Windkanten und Ericaceen-Spaliers auch deshalb nicht rekultivierbar, weil kein Saatgut zur Verfügung steht, die Vegetationsentwicklung an derartigen Standorten sehr langsam abläuft und durch Düngung nicht oder nur sehr bedingt gefördert werden kann. Aus diesem Grund lehnen diese Autoren Eingriffe in derartige Pflanzengesellschaften ab.

Quellfluren

Von Versuchen, eine Quellflur zu verpflanzen, sind aktuell keine Berichte bekannt. Vor allem die Möglichkeit einer Transplantation von Kalktuffquellen wird von den Umfrageteilnehmern ausgeschlossen. Die Lebensraumtypen, die den Quellfluren angehören, kommen oft nur sehr kleinflächig vor und werden von zu Tage tretendem Wasser und verschiedenen Moosen, z.B. Starknervmoose (*Cratoneuron* sp., *Palustriella* sp.) und Lebermoosen (z.B. *Marsipella* sp., *Nardia* sp.) geprägt (Nowotny et al. 2022b). Der renommierte Bryologe Christian Schröck weist darauf hin, dass es eines großen Aufwandes und sehr versierter Fachleute bedürfte, am Ersatzstandort die

komplexen Standortbedingungen wie die geeignete Wassertemperatur und idente Fließgeschwindigkeiten künstlich mit der nötigen Konstanz herzustellen. Außerdem ist zu bedenken, dass die vordergründige Zielsetzung nicht nur dem Erhalt der Gefäßpflanzen- und Moosartenzusammensetzung gilt, sondern auch weitere Organismen, wie Quellschnecken (z.B. *Sadleriana pannonica*, eine Art der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie) mitberücksichtigt werden müssen.

3.2.5 Schlecht bis nicht verpflanzbare Biotope (Umfrage-Mittelwert über 4,5)

Hochmoore

Eindeutig am schlechtesten sind laut den Umfrageteilnehmern die Erfolgsaussichten, Hochmoore, insbesondere lebende Hochmoore zu verpflanzen. Es scheint unter einigen Planungsbüros und Ingenieurbiologen zudem keine Bereitschaft dafür zu geben, derlei Verpflanzungen überhaupt zu planen, geschweige denn durchzuführen. Zu komplex ist die Moorökologie hinsichtlich Hydrologie, Torfschichtung und auch der technischen Machbarkeit, weshalb der Lebensraum unbedingt vor Ort erhalten werden muss. Allenfalls eine Verpflanzung kleiner und degradiert Flächen sei teilweise vorstellbar. Allerdings stellt sich unter Fachleuten die Frage, wo Standorte mit geeigneter Hochmoorhydrologie gefunden werden können, da sich an entsprechenden Standorten bereits ein (intaktes) Hochmoor befinden müsste. Allenfalls wiedervernässte, ehemalige Moorstandorte kommen in Frage. Es wurden aber auch Verpflanzungen in stehende Gewässer durchgeführt, wie der nachfolgend beschriebene Versuch zeigt.

Um ein Hochmoor vor den Auswirkungen des Braunkohle-Tagebaus zu retten, wurden im Jahr 2005 Vegetationsstücke des Moores aus einem ehemaligen Naturschutzgebiet in der Region Lausitz in ein Stillgewässer in einem Tiergarten verpflanzt. Die transplantierten Soden waren 25 cm mächtig. Insgesamt wurden 200 m² der Hochmoorvegetation auf eine Fläche von 300 m² übertragen. Die Zwischenräume wurden mit Torf aufgefüllt. Bei der verpflanzten Pflanzengesellschaft handelte es sich um eine Schnabelried-Gesellschaft. In den Jahren 2009 und 2012 wurde die Artmächtigkeit der verschiedenen Pflanzenarten dokumentiert. Es zeigte sich, dass in den ersten vier Jahren die Gesamtdeckung der Arten der Krautschicht (inklusive Zwergsträucher) von 75% auf 37% sowie der Moose von 95% auf 53% abgenommen hatte. Sieben Jahre nach der Verpflanzung konnte zwar eine Zunahme der Moose auf 72% verzeichnet werden, der Anteil an Arten der Krautschicht wie *Rhynchospora alba*, *Eriophorum angustifolium*, *Andromeda polifolia* und *Vaccinium oxycoccos* war weiter auf 20% abgesunken. Weiters änderten sich die Reaktions-, Feuchte-, Kontinentalitäts- und Temperaturzahl der Vegetation signifikant. Aufgrund der wiederhergestellten Hydrologie des ursprünglich entwässerten Hochmoores konnte verringertes Aufkommen juveniler Gehölze, wie von *Betula pendula*, konstatiert werden. Die Autorin vermutet, dass der anfängliche Rückgang der Moose auf den deutlich höheren pH-Wert (weniger saures Milieu) sowie weitere wasserchemische Parameter zurückzuführen ist. Der neuerliche Anstieg

der Moosdeckung könnte in einer Adaption der Torfmoose (*Sphagnum fallax*, *S. cuspidatum* und *S. papillosum*) an die veränderten Bedingungen liegen. Überdies wanderte das invasive Schilf (*Phragmites australis*) in den Ersatzstandort ein, weshalb die Autorin neben den häufiger durchzuführenden Bestandsaufnahmen eine Fortsetzung der Pflegemaßnahmen zur Beseitigung des Schilfs anregt (WOLF 2013).

3.3 Relevanz diverser Maßnahmen und Standortparameter

Eine Vielzahl verschiedener Standortparameter prägt die Biozönose eines Lebensraums. Veränderungen dieser Parameter können naturgemäß Auswirkungen auf die Zusammensetzung der verschiedenen vorkommenden Organismengruppen nach sich ziehen, wenngleich Schwankungen von abiotischen Faktoren oder „Störungen“ in Form von Windwurfereignissen oder Überflutungen in gewissen Lebensräumen toleriert werden können bzw. einen essenziellen Sukzessionsimpuls darstellen. Trotzdem besteht bei veränderten Standortbedingungen nach einer Biotoptransplantation die Gefahr, dass der Zustand des zu „erhaltenden“ Lebensraums so stark von der Ausgangssituation abweicht bzw. an ökologischer Wertigkeit verliert, dass die aufwändige Verpflanzungsmaßnahme sinnlos erscheint und sogar einer Zerstörung des Originalbiotops gleichkommt.

Die Wichtigkeit gleicher bzw. ähnlicher Standortparameter liegt auf der Hand. Es ist jedoch sehr unwahrscheinlich, dass zwei verschiedene Biotopflächen jemals völlig idente Standortparameter aufweisen können (ALLEN 1994). Die spezielle Mikroumgebung, die für das Überleben vieler Pflanzenarten essenziell ist, variiert von Standort zu Standort, weshalb die Eignung als Ersatzlebensraum a priori nur schwer bis gar nicht festgestellt werden kann (DAVY 2002, HARRIS et al. 1996). Deshalb ist es nur wenig verwunderlich, dass selbst bei scheinbar gleichen Standortbedingungen und einer anzunehmenden Eignung der Zielfläche eine Verpflanzung nicht immer gelingen muss, wie dies z.B. vom Versuch einer Halbtrockenrasen-Übertragung berichtet wurde (Auskunft: Michael Strauch, Abt. Naturschutz Oberösterreich).

Der Erfolg kann aber auch von der Durchführungsmethode der Verpflanzung abhängen, weshalb die Möglichkeit besteht, dass auch bei geeigneten Standortfaktoren auf der Empfängerfläche eine Beeinträchtigung des verpflanzten Lebensraums auftritt. Umweltfaktoren und die Verpflanzungsmethode können sich unterschiedlich stark auf die Zusammensetzung der Biozönose auswirken. Um einen Überblick über die Bedeutung ausgewählter Faktoren im Zusammenhang mit Lebensraumverpflanzungen zu erhalten, wurden Experten aus Österreich und Deutschland gebeten, die Relevanz der Ähnlichkeit diverser Standortparameter von Spender- und Empfängerfläche sowie die Anwendung bestimmter (ingenieurbiologischer) Maßnahmen auf einer Skala von 1 (unwichtig) bis 10 (wichtig) einzuschätzen. Die Ergebnisse werden in den Abbildungen 10 und 11 im Überblick dargestellt und in den Folgekapiteln erläutert.

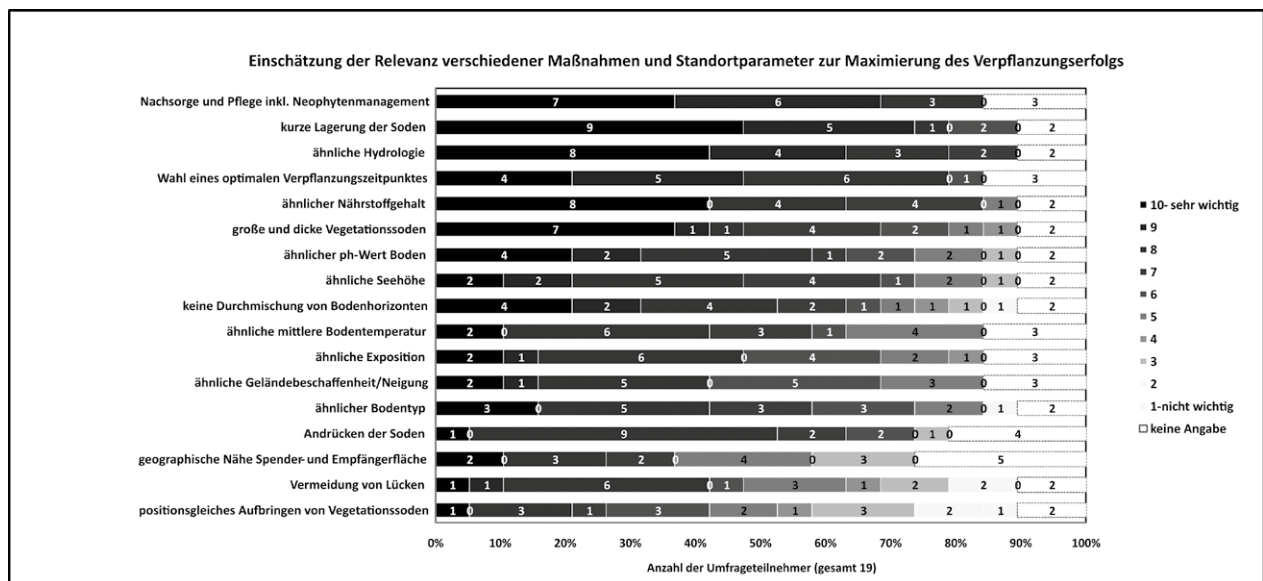


Abb. 10. Die Wertung der Ähnlichkeit diverser Standortparameter von Spender- und Empfängerfläche sowie die Anwendung bestimmter ingenieurbioologischer Maßnahmen wird sortiert nach ihren Mittelwerten (absteigend, vgl. Abb. 11) dargestellt.

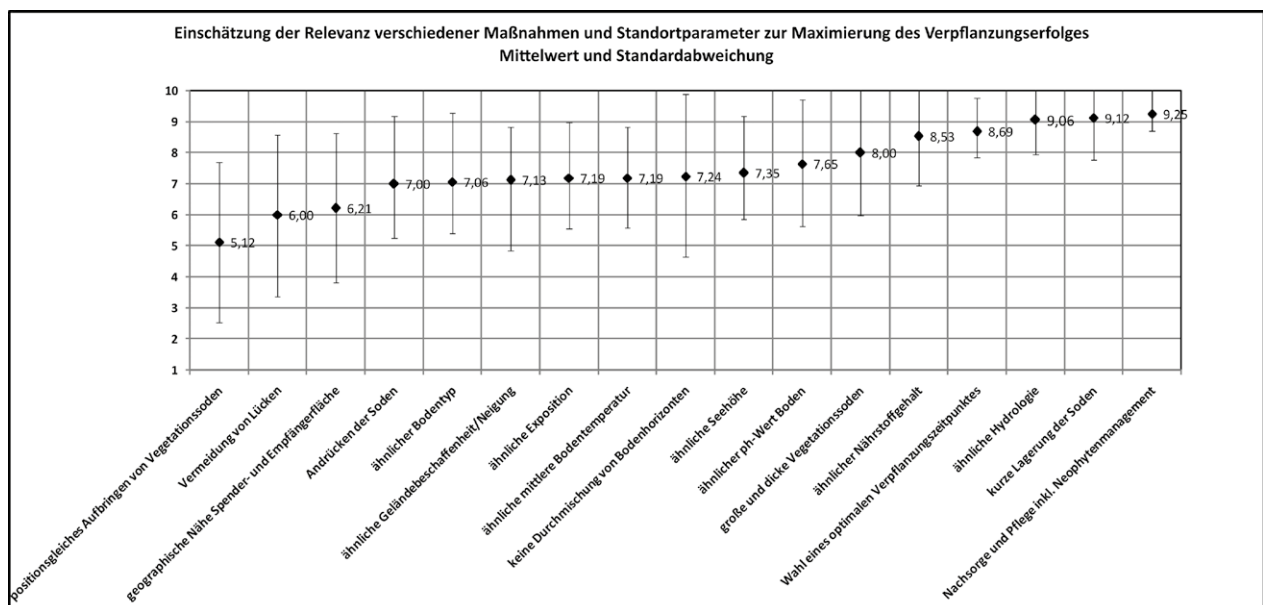


Abb. 11. Mittelwerte und Standardabweichungen bei der Beurteilung der Bedeutung verschiedener Standortparameter und ingenieurbioologischer Methoden. Am meisten Einigkeit (geringste Standardabweichung) herrscht bezüglich der hohen Wichtigkeit einer fachgerechten Nachsorge auf transplantierten Flächen.

