

# Doch nicht unmöglich – erfolgreiche Verpflanzung von subalpinen Zwergstrauchheiden im Oberpinzgau

Sandra Djabarow & Oliver Stöhr

---

**DJABAROW S. & STÖHR O. (2025): Not impossible at all – successful transplantation of subalpine dwarf shrubs in Oberpinzgau. – Mitteilungen aus dem Haus der Natur 30: 56–68.**

This study investigates the implementation of dwarf shrub sods as part of the construction of a storage pond in the Wildkogel ski area in Pinzgau (Salzburg). Overall, 1.7 ha of sods with dwarf shrubs were transplanted. The monitoring set up for this purpose evaluates the growth and adaptability of the transplanted dwarf shrub sods in the years 2021–2023. In total, 15 study plots were set up for this purpose, including 10 permanent plots and 5 control plots. The results show that a slight decline in vitality was observed in the first two years after transplantation (<6 %), particularly in some taller-growing dwarf shrub species such as *Vaccinium myrtillus* and *Calluna vulgaris*. In contrast, the low-growing chamois heath (*Loiseleuria procumbens*), which dominates the study plots, has hardly lost any vitality. This disproves the previously widespread assumption that the transplantation of dwarf shrub stands at high altitudes cannot be carried out successfully. Due to the absence of tall-growing species of alpine dwarf shrub communities within the study sites, the transferability of the results to such vegetation units is limited. Overall, this study emphasises the importance of careful planning and implementation in the resettlement of dwarf shrubs, particularly in sensitive alpine environments, and should therefore contribute to the further development of this practice.

**Keywords:** alpine zone, dwarf shrubs, monitoring, Salzburg, transplantation

---

## ■ Einleitung

Im Rahmen der Errichtung eines Speicherteiches im Jahr 2021 im Schigebiet „Wildkogel-Arena“ wurden Zwergstrauchbestände in Form von Vegetationssooden umgesiedelt. Insgesamt wurden 1,7 ha Soden mit Zwergsträuchern verpflanzt. Zur Evaluierung des Wachstums und der Anpassungsfähigkeit der verpflanzten Zwergstrauchsoden wurde der Zweitautor von der Oberpinzgauer Fremdenverkehrsförderungs- und Bergbahnen AG mit der Einrichtung eines Monitorings beauftragt. Die Untersuchungen dazu wurden in den Jahren 2021–2023 durchgeführt. Die Verpflanzung von Vegetation wird als eine mögliche Lösung angesehen, um bei Eingriffen in alpine Lebensräume für menschliche Nutzungszwecke Lebensräume an anderer Stelle zu erhalten. Die Wirksamkeit solcher Umsiedlungsprojekte für sensible oder schwer regenerierbare Biotope, insbesondere im alpinen Gebiet, wird in der Fachliteratur wie auch in der Naturschutzpraxis jedoch nach wie vor

kontrovers diskutiert. Im Bundesland Salzburg unterliegen verschiedene Biotoptypen einem gesetzlichen Lebensraumschutz, weshalb diese Methode auch Gegenstand naturschutzbehördlicher Verfahren ist (POPP-KOHLWEISS & NOWOTNY 2023). Ziel der gegenständlichen Studie ist es, einen Beitrag zur Klärung der Frage zu leisten, ob alpine Zwergstrauchheiden über Vegetationssooden erfolgreich verpflanzt werden können und welche Faktoren bei der Verpflanzung relevant sind.

## ■ Material und Methoden

### Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsflächen liegen im Schigebiet „Wildkogel-Arena“, das sich über die Gemeinden Neukirchen am Großvenediger und Bramberg am Wildkogel (Bezirk Zell am See bzw. Pinzgau, Salzburg) erstreckt (**Abb. 1**). Sie liegen im Bereich der Salzburger Schieferalpen auf



**Abb. 1** Lage des Projektstandorts im Salzburger Pinzgau

rd. 2.100 m Seehöhe auf einem Höhenrücken, ca. 500 m südlich des Braunkogels, und damit in der oberen subalpinen Stufe. Für Bramberg am Wildkogel (800 m NN) zeigen die vorliegenden Klimadaten (climate-data.org) ein gemäßigtes Klima, mit den höchsten durchschnittlichen Jahrestemperaturen und Jahresniederschlägen in den Sommermonaten (Juni–August; **Abb. 2**).