Der Vollständigkeit halber wird angemerkt, dass bei bereits beeinträchtigten Lebensräumen das Ziel einer Verpflanzung auch sein kann, dass sich bestimmte Standortparameter ändern sollen, wie das zum Beispiel bei entwässerten Streuwiesen oder eutrophierten Magerstandorten der Fall sein kann.

3.3.1 Wohin damit? Die Bedeutung der Ähnlichkeit verschiedener Standortparameter zwischen Spender- und Empfängerfläche

Am meisten Bedeutung wird von den Umfrageteilnehmern gleichen hydrologischen Verhältnissen auf Spender- und Empfängerfläche beigemessen. Die fatalen Auswirkungen bei einer Abweichung vom ursprünglichen Wasserhaushalt

sind in vielen Studien dokumentiert. Beispielsweise führte in England die Verpflanzung einer frischen Mähweide auf einen nasserem Standort zu einer Umwandlung des Biotops in eine Feuchtwiese mit beträchtlicher Änderung der Artenzusammensetzung (Box 2003). Eine weitere britische Studie zeigte ähnliche Ergebnisse. Eine artenreiche, mesotrophe, feuchte Mähweide mit *Briza media*, *Triglochin palustre* und *Cirsium dissectum* verwandelte sich u.a. aufgrund stärker vernässter Bodenverhältnisse am Zielort innerhalb von drei Jahren in eine Simsenweide mit *Glyceria maxima*, *Phalaris arundinacea* und *Cirsium arvense*. Änderungen in der Artenzusammensetzung können auch indirekt durch veränderte Standortparameter herbeigeführt werden, wenn sie sich auf die Bewirtschaftungsmöglichkeiten auswirken, wie das bei

einer bodensauren, mesotrophen Mähweide mit hochwertigen Arten wie *Cirsium dissectum*, *Genista tinctoria* und *Serratula tinctoria* der Fall war. Diese wies eine jahreszeitlich begrenzte Wassersättigung des Bodens auf. Auf der Zielfläche hielt die Staunässe jedoch länger an als auf der Spenderfläche, weshalb eine Beweidung bzw. Mahd der Fläche nicht mehr im selben Zeitraum wie zuvor möglich war. Dies führte innerhalb von vier Jahren zu einer Zunahme von *Deschampsia cespitosa* und Simsenarten wie *Juncus acutiflorus*. Arten der Spenderfläche inklusive der hochwertigen Zielarten waren zwar noch vorhanden, jedoch in ihrer Häufigkeit zurückgegangen (HUMPHRIES et al. 1995).

Bereits bei der Einschätzung der Verpflanzbarkeit feuchter Lebensräume (siehe 3.2) wurde von den Umfrageteilnehmern angemerkt, dass auf geeigneten Zielstandorten mit großer Wahrscheinlichkeit bereits eine hochwertige Feuchtwegvegetation vorhanden sein könnte, weshalb die Suche nach einer geeigneten Empfängerfläche schwierig sei. Dies trifft sicherlich in den meisten Fällen zu. Es besteht jedoch auch die Möglichkeit, mit ingenieurb biologischen Mitteln geeignete hydrologische Verhältnisse herzustellen, wie zum Beispiel durch die Entfernung von Drainagen auf bereits entwässerten ehemaligen Feuchtwegflächen, durch Absenkung des Geländeniveaus oder den Einbau einer wasserstauenden Schicht in Form von Lehmschlag oder Geotextilien. Umgekehrt können trockenere Verhältnisse durch die Aufbringung von wasserdurchlässigem Material (z.B. Schotter, Sand) geschaffen werden.

Auch einem ähnlichen Nährstoffgehalt des Bodens auf der Empfängerfläche wird große Bedeutung zugemessen. Erneut ergibt sich hier die Problematik, dass an nährstoffarmen Standorten mit hoher Wahrscheinlichkeit bereits schützenswerte Magerbiotope vorhanden sind. Allerdings besteht wiederum die Möglichkeit, nährstoffarme Bedingungen technisch zu schaffen. Hierfür kann der eventuell vorhandene, nährstoffreiche Oberboden abgezogen werden und/oder der Untergrund mit nährstoffarmem Zwischenbodenmaterial verfüllt werden. Allerdings ist auch darauf zu achten, dass kein Nährstoffeintrag aus benachbarten, gedüngten Flächen stattfindet. Magerstandorte sollten generell nicht in die Nähe von stark frequentierten Verkehrsinfrastrukturen verpflanzt werden (MÜLLER 1990). Die Zunahme des atmosphärischen Stickstoffeintrags verursacht bereits in vielen Ökosystemen erhebliche Veränderungen der Artenzusammensetzung (BOBBINK et al. 2010) und selbst in Schutzgebieten wie dem Nationalpark Berchtesgaden nehmen Nährstoff anzeigende Arten auch in den Höhenlagen zu (BOFINGER 2020). Dieser Effekt stellt zusätzlich zur Nährstoffmobilisierung in bearbeiteten Böden (siehe 3.1) eine Erschwernis bei der Verpflanzung von Biotopen extrem magerer Standorte dar. Bei mesotrophen Lebensräumen könnten aber diese Effekte durch tendenziell nährstoffärmere Bedingungen auf den Zielflächen ausgeglichen werden.

Wenn auf der Zielfläche ein anderer pH-Wert im Boden gegeben ist, kann dies zu massiven Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung inklusive Änderung des

ursprünglichen Biotoptyps führen. Zwar wird mit den Vegetationssoden der Originalboden mit übertragen, doch durch Grundwassereinflüsse oder wenn kalkreicher Boden in ein Torfgebiet eingebracht wird, kommt es trotzdem zu einer (allmählichen) Änderung der Bodenreaktion.

Jedenfalls zu berücksichtigen sind Seehöhe, mittlere Bodentemperatur und Exposition, wobei eine Änderung einer dieser Faktoren eventuell durch die Änderung eines anderen ausgeglichen werden kann. Eine ähnliche Exposition ist vor allem bei der Standortwahl für die Verpflanzung von Trocken- und Magerbiotopen wichtig.

Dass Geländebeschaffenheit und Neigung bei einer Biotopverpflanzung beibehalten werden, ist je nach Lebensraumtyp unterschiedlich relevant. Vor allem die Artenzusammensetzung in Biotopen mit stark heterogenen Geländestrukturen, wie zum Beispiel in Weidebiotopen der Hochlagen, hängt maßgeblich von den mikroklimatischen Besonderheiten der „Buckel“ und „Senken“ ab. Diese Vielfalt an Nischen auf engstem Raum ermöglicht es Pflanzen, innerhalb dieses heterogenen Lebensraumes auf geeignete Standorte auszuweichen, und sorgt somit für dessen Stabilität (OEHLER et al. 2020). Aber auch für eine Vielzahl von Tieren ist die Verfügbarkeit dieser Strukturen und Nischen relevant. Eine Veränderung der Hangneigung kann sich im Übrigen auch auf die Hydrologie durch einen beschleunigten oder verlangsamten Wasserabfluss und auf die mittlere Bodentemperatur durch veränderte Sonneneinstrahlung auswirken.

Der Bodentyp eines Lebensraumes steht im direkten Zusammenhang mit den bereits besprochenen Standortparametern Hydrologie und Bodenreaktion und wird daher nicht mehr näher behandelt.

Der geographischen Nähe zwischen Spender- und Empfängerfläche wurde zwar in der Umfrage die geringste Bedeutung beigemessen, sie sollte aber nicht unterschätzt werden. Dies hat einerseits logistische Gründe, die sich auf den zeitlichen Aufwand, die Kosten, die CO₂-Emissionen durch den Transport und die Lagerungsdauer der Soden auswirken. In solchen Fällen, wo sich Spender- und Zielfläche in unmittelbarer Nähe zueinander befinden, kann es sogar sein, dass weder eine Zwischenlagerung noch ein Verladen auf ein Transportfahrzeug notwendig ist, sondern die Soden Zug um Zug mit dem Bagger abgezogen und sofort wieder aufgebracht werden können (BRUELHEIDE & FLINTROP 2000).

Häufig sind aber auch die bisher genannten Standortparameter in unmittelbar räumlicher Nähe ähnlich und eine geeignete Zielfläche ist somit im direkten Umfeld eventuell leichter zu finden. Eine Studie über zehn verpflanzte Grünlandflächen unterschiedlicher Vegetationstypen in England (Box 2003) kam zu dem Ergebnis, dass nur zwei von diesen zehn Flächen nach der Transplantation ihren naturschutzfachlichen Wert behielten. Dabei handelte es sich um eine von Wiesen-Kammgras (*Cynosurus cristatus*) dominierte Weide und um eine Mischung aus basenreicher Wiesen-Flaumhafer-Wiese und Kalkmagerrasen mit Kalk-Blaugras (*Sesleria caerulea*).

Beiden erfolgreich verpflanzten Lebensräumen war gemein, dass sich Spender- und Empfängerfläche in einem engen, räumlichen Zusammenhang befanden und die Lebensraumparameter einander ähnelten. Auch die genetische Struktur von Populationen eines bestimmten geographischen Raums kann eine entscheidende Rolle bei der Übertragbarkeit von Pflanzengesellschaften spielen. In einem Experiment mit dem südkalifornischen Halbstrauch *Acmispon glaber* (Synonym *Lotus scoparius*) konnte gezeigt werden, dass mit zunehmender genetischer und oft auch räumlicher Distanz Pflanzen von Transplantationsflächen schlechter in ihren neuen Lebensräumen zurechtkamen. Die biologische Fitness der Individuen wird dabei oft reduziert. Dies entspricht der sogenannten „home-site advantage hypothesis“, die vorhersagt, dass der relative Erfolg einer neu eingewanderten Population mit zunehmender genetischer und ökologischer Distanz zu lokalen, heimischen Populationen abnimmt (MONTALVO & ELLSTRAND 2000). Die Pflanzen der ansässigen Populationen sind nicht nur besser an die Standortbedingungen angepasst, sondern es wird zusätzlich durch die Erhaltung lokaler Genotypen der Effekt der Gen-Erosion (Abnahme der genetischen Diversität innerhalb einer Population) gemindert (KLIMEŠ et al. 2010).

Oft kann im Vorhinein nur mit hohem Untersuchungsaufwand eingeschätzt werden, ob am neuen Standort eine geeignete Invertebraten-Artengarnitur für die essenziellen ökologischen Wechselwirkungen zwischen Flora und Fauna vorhanden ist bzw. entstehen wird (BULLOCK 1998, PARK 1989). Auch aus diesem Grund ist ein enger räumlicher Zusammenhang von großem Vorteil, da z.B. spezifische Bestäuber das verpflanzte Biotop innerhalb ihres natürlichen Areals wieder auffinden können.

3.3.2 Wie soll es gemacht werden? Relevanz von diversen Verpflanzungs(begleit)maßnahmen

In der Bewertung der unterschiedlichen Verpflanzungsbegleitmaßnahmen hinsichtlich ihrer Bedeutung für den langfristigen Erfolg wurde einer fachgerechten Nachsorge inklusive Neophytenmanagement und der langfristigen biotopkonformen Folgepflege die größte Wichtigkeit zuerkannt (9,25 auf einer Skala von 1 – 10). Hierbei herrschte auch am meisten Einigkeit unter den Fachleuten, erkennbar an der geringsten Standardabweichung (siehe Abb. 10 und 11). Bereits bei der Einschätzung der Verpflanzbarkeit diverser Lebensraumtypen (siehe Punkt 3.2) wurde von den Umfrageteilnehmern bei vielen Biotoptypengruppen darauf hingewiesen, dass schlussendlich das Folgemanagement für den langfristigen Erfolg der Verpflanzung entscheidend ist.

In den ersten Jahren nach der Verpflanzung während der Labil- und Rekonstitutionsphase müssen häufig die unerwünschten (Neben-)Effekte der ingenieurbiologischen Maßnahme per se eingedämmt werden. Um die Folgen der Nährstoffmobilisierung zu mindern, kann etwa eine zusätzliche Aushagerungsmahd im gesamten oder in Teilen des Biotops durchgeführt werden. Sollte sich die Zielfläche im Weideland befinden, ist es ratsam, sie während der ersten Jahre mittels Zäunung wirksam vor Vertritt und Düngeeintrag

durch Viehexkrementen zu schützen. Vor allem in den ersten beiden Jahren müssen in Feucht- und Magerbiotopen die für den jeweiligen Lebensraum untypischen Hochstauden gejätet werden, damit lichtliebende, kleinwüchsige Arten nicht zu sehr beschattet werden (Box 2003). Selbstverständlich sind auch invasive Neophyten von Anfang an möglichst restlos zu entfernen. Aufgrund der zunehmenden weltweiten Verbreitung diverser Neophyten steigt der Invasionsdruck auf gestörte bzw. empfindliche Lebensräume in den letzten Jahrzehnten zunehmend. Dies zeigt auch die Dokumentation der Goldruten-Vorkommen in dem verpflanzten Streuwiesen-Niedermoor-Komplex im Salzburger Naturschutzgebiet Fuschlseemoor (siehe Abb. 5).

Auf eine nach der Transplantation einsetzende Entwicklung, die im Vorhinein noch gar nicht abschätzbar ist, kann natürlich nur dann kurzfristig reagiert werden, wenn diese auch im Zuge einer regelmäßigen Nachkontrolle rechtzeitig festgestellt wird.

Die eigene Erfahrung hat gezeigt, dass es sogar relevant sein kann, im Vorhinein zu klären, wer im Falle von „höherer Gewalt“ für eine Wiederherstellung des verpflanzten Biotops zuständig ist. In Obertauern (Salzburg) war nach starken Niederschlägen eine Messanlage für den Wasserdurchfluss in einem Bach mit Schwemmgut verstopft und der Bach grub sich ein alternatives Bachbett durch eine angrenzende, verpflanzte Niedermoorfläche. Da weder der Antragsteller der Transplantation noch der dulddende Grundbesitzer für dieses Ereignis verantwortlich waren, erwies sich die Klärung der Zuständigkeit als schwierig und führte zu erheblichem Zeitverlust bei der Wiederherstellung des beeinträchtigten Biotops.

Bezüglich der biotopkonformen Folgepflege muss zwischen anthropogen entstandenen und natürlichen Biotoptypen unterschieden werden. Röhrichte, alpine Zwergstrauchheiden, alpine Rasen, Quellfluren und lebende Hochmoore bedürfen keiner menschlichen Bewirtschaftung und auch Trockenrasen, Niedermoores und andere sumpfige Lebensräume können unter Idealbedingungen ohne Eingriffe durch die sukzessionshemmende menschliche Hand überdauern. Als Ziel sollte bei der Verpflanzung derartiger Lebensräume formuliert werden, dass dieser vom Menschen unabhängige Zustand nach einer Verpflanzung wieder erreicht wird. Damit kann allerdings nur bei wenigen Lebensraumtypen (wie Röhrichten, Teichen und eventuell Waldboden-Vegetation) mit großer Wahrscheinlichkeit gerechnet werden. Beispielsweise musste nach der Verpflanzung von Hochmoorfragmenten festgestellt werden, dass ohne zusätzliche Mahd eine Überwucherung mit Schilf nicht eingedämmt werden kann (WOLF 2013). Wie lange es dauert bzw. ob das verpflanzte Hochmoor jemals einen eingriffsunabhängigen, zufriedenstellenden Zustand erreicht, ist derzeit nicht absehbar.

Auch ohne Lebensraumverpflanzung muss ein anthropogen geschaffener Lebensraum für dessen Erhaltung biotopkonform bewirtschaftet werden. Ein besonders negatives Beispiel für ein Unterbleiben der biotopkonformen Folge-

pflege stammt aus dem Salzburger Flachgau. Nachdem ein Niedermoor inklusive des Bestands an Orchideen und Sibirien-Schwertlilie aufwändig verpflanzt worden war, wurde mit dem Bewirtschafter fälschlicherweise ein ÖPUL-Fördervertrag über eine zweimähdige Nutzung samt Düngung abgeschlossen. Notwendig wäre eine Streuwiesen-Bewirtschaftung ohne Düngung mit einmaliger Mahd pro Jahr im Herbst gewesen. Diese weder dem Biotoptyp noch den Zielsetzungen der Verpflanzung entsprechende Folgenutzung führte binnen weniger Jahre wieder zur Ausbildung einer Fettwiese, wodurch der gesamte nicht unbeträchtliche Aufwand der Transplantation vollständig zunichte gemacht wurde, wie der Zweitautor bei einer Nachschau feststellen musste. Aus diesem Grund sind langfristige und rechtlich bindende Verträge zur Absicherung der biotopkonformen Bewirtschaftung notwendig. Von den zuständigen Behörden sind bei Verpflanzungsprojekten unbedingt verlässliche Nachweise (z.B. Eintragung im Lastenblatt des Grundbuchs) zur Sicherstellung der richtigen Folgepflege einzufordern.

Mit der biotopkonformen Bewirtschaftung diverser Lebensräume, die auch zoologische Artenschutzaspekte mitberücksichtigt, setzt sich die Publikation „Herausforderungen bei ÖPUL-Naturschutz-Maßnahmen und naturschutzfachliche Empfehlungen für künftige Förderprogramme“ (EICHBERGER et al. 2019) auseinander.

Einer möglichst kurzzeitigen Lagerung der abgezogenen Vegetationssoden wurde von den befragten Fachleuten ebenfalls eine hohe Bedeutung (9,12 von 10) beigemessen. Bei einer zu langen Lagerung der Soden kann es zu einer Schädigung der Pflanzen durch Austrocknung und Lichtmangel kommen (Box 2003). Bei der Errichtung eines Windparks auf 1800-1900 m Seehöhe war es laut Auskunft eines Umfrageteilnehmers zu negativen Effekten in verpflanzten alpinen Rasen und Zwergstrauchheiden gekommen, weil sich durch Verzögerungen beim Bau die Lagerung der Soden länger als geplant hinzog (Auskunft: Philipp Sengl, ZT Kofler). Dieses Beispiel zeigt auch auf, wie wichtig ein gut koordinierter Bauablauf ist. Im Idealfall liegen Spender- und Empfängerfläche direkt nebeneinander und eine Zwischenlagerung der Soden ist erst gar nicht notwendig (BRUELHEIDE & FLINTROP 2000). Andere Umfrageteilnehmer berichten allerdings, dass bei geeigneten Lagerbedingungen Schäden an der Vegetation hintangehalten werden können, beispielsweise durch eine Lagerung in Mieten oder indem Rasensoden auf Böschungen „zwischengepflanzt“ werden.

Der optimale Zeitpunkt zur Verpflanzung hängt stark vom Typ des betroffenen Lebensraums ab, idealerweise wird die Pflanzendecke jedoch während der Vegetationsruhe und bei schneefreien Bedingungen verpflanzt. Bei Gehölzbiotopen, vor allem mit Laubgehölzen, empfiehlt sich der bodenfrostfreie Herbst, damit die Gehölze vor dem Laubaustrieb im Frühjahr Wurzeln ausbilden können, um im Fall von ausbleibenden Niederschlägen im Frühjahr nicht bewässert werden zu müssen. Im Gebirge ist die Verpflanzung von alpinen Rasen aufgrund der kurzen Vegetationsperiode auch im Frühsommer bzw. Frühherbst möglich.

Bei tiefgründigem Grünland (z.B. Feuchtwiesen) wird eine Entnahmetiefe der Vegetationssoden von 30 cm empfohlen, um ausreichend Oberboden inklusive der Bodenorganismen und Wurzelsysteme zu übertragen (HUMPHRIES & BENYON 1995). Je trockener und skelettreicher der Boden ist, desto leichter zerbröckelt das Substrat beim Versuch, Vegetationssoden abzuheben. In diesem Fall müssen dünnere Schichten mit der Pflanzendecke abgezogen, die tieferliegenden Bodenschichten mechanisch abgegraben und auf die Zielfläche zur Vorbereitung des Unterbodens geschüttet werden. Auf diesem werden dann die dünneren Vegetationssoden aufgetragen (HUMPHRIES & BENYON 1995). Bei der Verpflanzung eines Kalkmagerrasens hat sich allerdings die Methode der Sodenschüttung im Vergleich zur Sodenverpflanzung als effektiver erwiesen (WITTMANN & MÜLLER 2013). Offensichtlich kommen vor allem Gräser und grasartige Pflanzen mit der Methode der Sodenschüttung schlechter zurecht (ARADOTTIR 2012), weshalb konkurrenzschwächere, krautige Pflanzen gefördert werden. Der Vorteil, den viele Grasarten normalerweise durch ihre Fähigkeit zum vegetativen Wachstum besitzen, geht bei der mechanischen Zerkleinerung des Oberbodens und der damit verbundenen Zerstörung ihrer Rhizome verloren.

Die ideale Größe der Soden scheint stark mit der Art der Vegetation zu korrelieren. In Island wurden alpiner Rasen und Heidevegetation mit unterschiedlichen Sodengrößen zwischen 5 cm x 5 cm bis 30 cm x 30 cm Größe verpflanzt. Dabei zeigte sich, dass der alpine Rasen eine Verpflanzung von kleinen Soden besser tolerierte als die Zwergstrauchheiden. Das Wachstum von Gräsern schien bei kleinen Soden insgesamt begünstigt zu werden (ARADOTTIR 2012), was wohl mit der besseren vegetativen Ausbreitungsfähigkeit der Gräser zusammenhängt.

Bei einer durchschnittlichen Bewertung mit 7,2 von 10 Punkten durch die befragten Experten erscheint eine Vermeidung der Durchmischung von Bodenhorizonten zwar noch relativ wichtig, jedoch ist die Standardabweichung von diesem Wert insgesamt am größten. Die Bedeutung dieses Aspekts hängt wohl wiederum stark vom betroffenen Lebensraumtyp ab. Zweifellos muss bei Lebensräumen mit komplexer Hydrologie besonderer Wert auf den Erhalt der Bodenschichten gelegt werden, insbesondere wenn der Unterboden eine dichtende, wasserstauende Funktion hat.

Das Anpressen von Vegetationssoden kann einerseits der Schaffung einer ebenen, (maschinell) mähbaren Fläche dienen, was in vielen Fällen für die Fortsetzung der traditionellen Bewirtschaftung essenziell ist. Dies soll aber nicht durch das Befahren der frisch verpflanzten Vegetation mit schweren Baugeräten erfolgen, sondern durch vorsichtiges Andrücken mit der Baggerschaufel (HUMPHRIES & BENYON 1995). Andererseits kann durch das Andrücken der Kontakt zum Unterboden schneller hergestellt und somit die Aussicht auf eine ausreichende Wasserversorgung verbessert werden.

Das Vermeidung von Lücken zwischen verpflanzten Vegetationssoden durch enges Auflegen der Rasenstücke

oder Auffüllen mit Zwischenbodenmaterial dient einerseits ebenfalls der Herstellung einer mähbaren Fläche (HUMPHRIES & BENYON 1995). Vor allem in Lebensräumen mit konkurrenzschwachen Pflanzenarten bzw. in Magerbiotopen kann dadurch andererseits das Eindringen unerwünschter Arten reguliert werden. KLÖTZLI (1980) macht darauf aufmerksam, dass vor allem entlang von Rissen bzw. Rändern der Soden die Durchlüftung und somit Mineralisierung organischer Stoffe am stärksten ist, was das vermehrte Aufkommen von Hochstauden fördert, die vor allem in Magerbiotopen nicht erwünscht sind. Auch Neophyten und Ruderal-Arten können solche Lücken leichter besiedeln und die verpflanzte Vegetation durch Beschattung und/oder Konkurrenz beeinträchtigen, was deren Labilphase verlängern kann.

Ein positionsgleiches Aufbringen von Vegetationssoden wird von den Umfrageteilnehmern als am wenigsten bedeutsam unter den Verpflanzungsbegleitmaßnahmen eingestuft. Es sollte aber bei Lebensräumen, die durch eine mosaikartige Verteilung der Vegetation gekennzeichnet sind, durchaus Augenmerk darauf gelegt werden. Zusätzlich besteht die Herausforderung, die entnommenen Mosaikteile an jeweils geeignete Standorte auf der neuen Empfängerfläche zu platzieren (BRUELHEIDE & FLINTROP 2000).

3.4 Beurteilung des Verpflanzungserfolgs

Die Recherchen haben gezeigt, dass zur Überprüfung des Erfolgs der Lebensraumverpflanzung unterschiedliche Kriterien herangezogen werden und je nach Gewichtung der Aspekte die Evaluierenden zu entsprechend positiven oder negativen Ergebnissen kommen.

Es ist aus fachlicher Sicht und nach allen vorliegenden Erfahrungen jedenfalls auszuschließen, dass ein Lebensraum nach seiner Verpflanzung in jeglicher Hinsicht wieder dem ursprünglichen Zustand gleicht – auch in Anbetracht dessen, dass selbst in natürlichen Lebensräumen umweltbedingte Veränderungen relativ rasch auftreten können, wie zum Beispiel durch erhöhte atmosphärische Stickstoffeinträge, die globale Klimaerwärmung oder witterungsbedingte Einflüsse.

Es wäre möglich, standardisierte Verpflanzungserfolgs-Kriterien zu entwerfen und in Zukunft anzuwenden. Die wissenschaftlichen Überprüfungs- und Vergleichsmöglichkeiten in diesem praxisorientierten Forschungsbereich würden davon sicherlich profitieren, allerdings haben Standardverfahren den Nachteil, dass auf individuelle Eigenheiten von Lebensräumen nicht oder nur beschränkt eingegangen werden kann. Außerdem kann es sein, dass aus naturschutzfachlicher Sicht gar nicht erwünscht ist, dass ein Lebensraum unverändert bleibt, beispielsweise wenn er sich bereits vor der Verpflanzung in einem degradierten Zustand befindet.

Aus diesem Grund wird stattdessen das Formulieren konkreter Erhaltungs- bzw. Entwicklungsziele für die Überprüfbarkeit des Transplantationserfolgs empfohlen. Um sinnvolle Ziele vorgeben zu können, müssen im zu verpflanzenden Lebensraum zuerst Vorerhebungen durchgeführt werden. Dabei können die Besonderheiten, die die Eigenart

des betroffenen Lebensraums ausmachen, eruiert werden (bestimmtes Artengefüge, besondere ökologische Funktion, Vorkommen von gefährdeten Pflanzenarten, Vorkommen von besonderen Tierarten ...). Vor allem, wenn die Entwicklung der Deckung verschiedener Pflanzenarten untersucht werden soll, empfiehlt es sich, vor der Verpflanzung mehrere Vegetationsaufnahmen über das Biotop verteilt zu erstellen, die Soden der Aufnahmeflächen zu markieren und diese auf der Zielfläche wieder lagerichtig auszubringen. Somit kann bei weiteren Vergleichsanalysen wieder derselbe Vegetationsbereich für die Kontrollaufnahme aufgesucht werden, was präzisere Aussagen über die Entwicklung ermöglicht. Um diese Bereiche wieder exakt lokalisieren zu können, können z.B. Magnete oder Stahlstifte im Zentrum oder an Eckpunkten der Aufnahmeflächen eingegraben werden (vgl. BRUELHEIDE & FLINTROP 2000).