Eine flächendeckende Biotoptypenkartierung wurde vor Errichtung des Speicherteiches im September 2019 ebenfalls vom Zweitautor gemäß dem Biotoptypen-Schlüssel der amtlichen Biotopkartierung Salzburgs durchgeführt. Die Abgrenzung und Definition der Biotoptypen richtete sich nach den Steckbriefen der Biotoptypen der Salzburger Biotopkartierung von NOWOTNY et al. (2022). Das Ergebnis der Biotoptypenkartierung ist in **Abb. 3** dargestellt.

Bei den dominierenden Lebensräumen innerhalb des Baufeldes der Speicherteiche handelte es sich um Zwergstrauchheiden (etwa 1,0 ha Heidelbeerheiden und 0,7 ha Gamsheide-Bestände) und Krummseggen-Borstgrasrasen (0,9 ha) (**Tab. 1**). Es dominieren silikatische Schiefer, sodass die Vegetation von Säurezeigern geprägt ist.

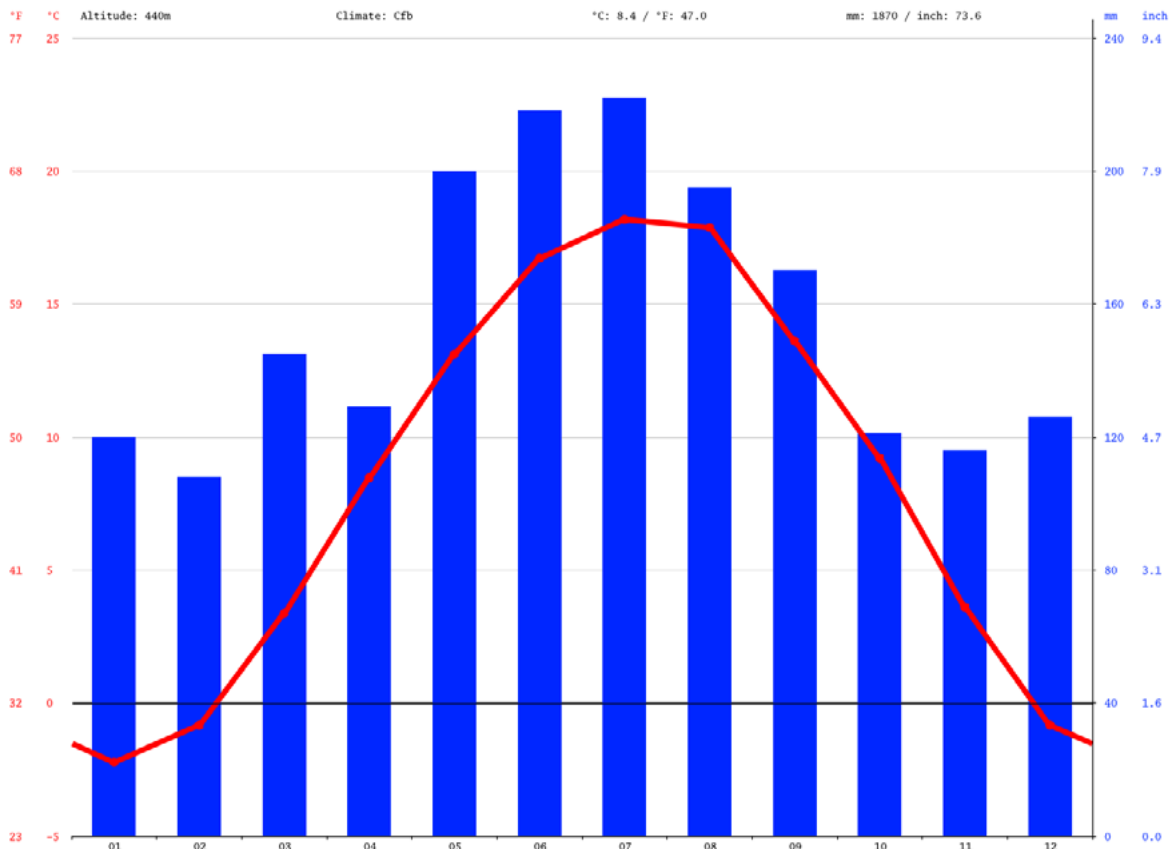
Aufgrund ihrer weiten Verbreitung sind Bestände mit Gamsheide über Silikat sowie Heidelbeerheiden sowohl in den Kalkalpen wie auch den Zentralalpen Österreichs ungefährdet (vgl. ESSL & EGGER 2010). Auch die für diese Biotoptypen prägenden Pflanzenarten – Gamsheide (*Loiseleuria procumbens*) und Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) – sind in Österreich weit verbreitet, durchwegs häufig und nach der aktuellen Roten Liste in Österreich ungefährdet (SCHRATT-EHRENDORFER et al. 2022).