3.4.1 Vorschläge für Erhaltungs- und Entwicklungsziele bei Lebensraumverpflanzungen

Nachfolgend befindet sich eine Übersicht über potenzielle Kriterien, welche zur Formulierung von Erhaltungs- und Entwicklungszielen herangezogen werden können:

- Begrünungsgrad (Gesamtdeckung)
- Pflanzenvitalität
- Biotoptyp
- Deckung dominanter, für den Biotoptyp charakteristischer Pflanzenarten
- Zielarten (seltene bzw. gefährdete Arten, regionale Besonderheiten)
- Artenzahl („species richness“)
- Diversität
- Deckung der lebensraumtypischen, pflanzensoziologischen Artengruppen (vgl. Tab. 2)
- Deckung der Wuchsformen-Gruppen (wie Hochstauden, Gehölze, Leguminosen, Seggen, etc.; vgl. Tab 3)
- Deckung der Zeigerarten (Feuchtezeiger, lichtliebende Arten, Nährstoffzeiger usw.)
- Vegetationsdichte
- Ähnlichkeit der Vegetationszusammensetzung, z.B. via Ähnlichkeitsindex nach Jaccard (WILDI & ORLÓCI 1990)

Relativ leicht überprüfen lässt sich, ob im neu geschaffenen Lebensraum eine vollständige Begrünung vorliegt, ob die Vegetation vital ist und auch noch dem ursprünglichen Biotoptyp entspricht. Etwas aufwändiger ist es, die Anzahl der Arten vor und nach der Transplantation zu vergleichen, da hierfür vollständige Artenlisten anzufertigen sind. Ein reiner Vergleich der Artenzahlen aller vorkommenden Arten wäre irreführend, da während der Labil- und Rekonstitutionsphase mit dem Auftreten von lebensraumuntypischen Arten zu rechnen ist. Vielmehr sollten primär die Artenzahlen der lebensraumtypischen Arten für Evaluationen berücksichtigt werden.

Auch ein Vergleich der Diversität (z.B. Shannon-Index, berücksichtigt sowohl die Artenzahl als auch deren Mengenverhältnisse; MAGURRAN 2004) könnte herangezogen werden (siehe Abb. 12). Für die erforderlichen quantitativen

Deckungsangaben müssen in diesem Fall Vegetationsaufnahmen – idealerweise auf konstanten Aufnahme­flächen – sowohl vor als auch nach der Verpflanzung durchgeführt werden.

Wie bei den Studien von MÜLLER (2002) bzw. WITTMANN & MÜLLER (2013) besteht auch die Möglichkeit, die vorkommenden Pflanzenarten in „Artengruppen“ nach ELLENBERG et al. (1982) einzuteilen und somit einem gewissen Lebensraumtyp zuzuordnen (z.B. Niedermoor, Pfeifengraswiese, Intensivwiese). Damit kann einerseits die Entwicklung des Biotoptyps, andererseits über die Veränderung der Anteile der verschiedenen Artengruppen indirekt auch jene der Standortparameter analysiert werden.

Ähnliches lässt sich mit einer Einteilung der Pflanzenarten in die verschiedenen Wuchsformen wie Hochstauden, Leguminosen, Seggen usw. nach KLÖTZLI (1980) bewerkstelligen. Das Überleben und die erfolgreiche Etablierung gefährdeter und/oder geschützter Arten ist ebenfalls ein wichtiges Kriterium. Weitere Analyse­möglichkeiten liegen im Vergleich der Vegetationsdichte (TRAXLER 1997, VAN DER MAAREL 1970) und von Ähnlichkeiten zwischen Aufnahme­flächen mittels Berechnung des Ähnlichkeitsindex nach Jaccard (WILDI & ORLÓCI 1990).

Die verschiedenen Faktoren im Zusammenhang mit der Biotopverpflanzung sind bereits aus vegetationsökologischer Sicht sehr komplex. Selbst wenn die pflanzliche Artengarnitur erhalten werden kann, so muss bei der Beurteilung der gesamtökologischen Funktionsfähigkeit des Lebensraumes zusätzlich auf tierökologische Aspekte und

Fragestellungen geachtet werden. Können gemeinsam mit dem Erdsreich auch Insekten­eier und Larven mit übertragen werden und sind für deren Überleben dann auch geeignete Standortbedingungen vorhanden? Bleibt nach der Verpflanzung ein Biotopverbund bestehen, damit Arten wieder einwandern bzw. durchwandern können?

3.4.2 Langfristiges Monitoring

Projektplaner und Behördenvertreter wurden im Zuge der Umfrage gebeten, anzugeben, ob die von ihnen betreuten bzw. in Verfahren behandelten Verpflanzungsprojekte über einen Zeitraum von mehr als fünf Jahren einem Monitoring unterzogen wurden bzw. werden. Neun von einundzwanzig Teilnehmern gaben an, dass eine Nachkontrolle entweder gar nicht, nur im privaten Interesse des begleitenden Biologen oder nur innerhalb eines Zeitraums von zwei bis vier Jahren erfolgt. Sechs Teilnehmer gaben an, dass zumindest bei neueren Projekten die Dauer des Monitorings sich über mehr als fünf Jahre erstreckt, aber in der Regel nur dann, wenn dies in den behördlichen Auflagen gefordert wird und nicht auf Wunsch des Auftraggebers. Nur ein Teilnehmer gab an, dass auch über längere Zeiträume Monitorings stattfinden.

Die Notwendigkeit eines langfristigen Monitorings wurde durch Kommentare immer wieder hervorgehoben, vor allem dann, wenn der Verpflanzungserfolg im Wesentlichen von den (oft technisch zu gestaltenden) Standortbedingungen (Wasserzügigkeit, Exposition, Untergrundbeschaffenheit etc.) abhängt. Andernfalls wären Projektziele gefährdet, die durch ein allfälliges Nachjustieren auf Basis der Evaluierung vielleicht noch erreicht werden könnten.

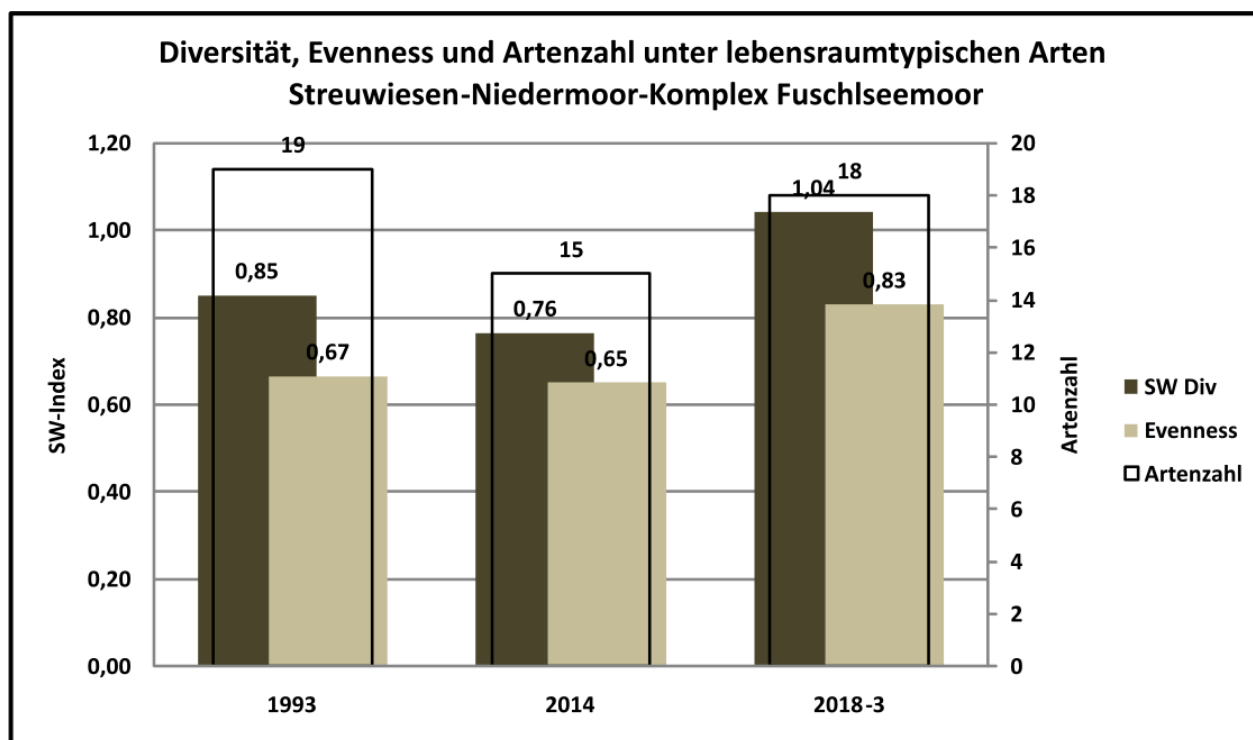


Abb. 12. Entwicklung der Diversität und der Artenzahl innerhalb einer Vegetationsaufnahme­fläche des Streuwiesen-Niedermoor-Komplexes im Naturschutzgebiet Fuschlseemoor. Die Diversität wurde anhand des Shannon-Wiener-Index berechnet.

Wie schon in der Einleitung erwähnt, wurde bereits in den 1980er Jahren bedauert, dass es zu Transplantationsprojekten nur wenige Langzeitstudien gibt und die oft zu kurzen Untersuchungszeiträume zu falschen Annahmen führen würden, da verpflanzte Lebensräume in den ersten Jahren noch stabil erscheinen können und sich dann trotzdem in ihrem Zustand gravierend verschlechtern (FAHSELT 2007). Diese Behauptung hat sich auch bei Langzeitstudien als zutreffend erwiesen, da selbst nach 20 oder 30 Jahre langen stabilen Phasen noch plötzliche Schwankungen in den Artengruppenzusammensetzungen auftreten können (MÜLLER 2002, WITTMANN & MÜLLER 2013). Weiters ist vorstellbar, dass mehrjährige Pflanzen die Verpflanzung gut überstehen, die Arten sich jedoch nicht erfolgreich reproduzieren können (fehlende Bestäuber oder schlechte Keimungsbedingungen) und somit nach mehreren Jahren aus dem Lebensraum verschwinden.

Bei mäßig bis schlecht verpflanzbaren Lebensräumen ist daher ein langfristiges Monitoring von mindestens zehn Jahren unerlässlich. Die Nachkontrollen müssen nicht jedes Jahr erfolgen, sondern können nach dem Überstehen der Labilphase auch in größeren Abständen von zwei, drei oder fünf Jahren durchgeführt werden. Sollte sich im Zuge des Monitorings herausstellen, dass die im Vorfeld festgelegten Erhaltungs- und Entwicklungsziele nicht eingehalten werden können, müssen zusätzliche Maßnahmen zum Erreichen der Ziele gesetzt werden. Dabei kann es sich etwa um eine Anpassung der Pflegemaßnahmen, eine Nachjustierung der technisch geschaffenen Standortbedingungen oder eine zusätzliche Ansalbung bestimmter wertgebender Arten handeln.

3.4.3 Anwendung der Evaluationsmethodik mittels festgelegter Entwicklungs- und Erhaltungsziele auf verpflanzte Lebensräume im Bundesland Salzburg

Streuwiesen-Niedermoor-Komplex aus Hof, verpflanzte in das NSG Fuschlseemoor

Aufgrund des dokumentierten Biotopzustands (siehe 2.2.1) können für die Transplantation des Streuwiesen-Niedermoor-Komplexes beispielsweise folgende Entwicklungs- und Erhaltungsziele formuliert werden:

- Erhaltung des Biototyps
- Erreichen einer ähnlichen Anzahl lebensraumtypischer Pflanzenarten (10% Abschlag möglich)
- Erhaltung der gefährdeten Rote-Liste-(RL-)Arten Floh-Segge, Niedrig-Schwarzwurz und Alant-Aschenkraut
- Etablierung eines ökologisch wertvollen Lebensraumes für Insekten- und Vogelarten
- Vermeidung der Etablierung invasiver Neophyten

Es muss klargestellt werden, dass keine exakten Vegetationsdaten der Verpflanzungsfläche direkt vor der Verpflanzung vorliegen. Die Erfassung der Verpflanzungsfläche im Rahmen der Biotopkartierung erfolgte 20 Jahre vor der Verpflanzung und im Gutachten (NOWOTNY 2012) wird erwähnt, dass sich die Biotopfläche eventuell aufgrund von randlichem Düngeeinfluss verkleinert haben könnte. Somit hinkt der

direkte Vergleich zwischen den vorliegenden Vegetationsdaten, da nicht ausschließlich der Verpflanzungsvorgang ausschlaggebend für Veränderungen der Pflanzenartenzusammensetzung sein könnte, sondern schon diverse Einflüsse zuvor. Im Optimalfall müssten vor der Verpflanzung mehrere Vegetationsaufnahmen und eine vollständige Artenliste vom Ursprungsbiotop erstellt, die untersuchten Soden markiert und auf der Empfängerfläche für zukünftige Untersuchungen verortet werden.

Weiters war die Erhebungsmethode nicht durchgehend konstant. Einerseits wurde die Vegetations- bzw. Biotopkartierung 1993 nicht von derselben Person durchgeführt wie 2014 und 2018. Zudem wurden 2018 nicht die Deckungswerte nach Braun-Blanquet verwendet, sondern es erfolgte eine Schätzung der Deckung der Arten in Prozent. Die Braun-Blanquet-Werte in den Daten aus den Jahren 1993 und 2014 wurden gemäß Tab. 1 in Prozentwerte transformiert. Zudem sind nur die Aufnahmeflächen 2014 und 2018-3 an derselben Lokalität durchgeführt worden.

1. Erhaltung des Biototyps - TEILWEISE ERFÜLLT

Kalkzeiger wie die *Carex davalliana* und *Polygala amarella* sind nach vier Jahren stark zurückgegangen bzw. verschwunden (siehe Tab. 8). Niedermoor-Arten waren direkt nach der Verpflanzung völlig verschwunden, bis zum vierten Jahr nach der Verpflanzung hatte der Deckungsanteil der Niedermoorarten wieder ca. die Hälfte des ursprünglichen Werts erreicht. Molinion- (HF) und Molinio-Arrhenatherion-Arten (M) gingen insgesamt um ca. ein Drittel zurück (Tab. 7).

Eine im fünften Jahr nach der Verpflanzung durchgeführte, visuelle Einteilung der Empfängerfläche (siehe Abb. 5) in verschiedene Biototypen ergab, dass in zentralen Bereichen der Leitbiototyp einer basenarmen Streuwiese entspricht, wenngleich diese in Richtung Norden eher artenarm und lückig ausgebildet war. In den Randbereichen hatten sich eine Feuchtwiese, ein Landröhricht und ein Großseggenried etabliert. Dies liegt aber vermutlich daran, dass nicht die gesamte Empfängerfläche mit Vegetationsoden aus der Spenderfläche abgedeckt werden konnte. Mündlichen Berichten zufolge wurden die Soden mosaikartig (mit Lücken) schwerpunktmäßig im Zentralbereich der Zielfläche aufgebracht.

Insgesamt wurde dieses Ziel nur teilweise erfüllt, da Niedermooranteile und insbesondere die Arten des kalkreichen Niedermoores verschwunden sind. Dies liegt eventuell an der saureren Bodenreaktion auf der Empfängerfläche. Insbesondere dürfte die Zufuhr kalkhaltiger Wässer fehlen, während auf der Spenderfläche ein entsprechender Hangwassereinfluss gegeben war.

2. Erreichen einer ähnlich hohen Anzahl an lebensraumtypischen Arten (10% Abschlag möglich) - ERFÜLLT

Die Anzahl der im Biotop vorkommenden Arten ist im Jahr nach der Verpflanzung von 72 auf 55 gesunken (siehe Abb. 13). Im vierten Folgejahr stieg sie wieder auf

104 Arten an. Allerdings sind von den ursprünglichen 72 Arten insgesamt 26 (entspricht 36%) nach vier Jahren verschwunden, darunter auch drei stark gefährdete Arten. Ursprünglich waren 61 der im vierten Jahr erfassten Arten im Kalkniedermoor nicht vorhanden, sind vermutlich aus umliegenden Lebensräumen eingewandert oder stammen aus der Samenbank im Boden der Empfängerfläche. Zählt man nur die Arten der Artengruppen „Feuchtwiese“ (FW), „Molinion“ (M), „Halbtrockenrasen“ (HT), „Halbfeuchte Pfeifengraswiesen“ (HF) und „Niedermoor“ (NM) zu den lebensraumtypischen Arten, so ergibt sich eine Reduktion der Artenzahl auf 69,64% im ersten Jahr nach der Verpflanzung und ein Anstieg auf 110,71% der ursprünglichen Artenzahl im fünften Jahr nach der Verpflanzung. Unter dieser Prämisse wurde dieses Erhaltungsziel erreicht.

3. **Erhaltung der Populationen der gefährdeten RL-Arten Floh-Segge (*Carex pulicaris*), Niedrig-Schwarzwurz (*Scorzonera humilis*) und Alant-Aschenkraut (*Tephrosia helenitis*) - NICHT ERFÜLLT**

Bereits im ersten Jahr nach der Verpflanzung waren diese Arten nicht mehr auf der Empfängerfläche vorhanden. Dieses Ziel wurde also eindeutig verfehlt. Unklar ist, in welcher Individuenzahl diese gefährdeten Arten direkt vor der Verpflanzung noch auf der Spenderfläche vorhanden waren.

Beim Alant-Aschenkraut und der Niedrig-Schwarzwurz handelt es sich generell um sensible Arten. Erfahrungsberichte der Salzburger Biotopschutzgruppe HALM

zeigen, dass auch eine Auspflanzung nachgezüchteter Individuen nur selten (nachhaltig) gelingt.

4. **Etablierung eines ökologisch wertvollen Lebensraumes für Insekten- und Vogelarten - ERFÜLLT**

Während im Jahr nach der Verpflanzung noch keine intensive Besiedelung durch Tierarten wahrgenommen wurde, so waren 2018 zahlreiche Tagfalter-Arten und die erdnahen Netze von Trichterspinnen (Agelenidae) nicht zu übersehen. Aufgrund der unmittelbaren Nähe zu diversen Gehölzstrukturen, zu den umliegenden Übergangs- und Niedermoorflächen und zur Fuschler Ache im Süden sowie wegen des heterogen gestalteten Grabens, der das Biotop zentral durchfließt, sind viele verschiedene ökologische Nischen für diverse Tierarten vorhanden bzw. ist denkbar, dass eine intensive Besiedelung aus umliegenden Flächen stattfinden konnte.

5. **Vermeidung der Etablierung invasiver Neophyten - TEILWEISE ERFÜLLT**

Im dritten Jahr nach der Verpflanzung wurden von der Schutzgebietsbetreuerin im Norden der Biotopfläche nur an einem einzigen Standort Individuen der Riesen-Goldrute vorgefunden und ausgerissen. Zwei Jahre später hatte sie sich an vier Punkten wiederum ausgebreitet. Trotz abermaliger Entfernung wurde im siebten Verpflanzungsjahr erneut die Riesen-Goldrute an sechs Standorten vorgefunden (siehe Abb. 5). Ein Großteil der Goldruten-Vorkommen verteilt sich auf die Biotopfläche mit lückenhafter Vegetation. Dies zeigt, dass Neophyten-Management vor allem bei noch nicht geschlossener Ve-

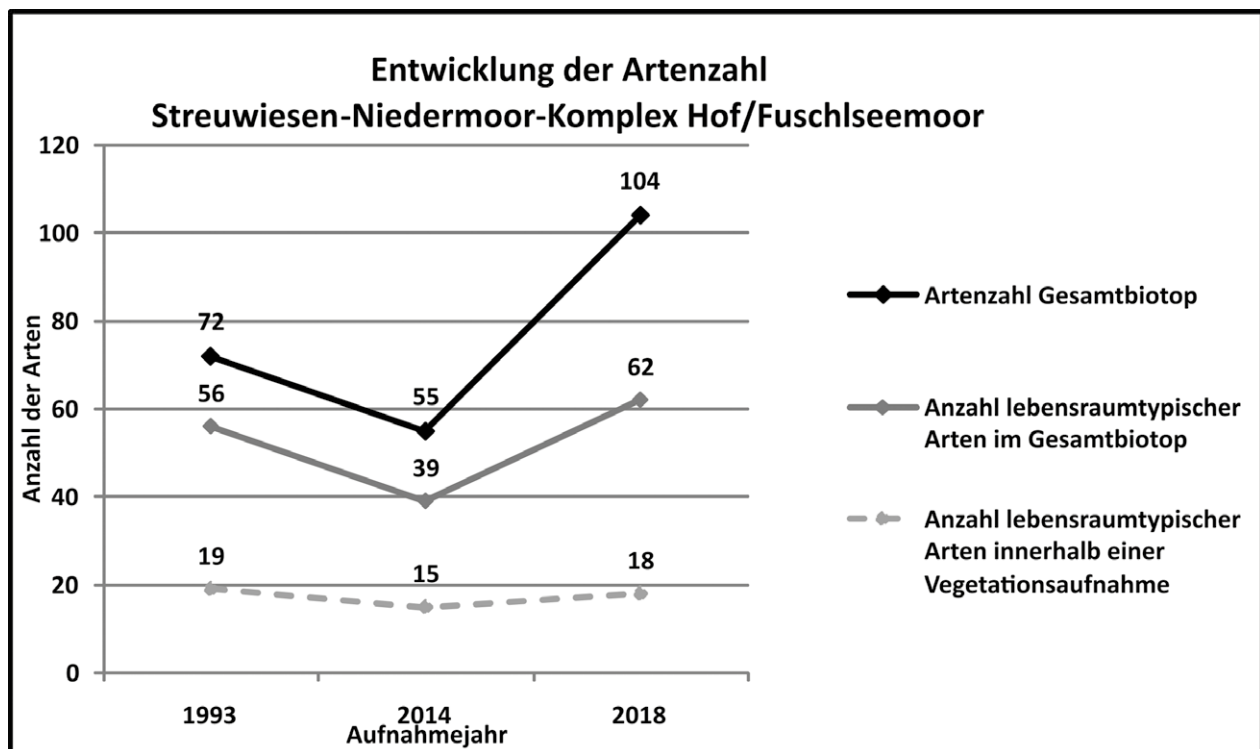


Abb. 13. Sowohl im Gesamtbiotop als auch innerhalb der lebensraumtypischen Arten kam es nach einem anfänglichen Rückgang zu einer signifikanten Zunahme der Artenzahl. Die Darstellung der Artenzahl innerhalb einer Vegetationsaufnahme ist nur zwischen 2014 und 2018 vergleichbar, da die Aufnahme aus dem Jahr 1993 nicht am selben Standort erstellt wurde.

getationsdecke überaus sinnvoll ist und als Folgepflege nach Biotopverpflanzungen konsequent durchgeführt werden muss.

Halbtrockenrasen aus Puch, verpflanzt in den Botanischen Garten der Universität Salzburg

Aufgrund der Gegebenheiten am ursprünglichen Standort (siehe 2.2.2) ist die Formulierung folgender Erhaltungs- und Entwicklungsziele naheliegend:

1. Erhalt des Biotop-Erscheinungsbildes, insbesondere kleiner Horstgräser, niedrigwüchsiger und rosettenbildender Arten (Abweichungstoleranz 10%)
2. Erhalt des Anteils an Magerzeigern (10% Abschlag möglich)
3. Rückgang des Brachezeigers *Brachypodium pinnatum*
4. Erhaltung der Anteile der biotopcharakteristischen, dominanten Arten (Arznei-Quendel, Zypressen-Wolfsmilch, Berg-Segge, Echt-Labkraut, Mild-Mauerpfeffer und Blutwurz)
5. Erhaltung des gefährdeten Pyramiden-Schillergrases

Bereits im ersten Jahr traten erhebliche Veränderungen in der floristischen Zusammensetzung auf. Zum Zeitpunkt der Transplantation wurden 45 Arten aufgelistet. Zu Beginn der Evaluierung im Folgejahr nach der Transplantation wurden 66 Arten angeführt, gegen Ende der Vegetationsperiode waren es 77 Arten.

Neue Arten (41) aus der Umgebung wanderten ein, überwiegend konnten diese der Gruppe der „Krautigen Vegetation oft gestörter Plätze“ zugeordnet werden, jedoch befanden sich darunter auch Arten der anthropo-zoogenen Heiden und Rasen, darunter auch Magerzeiger wie Wiesen-Hornklee (*Lotus corniculatus*), Echt-Wundklee (*Anthyllis vulneraria*) und Wiesen-Veilchen (*Viola hirta*).

Wiesen-Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*), Wiesen-Schillergras (*Koeleria pyramidata*), Arznei-Quendel (*Thymus pulegioides*), Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*) und Echt-Labkraut (*Galium verum*) gingen im ersten Jahr stark zurück. Wiesen-Glockenblume (*Campanula patula*), Ausläufer-Straußgras (*Agrostis stolonifera*), Skabiosen-Flockenblume (*Centaurea scabiosa*) und Möhre (*Daucus carota*) erschienen gar nicht am neuen Standort. Nährstoffzeiger wie Wiesen-Knäuelgras (*Dactylis glomerata*), Wiesen-Rispe (*Poa pratensis*) und etwas untergeordnet der Dauer-Lolch (*Lolium perenne*) kamen auf. Unter den standortfremden Arten sind vor allem die Ruderalarten Weiß-Gänsefuß (*Chenopodium album*), Echt-Beifuß (*Artemisia vulgaris*), Blut-Fingerhirse (*Digitaria sanguinalis*), Einjahrs-Feinstrahl (*Erigeron annuus*), Acker-Flügelknöterich (*Fallopia convolvulus*), die Acker-Arten Raps (*Brassica napus*), Klatsch-Mohn (*Papaver rhoeas*) und Gewöhnlich-Klaffmund (*Microrrhinum minus*) und der Gartenflüchtling Rainfarn (*Tanacetum vulgare*) zu nennen.

Im zehnten Jahr nach der Verpflanzung waren der ursprünglich sehr häufige Arznei-Quendel und die Blutwurz völlig verschwunden. Zu den häufigsten Arten zählten nunmehr der Flaumige Wiesenhafer (*Homalotrichon pubescens*),

das Wiesen-Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*) und der Mild-Mauerpfeffer (*Sedum sexangulare*). Generell wird das Erscheinungsbild von Süßgräsern geprägt.

1. Erhalt des Biotop-Erscheinungsbildes, insbesondere kleiner Horstgräser, niedrigwüchsiger und rosettenbildender Arten (Abweichungstoleranz 10%) - NICHT ERFÜLLT

Vor der Verpflanzung bildete diese Wuchsform-Gruppe der niedrigwüchsigen Arten mit 38,6% Deckung die stärkste Gruppe. Direkt nach der Verpflanzung sank sie auf 27,5% und zehn Jahre später auf 24,2%. Das entspricht einer Abnahme von insgesamt 37,3%. Der Anteil von höheren Ausläufergräsern und Binsen (HAB), Leguminosen (LE) und Seggen (SE) ist hingegen gestiegen (siehe Abb. 2).

2. Erhalt des Anteils an Magerzeigern (10% Abschlag möglich) - NICHT ERFÜLLT

Vor der Verpflanzung betrug der Anteil an Magerkeitszeigern (Ellenberg-Zeigerwert zwischen 1 und 3) 52,76%. Im zehnten Jahr nach der Verpflanzung war dieser Anteil auf 34,8% gesunken. Es handelt sich dabei um einen Verlust von rund 34% des ursprünglichen Anteils an Magerzeigern. Dieses Erhaltungsziel konnte somit eindeutig nicht erreicht werden. Zusätzlich zur Nährstoffmobilisierung durch die Bodenbelüftung kommt es am neuen Standort sicherlich zu einem erhöhten Eintrag von Luft-Stickstoff aus dem städtischen Umfeld.

3. Rückgang des Brachezeigers *Brachypodium pinnatum* - ERFÜLLT

Dieses Entwicklungsziel wurde durch eine konstante Durchführung von Pflegemaßnahmen vollständig erfüllt.

4. Erhalt der Anteile der biotopcharakteristischen, dominanten Arten (Arznei-Quendel, Zypressen-Wolfsmilch, Berg-Segge, Echt-Labkraut, Mild-Mauerpfeffer und Blutwurz) - TEILWEISE ERFÜLLT

Es blieben nur die Berg-Segge und der Mild-Mauerpfeffer dominant und auch das Echt-Labkraut konnte sich in beschränktem Ausmaß halten (siehe Abb. 9). Der Arznei-Quendel, dessen Deckung ursprünglich mit 51-75% angegeben wurde, ist zehn Jahre nach der Transplantation kaum noch vorhanden und die Blutwurz ist völlig verschwunden. Dieses Erhaltungsziel wurde somit nur teilweise erreicht.

5. Erhalt des gefährdeten Pyramiden-Schillergrases - NICHT ERFÜLLT

Diese Art konnte im ersten Jahr nach der Verpflanzung noch nachgewiesen werden, zehn Jahre später wurde sie leider nicht mehr gefunden (siehe Tab. 9).

4. Danksagung

Elisabeth Ortner, MSc, ehemals Schutzgebietsbetreuung
Flachgau, Haus der Natur Salzburg
Dr. Helmut Wittmann, Institut für Ökologie und Haus der
Natur Salzburg
Dr. Juliette Mulvihill, freie Übersetzerin, Salzburg
Dr. Christian Eichberger, GreenTeam
Mag. Dr. Patrick Gros, Haus der Natur Salzburg
Elisabeth Egger und Dr. Stephanie Socher, Botanischer
Garten der Universität Salzburg
Landesumweltschutz Salzburg, insbesondere
Mag. DI Dr. Gishild Schaufler und Dr. Wolfgang Wiener

UMFRAGE:

Dr. Philipp Sengl, ZT Kofler, Traföb
Mag. Markus Andreas Grabher, UMG Umweltbüro Grab-
her, Dornbirn
Dr. Christian Eichberger und Mag. Claudia Arming, Green-
Team Arming & Eichberger OG, Salzburg
Dr. Helmut Wittmann, Institut für Ökologie, Salzburg
Mag. Renate Gruber, Geissler-Gruber OG (TB für Biolo-
gie), Mauthausen
Mag. Alois Wilfing, OIKOS Umweltmanagement GmbH,
Weißkirchen a. d. Traun
Mag. Dr. Oliver Stöhr, REVITAL Integrative Naturraumpla-
nung GmbH, Nußdorf-Debant
Ing. Mag. Helmut Maislinger, EWS Consulting GmbH,
Munderfing
Ing. Michael Steinwender, Naturraum Management Stein-
wender, St. Veit im Pongau
Konsulent Werner Bejvl, Bergma(n)dln, Micheldorf
DI Karin Erlmoser, Technisches Büro Erlmoser, Plainfeld
Ing. Werner Götz, Ingenieurbüro Götz, Liestal (CH)
Maik Preßnitz, MA, Freiland Umweltconsulting ZT GmbH
Ing. Mag. Franz Kircher, ILF Consulting Engineers
Abt. Naturschutz, Land Niederösterreich
Abt. Naturschutz, Land Kärnten
Abt. Naturschutz, Land Salzburg, HR Prof. DI Hermann
Hinterstoisser
Abt. Naturschutz, Land Burgenland
Abt. Naturschutz, Land Oberösterreich, Michael Strauch

5. Literatur bzw. Quellen

- ALBERTINI N., VON & L. REGLI (2012): Erfolgreiche Begrünungsmethode beim Bau der Julierpassstrasse. – *IngenieurbioLOGIE* **3**: 12-22.
- ALLEN W. H. (1994): Reintroduction of Endangered Plants. – *BioScience* **2**: 65-68.
- ARADOTTIR A. L. (2012): Turf transplants for restoration of alpine vegetation: does size matter? – *Journal of Applied Ecology* **49**: 439-446.
- BEJVL W. (2010): Versetzung einer Orchideenwiese – Ergebnisse nach 9 Jahren Beobachtung. – *ÖKO-L* **32**(4): 22-27.
- BERG K. S. (1996): Rare plant mitigation: a policy perspective. – Island Press: 279-292.
- BOBBINK R., K. HICKS, J. GALLOWAY, T. SPRANGER, R. ALKEMADE, M. ASHMORE, M. BUSTAMANTE, S. CINDERBY, E. DAVIDSON & F. DENTENER (2010): Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. – *Ecological applications* **20**(1): 30-59.
- BOFINGER L. (2020): Plant diversity in montane to alpine grasslands - 10-year comparison on plant diversity of anemophilous and entomophilous plants in montane to alpine grasslands in the National Park Berchtesgaden. – Master Thesis, University of Würzburg, 138 pp.
- BOX J. (2003): Critical factors and evaluation criteria for habitat translocation. – *Journal of Environmental Planning and Management* **46**(6): 839-856.
- BRUELHEIDE H. & T. FLINTROP (2000): Evaluating the transplantation of a meadow in the Harz Mountains, Germany - dynamics of species changes. – *Biological Conservation* **92**/1: 109-120.
- BRUNDRETT M. C. & L. K. ABBOTT (2002): Arbuscular Mycorrhizas in Plant Communities. – In SIVASITHAMPARAM K., K.W. DIXON & R. L. BARRETT (Hrsg.): *Microorganisms in Plant Conservation and Diversity*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands: 151-194.
- BULLOCK J. M. (1998): Community translocation in Britain: setting objectives and measuring consequences. – *Biological Conservation* **84**(3): 166-174.
- DAVY A. J. (2002): Establishment and manipulation of plant populations and communities in terrestrial systems. – In PERROW M. R. & A. J. DAVY (Hrsg.): *Handbook of Ecological Restoration*. – Cambridge University Press, 223-241.
- DAWE N. K., G. E. BRADFIELD, W. S. BOYD, D. E. C. TRETHERWEY & A. N. ZOLBROD (2000): Marsh creation in a northern Pacific estuary: Is thirteen years of monitoring vegetation dynamics enough? – *Ecology and Society* **4**(2) Art. 12: 35 pp.
- DRAYTON B. & R. B. PRIMACK (2000): Rates of success in the reintroduction by four methods of several perennial plant species in eastern Massachusetts. – *Rhodora*: 299-331.
- EICHBERGER C., C. WOLKERSTORFER, S. BRAMESHUBER, I. EICHBERGER, V. GFRERER, H. GRESSEL, P. GROS, M. KYEK, A. MALETZKY, C. MEDICUS, G. NOWOTNY, E. ORTNER, S. POPP-KOHLWEISS, G. SCHAUFLE, C. SCHRÖCK, W. SCHWAIGHOFER, M. WEBER & H. WITTMANN (2019): Herausforderungen bei ÖPUL-Naturschutz-Maßnahmen und naturschutzfachliche Empfehlungen für künftige Förderprogramme - Netzwerk Natur Salzburg. – *Mitt. Haus der Natur* **25**: 5-70.
- ELLENBERG H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULISSEN (1982): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. 2. verb. u. erw. Aufl. – *Scripta geobotanica* **18**, Verlag Erich Goltze, Göttingen, 258 pp.
- ENGLISCH M., G. KARRER & H. WAGNER (1991): Bericht über den Zustand des Waldbodens in Niederösterreich. – *Forstl. Bundesversuchsanst./Amt der Niederöstr. Landesregierung, Wien*, 110 pp.
- FAHSELT D. (2007): Is transplanting an effective means of preserving vegetation? – *Canadian Journal of Botany* **85**(10): 1007-1017.
- FISCHER M. A., K. OSWALD & W. ADLER (2008): *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol*. 3. Aufl. – Linz: Land Oberösterreich, Biologiezentrum der Oberöstr. Landesmuseen, 1392 pp., ca. 800 Abb.
- GRIME J. P., J. MILES, J. G. HODGSON & R. HUNT (1988): *Comparative Plant Ecology. A Functional Approach to Common British Species*. – Springer, Dordrecht, 742 pp.
- HARRIS J., P. BIRCH & J. PALMER (1996): *Land Restoration and Reclamation: Principles and Practice*. – *Journal of Environmental Planning and Management*, Addison Wesley Longman Ltd., 230 pp.
- HAYNES R. J. (1986): The decomposition process: mineralisation, immobilisation, humus formation and degradation. – In: HAYNES R.J. (Hrsg.): *Mineral nitrogen in the plant soil system*. Department of Soil Science, Canterbury, New Zealand: 52-109.
- HIGGS E. (2003): *Nature by design: people, natural process, and ecological restoration*. – MIT Press, Cambridge, Massachusetts: 341 pp.
- HUMPHRIES R. N. & BENYON P. R. (1995): Transplantation of Grasslands: II. Improvement in Field Practices and Techniques. – *Journal American Society of Mining and Reclamation*: 194-201.
- HUMPHRIES R. N., P. J. HORTON & P. R. BENYON (1995): Transplantation of Grasslands: I. The Importance of Traditional Management Practices. – *Journal American Society of Mining and Reclamation*: 186-193.
- JONES M. D., D. M. DURALL & J. W. G. CAIRNEY (2003): Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. – *New Phytologist* **157**(3): 399-422.
- KAISER J. (2001): Recreated wetlands no match for originals. – *Science* **293**(5527): 25 pp.

- KARRER G. (1992): Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Teil VII: Vegetationsökologische Analysen. – Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien **168**: 193-242.
- KARRER G. & W. KILIAN (1990): Standorte und Waldgesellschaften im Leithagebirge Revier Sommerein. – Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien **165**: 1-244.
- KLIMEŠ L., I. JONGEPIEROVÁ, J. DOLEŽAL & J. KLIMEŠOVÁ (2010): Restoration of a species-rich meadow on arable land by transferring meadow blocks. – *Applied Vegetation Science* **13**(4): 403-411.
- KLÖTZLI F. (1980): Zur Verpflanzung von Streu- und Moorwiesen. – Tagungsberichte ANL **5**: 41-45.
- KLÖTZLI F. (1981): Zur Reaktion verpflanzter Ökosysteme der Feuchtgebiete. – Daten und Dokumente zum Umweltschutz: 107-117.
- KLÖTZLI F. (1987): Disturbance in transplanted grasslands and wetlands. – In: *Disturbance in grasslands*. Springer: 79-96.
- LEITNER C. (2011): Diasporenpotential und Vegetation unterschiedlicher Magerstandorte im Flach- und Tennengau. – Unveröff. Diplomarbeit, Paris Lodron Universität Salzburg: 148 pp.
- LOFFLIN D. L. & S. R. KEPHART (2005): Outbreeding, seedling establishment, and maladaptation in natural and reintroduced populations of rare and common *Silene douglasii* (Caryophyllaceae). – *American Journal of Botany* **92**(10): 1691-1700.
- LOOS E. (2005): Naturschutzrecht in Salzburg. Kommentar - Teil I Gesetzliche Grundlagen. – Schriftenreihe des Landespressebüros, Serie „Salzburg Dokumentationen“ **115**: 1-255.
- MAGURRAN A. E. (2004): An index of diversity. – In: *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing: 100-130.
- MONTALVO A. M. & N. C. ELLSTRAND (2000): Transplantation of the subshrub *Lotus scoparius*: testing the home-site advantage hypothesis. – *Conservation Biology* **14**(4): 1034-1045.
- MÜLLER N. (1990): Die Entwicklung eines verpflanzten Kalkmagerrasens – Erste Ergebnisse von Dauerbeobachtungsflächen in einer Lechfeldhaide. – *Natur und Landschaft* **1**: 21-27.
- MÜLLER N. (2002): Auswertung der Langzeituntersuchungen von Dauerflächen im Augsburgs Stadtgebiet zur Renaturierung von Lechhaiden. – Ber. Bay. Landesamt Umweltschutz **97**: 97 pp.
- NOWOTNY G. (2012): Befund und Gutachten des naturschutzfachlichen Amtssachverständigen; Hof, Verpflanzung einer biotopkartierten Streuwiese auf den GP 645/1 und 645/13, KG Gitzen, auf die GP 461, KG Egg, im NSG Fuschlsee; Zahl 21301-RI/966/3-2012. – Amt der Salzburger Landesregierung, 10 pp.
- NOWOTNY G. (2016): Dynamische Lebensraumgestaltung für *Myricaria germanica* – mit dem Bagger und durch Hochwasserereignisse. – In: UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR WIEN (Hrsg.): 17. Treffen der Österreichischen Botanikerinnen und Botaniker. Abstracts – Keynotes, Vorträge und Poster. Tagungsband, Wien: 37.
- NOWOTNY G., C. EICHBERGER, G. PFLUGBEIL & M. WINTERSTELLER (2022a): Biotopkartierung Salzburg – Revision. Kartierungsanleitung. – Naturschutz-Beiträge 43/22, Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 5 – Natur- und Umweltschutz, Gewerbe, Referat 5/06 – Naturschutzgrundlagen und Sachverständigendienst (Hrsg.), Salzburg, 157 pp.
- NOWOTNY G., G. PFLUGBEIL, E. BRUNNER, O. STÖHR & H. WITTMANN (2022b): Biotopkartierung Salzburg – Revision. Biotop-typen-Steckbriefe. – Naturschutz-Beiträge 44/22, Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 5 – Natur- und Umweltschutz, Gewerbe, Referat 5/06 – Naturschutzgrundlagen und Sachverständigendienst (Hrsg.), Salzburg, 583 pp.
- OBERDORFER E. & A. SCHWABE (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8., stark überarb. und erg. Aufl. – Ulmer, 1056 pp.
- OEHLER L. M., M. LECHLEITNER & R. R. JUNKER (2020): Microclimatic effects on alpine plant communities and flower-visitor interactions. – *Scientific reports* **10**(1): 1-9.
- ORTNER E., G. NOWOTNY, C. EICHBERGER & C. ARMING (2008): Biotopmanagement für den Orchideen-Blauweiderich (*Veronica orchidea* Crantz.) auf einer Halbtrockenrasenböschung in Pfarrwerfen (Salzburg, Österreich). – *Sauteria* **16**: 372-374.
- PARK D. G. (1989): Soil transfer as a method of moving grassland and marsh vegetation. – In: BUCKLEY G. P. (Hrsg.): *Biological habitat reconstruction*. Belhaven Press: 264-280.
- PICHLER F. & G. KARRER (1991): Comparison of different ecological indicator value systems. – Poster Abstracts 34th IAVS Symposium: 102-104.
- PYWELL R. F., J. M. BULLOCK, D. B. ROY, L. WARMAN, K. J. WALKER & P. ROTHERY (2003): Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. – *Journal of Applied Ecology* **40**(1): 65-77.
- RUHLAND S. & J. SCHWANCK (1992): Biotopverpflanzung als Ausgleichsmaßnahme. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* **1**: 6-8.
- SENGL P., M. MAGNES, K. WEITENTHALER, V. WAGNER, E. LÁSZLÓ & C. BERG (2017): Restoration of lowland meadows in Austria: A comparison of five techniques. – *Basic and Applied Ecology* **24**: 19-29.
- STETTNER C., M. BRÄU, P. GROS & O. WANNINGER (2007): Die Tagfalter Bayerns und Österreichs. 2. überarb. Aufl. – Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, 248 pp.
- STÖHR O. (2020): Vorhaben Speicherteich Braunkogel: Gutachten zur Frage der Ausgleichsfähigkeit. – REVITAL, Nußdorf-Debant, 25 pp.
- TRAXLER A. (1997): Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings. – Umweltbundesamt, Wien, 391 pp.
- VAN DER MAAREL E. (1970): Vegetationsstruktur und Minimum-Areal in einem Dünen-Trockenrasen. – *Gesellschaftsmorphologie Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationsk. Rinteln* **1966**: 218-239.

-
- VAN DER MAAREL E. (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. - *Vegetatio* **39**(2): 97-114.
- WAGNER H. (1972): Zur Methodik der Erstellung und Auswertung von Vegetationstabellen. - In: Grundfragen und Methoden in der Pflanzensoziologie / Basic Problems and Methods in Phytosociology. Springer: 225-237.
- WEBER E. & G. JAKOBS (2005): Biological flora of central Europe: *Solidago gigantea* Aiton. - Flora-morphology, distribution, functional ecology of plants **200**(2): 109-118.
- WILDI O. & L. ORLÓCI (1990): Numerical Exploration of Community Patterns. - SPB Academic Publishing, The Hague, 124 pp.
- WITTMANN A. & N. MÜLLER (2013): Renaturierung Kalkmagerrasen I. Verpflanzung von Kalkmagerrasen - mit Auswertung Versuchsreihe „Botanischer Garten Augsburg“. - Poster, Fachhochschule Erfurt.
- WITTMANN H. (2007): „Kies“ für Biodiversität und Artenschutz - das Abbauprojekt Steyregg. "Kies" for Biodiversity and Protection of Species - the Steyregg Gravel Pit Projekt. - BHM Berg- und Hüttenmännische Monatshefte **10**: 322-325.
- WITTMANN H. & P. PILSL (1997): Beiträge zur Flora des Bundeslandes Salzburg II. - Linzer biol. Beitr. **29**: 385-506.
- WITTMANN H., P. PILSL & G. NOWOTNY (1996): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen des Bundeslandes Salzburg. - Naturschutz-Beiträge **8/96**, Amt d. Salzburger Landesregierung, Referat 13/02 - Naturschutzfachdienst, 83 pp.
- WITTMANN H. & T. RÜCKER (1995): Eine neue Methode der Hochlagenbegrünung. - Carinthia-Sonderband zum 8. Österreichischen Botanikertreffen **1995**: 134-136.
- WITTMANN H. & T. RÜCKER (1999): Rekultivierung von Hochlagen. - Laufener Seminarbeiträge **6/99**: 69-78.
- WITTMANN H. & T. RÜCKER (2012): Standortgerechte Hochlagenbegrünung in Österreich - ein Bericht aus der Praxis. - Ingenieurbiologie **3**: 23-30.
- WOLF S. (2013): Zur Entwicklung von Fragmenten borealer Moorvegetation nach ihrer Verpflanzung - Ergebnisse eines Experiments in der Lausitz. - *Hercynia N. F.* **46**: 75-94.
- WORTHINGTON T. R. & D. R. HELLIWELL (1987): Transference of semi-natural grassland and marshland onto newly created landfill. - *Biological conservation* **41**(4): 301-311.
-

Anschriften der Verfasser

Susanne Popp-Kohlweiss, MSc

Weingartenweg 9
A-9562 Himmelberg
E-Mail: susi.popp@yahoo.de

Mag. Günther Nowotny

Kapellenweg 14
A-5082 Grödig
E-Mail: guenther.nowotny@inode.at

6. Anhang - Vegetationstabellen

Erläuterungen zu den Tabellen

Die Reihung der Pflanzenarten erfolgt nicht nach der üblichen Methodik zur Erstellung von Vegetationstabellen (WAGNER 1972). Einerseits werden nicht räumlich unterschiedliche, sondern zeitlich unterschiedliche Aufnahme­flächen verglichen. Andererseits wurden zur Veranschaulichung der zeitlichen Entwicklung die Pflanzenarten der gleichen Aufnahme in Gruppen zusammengefasst, sodass auf einen Blick ersichtlich ist, welche Arten durchgehend vorhanden waren, welche nur vorübergehend auftraten und welche Arten sich neu im Biotop etablierten.

6.1 Vegetationsaufnahmen des Streuwiesen-Niedermoor-Komplexes aus Hof bei Salzburg, verpflanzt in das Naturschutzgebiet Fuschlseemoor

Tab. 8: Vegetationstabelle des Streuwiesen-Niedermoor-Komplexes aus Hof, der in das Naturschutzgebiet Fuschlseemoor verpflanzt wurde. Im Jahr 2018 wurden insgesamt vier Aufnahmen gemacht (2018-1 bis 2018-4) und deren Deckungsmittelwerte in 2018 ges. gebildet. Abkürzungen: S = Sonstige und Indifferente; K = Arten der Kiefernwälder; WL = Arten der Laubwälder; WA = Arten der Auwälder; WS = Arten der wärmeliebenden Säume und Lichtungen; HT = „Halbtrockenrasen“: Xero- und Mesobromion-Arten; HF = „Halbfeuchte“ Pfeifengraswiesen; M = Glatthaferwiesenarten (Molinio-Arrhenatherion); F = Fettwiesen (gedüngte Fettwiesen); P = Pioniervegetation der Schotterfluren; R = Ruderalvegetation; v = im Biotop vorhanden.

Aufnahmejahr	1993	2014	2018 ges	2018-1	2018-2	2018-3	2018-4
Datum	28.7.	5.7.	17.6.	17.6.	17.6.	17.6.	17.6.
°N	-	47,81662	-	47,816461	47,816461	47,816461	47,816461
°O	-	13,249713	-	13,249449	13,249449	13,249449	13,249449
Deckung gesamt	75	50	91,25	95	100	80	90
Deckung KS	75	50	91,25	95	100	80	90
Deckung MS	0	5	1,5	1	0	0	5
Artenzahl	72	55	104	49	41	25	26

Artname	Deckungswerte %							Arten­gruppe
<i>Molinia caerulea</i>	13,75	8,75	16,25	10	25	10	20	FW
<i>Briza media</i>	2,5	2,5	3,75	5	5	2	3	M
<i>Potentilla erecta</i>	2,5	2,5	1,3	2	3	0,1	0,1	M
<i>Leontodon hispidus</i>	2,5	2,5	0,025	0,1				M
<i>Plantago lanceolata</i>	2,5	2,5	0,55	0,1	2		0,1	F
<i>Cirsium rivulare</i>	0,1	0,1	0,8		3	0,1	0,1	FW
<i>Gymnadenia conopsea</i>	0,1	0,1	1,275	5		0,1		HF
<i>Listera ovata</i>	0,1	0,1	0,025	0,1				WL
<i>Lotus corniculatus</i>	0,1	0,1	0,075	0,1	0,1	0,1		M
<i>Prunella vulgaris</i>	0,1	0,1	0,075	0,1	0,1		0,1	F
<i>Sanguisorba officinalis</i>	0,1	v	0,55	0,1	2	0,1		HF
<i>Dactylorhiza majalis</i>	2,5	v	0,025	0,1				FW
<i>Ranunculus acris</i>	0,1	v	v					F
<i>Vicia cracca</i>	v	v	0,05	0,1	0,1			F
<i>Cirsium oleraceum</i>	v	2,5	0,75		3			FW
<i>Carex flava</i>	v	2,5	9,275	0,1	2	20	15	HF
<i>Holcus lanatus</i>	v	0,1	5,025	0,1	10	5	5	F
<i>Juncus inflexus</i>	v	0,1	0,775	0,1	3			FW
<i>Succisa pratensis</i>	v	0,1	0,05	0,1		0,1		HF
<i>Angelica sylvestris</i>	v	0,1	v					FW
<i>Caltha palustris</i>	v	v	v					FW
<i>Juncus articulatus</i>	v	v	v					NM
<i>Polygala amarella</i>	0,1	0,1						S
<i>Hypericum maculatum</i>	v	0,1						M

<i>Rhinanthus minor</i>	v	0,1						M
<i>Carex davalliana</i>	13,75		2	2	3	3		NM
<i>Carex panicea</i>	13,75		3,5	5	3	3	3	HF
<i>Ranunculus nemorosus</i>	2,5		0,75	3				M
<i>Anemone nemorosa</i>	0,1		0,05	0,1		0,1		WL
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,1		7	5	15	3	5	F
<i>Centaurea jacea</i>	0,1		0,075	0,1	0,1	0,1		M
<i>Colchicum autumnale</i>	0,1		0,525	0,1	2			M
<i>Equisetum palustre</i>	0,1		0,5	2				FW
<i>Quercus robur</i>	0,1		0,025	0,1				WL
<i>Scabiosa columbaria</i>	0,1		0,075	0,1	0,1		0,1	HT
<i>Tofieldia calyculata</i>	0,1		0,025	0,1				NM
<i>Trollius europaeus</i>	0,1		0,025		0,1			FW
<i>Carex flacca</i>	v		4,25	10		5	2	S
<i>Carex pallescens</i>	v		1,75	5		2		M
<i>Cerastium holosteoides</i>	v		0,025		0,1			F
<i>Filipendula ulmaria</i>	v		0,025				0,1	FW
<i>Galium verum</i>	v		0,025	0,1				WS
<i>Juncus effusus</i>	v		v					FW
<i>Trifolium pratense</i>	v		v					F
<i>Trifolium repens</i>	v		v					F
<i>Achillea millefolium</i>	v		v					F
<i>Mentha longifolia</i>		8,75	2,525	0,1			10	FW
<i>Cirsium palustre</i>		2,5	0,025		0,1			FW
<i>Carex acutiformis</i>		0,1	0,025		0,1			S
<i>Eupatorium cannabinum</i>		0,1	0,05		0,1		0,1	R
<i>Leucanthemum vulgare</i>		0,1	0,05			0,1	0,1	M
<i>Lythrum salicaria</i>		0,1	0,05	0,1	0,1			FW
<i>Deschampsia cespitosa</i>		v	0,75				3	S
<i>Frangula alnus</i>		v	0,075	0,1	0,1		0,1	S
<i>Galium uliginosum</i>		v	0,075	0,1	0,1	0,1		NM
<i>Alchemilla vulgaris</i> agg.		v	0,025	0,1				F
<i>Dactylis glomerata</i>		v	0,5		2			F
<i>Lysimachia vulgaris</i>		v	0,05	0,1			0,1	S
<i>Mentha aquatica</i>		v	0,025				0,1	S
<i>Myosotis palustris</i> agg.		v	0,025		0,1			FW
<i>Ajuga reptans</i>		v	v					F
<i>Bellidiastrum michelii</i>		v	v					NM
<i>Campanula patula</i>		v	v					M
<i>Tussilago farfara</i>		v	v					R
<i>Typha latifolia</i>		v	v					S
<i>Danthonia decumbens</i>	13,75							M
<i>Carex nigra</i>	2,5							NM
<i>Carex pulicaris</i>	2,5							NM
<i>Phyteuma orbiculare</i>	2,5							HT

<i>Scorzonera humilis</i>	2,5							FW
<i>Pimpinella major</i>	0,1							F
<i>Platanthera montana</i>	0,1							WS
<i>Valeriana dioica</i>	0,1							FW
<i>Aegopodium podagraria</i>	v							WL
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	v							R
<i>Betonica officinalis</i>	v							F
<i>Betula pendula</i>	v							W
<i>Calluna vulgaris</i>	v							S
<i>Campanula rotundifolia</i>	v							M
<i>Carex hirta</i>	v							S
<i>Festuca rubra</i>	v							F
<i>Galium mollugo</i>	v							F
<i>Geranium sylvaticum</i>	v							S
<i>Luzula campestris</i> agg.	v							M
<i>Lysimachia nummularia</i>	v							S
<i>Parnassia palustris</i>	v							HF
<i>Salix cinerea</i>	v							FW
<i>Salix myrsinifolia</i>	v							S
<i>Tephrosia helenitis</i>	v							HF
<i>Tragopogon orientalis</i>	v							F
<i>Veronica chamaedrys</i>	v							S
<i>Rumex acetosa</i>		0,1						F
<i>Solidago gigantea</i>		0,1						R
<i>Trifolium dubium</i>		0,1						M
<i>Veronica beccabunga</i>		0,1						S
<i>Cynosurus cristatus</i>		2,5	v					F
<i>Carlina acaulis</i>		v						HT
<i>Cirsium vulgare</i>		v						R
<i>Mentha (x) verticillata</i>		v						FW
<i>Rubus idaeus</i>		v						WL
<i>Scrophularia nodosa</i>		v						WL
<i>Phragmites australis</i>		v	5,525	5	0,1	2	15	FW
<i>Carex hostiana</i>			2,05	3	0,1	5	0,1	NM
<i>Juncus conglomeratus</i>			2,5	2	8			R
<i>Galium album</i>			2,025	0,1	5		3	F
<i>Arrhenatherum elatius</i>			1,275	0,1	5			F
<i>Carex echinata</i>			0,75			3		NM
<i>Equisetum arvense</i>			0,75	3				R
<i>Hypericum tetrapterum</i>			0,075		0,1	0,1	0,1	FW
<i>Phalaris arundinacea</i>			0,75				3	WA
<i>Trichophorum alpinum</i>			0,75			3		NM
<i>Luzula multiflora</i>			0,05	0,1	0,1			S
<i>Trifolium medium</i>			0,5	2				F
<i>Carex leporina</i>			0,025		0,1			HF

<i>Eriophorum angustifolium</i>			0,025	0,1				S
<i>Gentiana asclepiadea</i>			0,025				0,1	HF
<i>Lathyrus pratensis</i>			0,025	0,1				F
<i>Lychnis flos-cuculi</i>			0,025		0,1			FW
<i>Phleum pratense</i>			0,025		0,1			F
<i>Primula elatior</i>			0,025	0,1				WL
<i>Salix caprea</i>			0,025	0,1				WA
<i>Salix daphnoides</i>			0,025	0,1				WA
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>			0,5		2			FW
<i>Eriophorum latifolium</i>			0,05		0,1	0,1		NM
<i>Acer pseudoplatanus</i>			v					WL
<i>Alisma plantago-aquatica</i>			v					S
<i>Alnus glutinosa</i>			v					WA
<i>Brachypodium pinnatum</i>			v					M
<i>Carex elata</i>			v					FW
<i>Carex paniculata</i>			v					FW
<i>Festuca pratensis</i>			v					F
<i>Juncus bufonius</i>			v					R
<i>Pinguicula vulgaris</i>			v					NM
<i>Plantago media</i>			v					M
<i>Platanthera bifolia</i>			v					WL
<i>Primula farinosa</i>			v					NM
<i>Prunus padus</i>			v					WA
<i>Salix purpurea</i>			v					WA
<i>Scirpus sylvaticus</i>			v					FW
<i>Stellaria graminea</i>			v					F
<i>Thymus pulegioides</i>			v					HT
<i>Viburnum opulus</i>			v					WA

6.2 Vegetationsaufnahmen des Halbtrockenrasens aus Puch, verpflanzt in den Botanischen Garten der Universität Salzburg

Tab. 9: Vegetationstabelle des Halbtrockenrasens aus Puch, verpflanzt in den Botanischen Garten der Universität Salzburg. Bei der Vegetationsaufnahme aus dem Jahr 2009 handelt es sich um Mittelwerte, die aus den Deckungswerten der monatlichen Aufnahmen von April bis September 2009 gebildet wurden (Aufnahmen aus LEITNER 2011). Abkürzungen: S = Sonstige und Indifferente; K = Arten der Kiefernwälder; WL = Arten der Laubwälder; WA = Arten der Auwälder; WS = Arten der wärmeliebenden Säume und Lichtungen; HT = „Halbtrockenrasen“: Xero- und Mesobromion-Arten; HF = „Halbfeuchte“ Pfeifengraswiesen; M = Glatthaferwiesenarten (Molinio-Arrhenatherion); F = Fettwiesen (gedüngte Fettwiesen); P = Pionierv egetation der Schotterfluren; R = Ruderalvegetation; HNR = kleinere Horstgräser, niedrigwüchsige und rosettenbildende Arten; SE = Seggen; HAB = große Horstgräser, Ausläufergräser und Binsen; HS = Hochstauden und Labkräuter; LE = Leguminosen; G = Gehölze; P = Pionierarten; v = im Biotop vorhanden.

Aufnahmejahr	2008	2009	2018
Datum	14.09.	April-Sept	09.05.
°N	47°43'19"	47°47'15"	47°47'15"
°O	13°06'15"	13°03'41"	13°03'41"
Deckung gesamt	70	67,14286	80
Deckung KS	70	67,14286	70
Deckung MS	-	-	20
Artenzahl	45	65	45

Artname	Deckung in %			Artengruppe	Mager- /Nährstoffzeiger	Wuchsformen
<i>Thymus pulegioides</i>	62,5	4,49	0,1	HT	M	HNR
<i>Euphorbia cyparissias</i>	18,75	10,82	2,5	HT	M	
<i>Carex montana</i>	8,75	2,14	8,75	HT	M	SE
<i>Galium verum</i>	8,75	0,05	2,5	WS	M	
<i>Sedum sexangulare</i>	8,75	4,82	8	HT	M	HNR
<i>Potentilla erecta</i>	8,75	3,04	v	M	M	HNR
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2,5	2,34	8,75	F		HAB
<i>Arrhenatherum elatius</i>	2,5	0,77	2,5	F		HAB
<i>Briza media</i>	2,5	0,09	2,5	M	M	HAB
<i>Fragaria vesca</i>	2,5	0,40	2,5	WL		HNR
<i>Galium album</i>	2,5	0,06	2,5	F		HS
<i>Hieracium pilosella</i>	2,5	6,07	0,1	M	M	HNR
<i>Ononis repens</i>	2,5	1,79	2,5	HT	M	HNR
<i>Silene nutans</i>	2,5	1,81	0,1	WS	M	
<i>Veronica chamaedrys</i>	2,5	3,05	2,5	S		
<i>Achillea millefolium</i>	0,1	0,43	v	F		
<i>Dactylis glomerata</i>	0,1	3,39	2,5	F		HAB
<i>Galium boreale</i>	0,1	6,21	0,1	HF	M	
<i>Plantago lanceolata</i>	0,1	0,09	0,1	F		
<i>Sanguisorba minor</i>	0,02	0,03	2,5	HT	M	
<i>Vicia cracca</i>	0,02	0,04	2,5	F		LE
<i>Medicago lupulina</i>	0,02	0,06	v	HT		HNR
<i>Brachypodium pinnatum</i>	8,75	0,03		M		HAB
<i>Festuca pratensis</i>	8,75	0,06		F		HAB
<i>Carex flacca</i>	2,5	0,07		S		SE
<i>Koeleria pyramidata</i>	2,5	3,24		HT	M	HAB
<i>Agrimonia eupatoria</i>	0,1	0,43		WS		
<i>Centaurea jacea</i>	0,1	0,74		M	M	

<i>Leucanthemum vulgare</i>	0,1	0,43		M	M	HNR
<i>Molinia caerulea</i>	0,1	1,43		FW	M	HAB
<i>Pimpinella saxifraga</i>	0,1	0,09		M	M	
<i>Prunella vulgaris</i>	0,1	0,06		F		HNR
<i>Betonica officinalis</i>	0,1		0,1	F	M	HNR
<i>Lathyrus pratensis</i>	0,1		v	F		LE
<i>Luzula campestris</i>		3,60	2,5	M	M	HNR
<i>Poa pratensis</i>		3,24	2,5	F		HAB
<i>Homalotrichon pubescens</i> ssp. <i>laevigatum</i>		2,69	8,75	HT		HAB
<i>Ranunculus nemorosus</i>		2,14	0,1	M		HNR
<i>Carex caryophyllaea</i>		1,80	2,5	HT	M	SE
<i>Anemone nemorosa</i>		1,28	0,1	S		
<i>Cerastium holosteoides</i>		0,77	v	F		
<i>Lotus corniculatus</i>		0,43	2,5	M	M	LE
<i>Origanum vulgare</i>		0,06	0,1	WS	M	
<i>Hypericum perforatum</i>		0,06	0,1	WS		
<i>Ranunculus acris</i>		0,04	0,1	F		
<i>Fragaria moschata</i>		0,10	v	WS		HNR
<i>Ajuga reptans</i>		0,09	v	F		
<i>Agrostis stolonifera</i>	2,5			R		HAB
<i>Campanula patula</i>	2,5			M		
<i>Centaurea scabiosa</i>	2,5			HT	M	
<i>Daucus carota</i>	2,5			S		
<i>Euphorbia dulcis</i>	2,5			WL		
<i>Leontodon hispidus</i>	0,1			M		HNR
<i>Quercus robur</i>	0,1			WL		G
<i>Rosa</i> sp.	0,1			S		G
<i>Crepis biennis</i>	0,02			F		
<i>Erigeron annuus</i>	0,02			R	N	P
<i>Stellaria graminea</i>	0,02			F	M	
<i>Viola hirta</i>		1,13		WS	M	HNR
<i>Veronica officinalis</i>		0,77		WL	N	
<i>Tussilago farfara</i>		0,41		R		P
<i>Acer pseudoplatanus</i>		0,39		WL		G
<i>Brassica napus</i>		0,39		S		P
<i>Lolium perenne</i>		0,39		F	N	HAB
<i>Arenaria serpyllifolia</i>		0,38		R		HNR
<i>Trifolium medium</i>		0,09		F	M	LE
<i>Artemisia vulgaris</i>		0,06		R	N	P
<i>Rorippa sylvestris</i>		0,06		S		P
<i>Chenopodium album</i>		0,05		R	N	P
<i>Potentilla verna</i>		0,05		HT		HNR
<i>Fraxinus excelsior</i>		0,05		WL		G
<i>Melica nutans</i>		0,05		WL	M	HAB
<i>Anthyllis vulneraria</i>		0,05		HT	M	LE
<i>Lactuca serriola</i>		0,05		R		P
<i>Papaver rhoeas</i>		0,05		R		P

<i>Campanula rotundifolia</i>		0,04		M	M	HNR
<i>Glechoma hederacea</i>		0,04		WS		
<i>Mentha arvensis</i>		0,04		S	N	
<i>Carpinus betulus</i>		v		WL		G
<i>Sagina procumbens</i>		v		S		P
<i>Silene latifolia</i>		v		R		
<i>Equisetum arvense</i>			0,1	R	M	
<i>Euphorbia verrucosa</i>			0,1	HT	M	
<i>Holcus lanatus</i>			0,1	F		HAB
<i>Poa nemoralis</i>			2,5	WL		HAB
<i>Ranunculus lanuginosus</i>			0,1	WL	M	
<i>Scabiosa columbaria</i>			2,5	HT	M	
<i>Tanacetum vulgare</i>			v	R		P
<i>Trifolium pratense</i>			2,5	F		LE

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen aus dem Haus der Natur Salzburg](#)

Jahr/Year: 2023

Band/Volume: [28](#)

Autor(en)/Author(s): Popp-Kohlweiss Susanne, Nowotny Günther

Artikel/Article: [Auswirkungen von Biotopverpflanzungen auf verschiedene Lebensraumtypen - Analyse von Verpflanzungsmethoden und Empfehlungen zur Erfolgskontrolle 74-115](#)