### Ablauf der Sodenverpflanzung

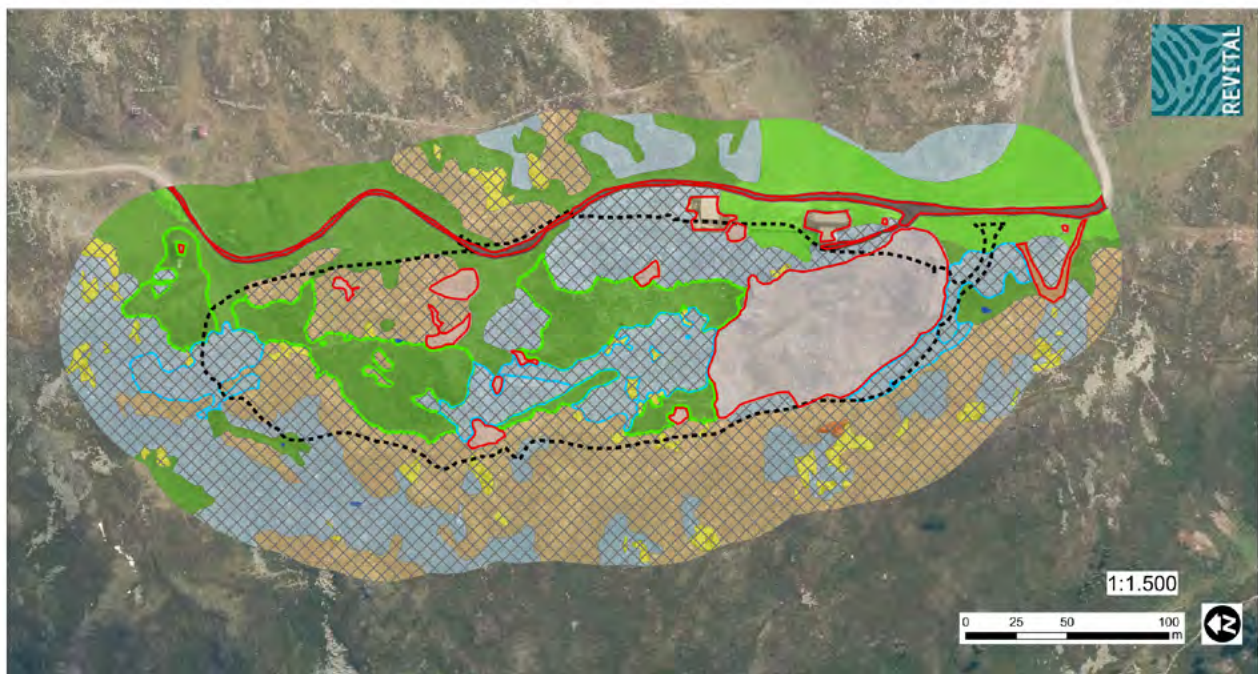
Im Zuge der Bauarbeiten wurden die Soden mit den Zwergsträuchern sorgfältig Zug um Zug ab Mitte Juni 2021 mittels Baggerschaufel geborgen (**Abb. 4**) und im nahen Umfeld der Baustelle (Rand einer Pistenfläche) nebeneinander und eben zwischengelagert (**Abb. 5**). Zudem konnte ein Teil der Soden möglichst lange am Entnahmeplatz verbleiben und gelangte ohne Zwischenlagerung direkt auf die neue Dammböschung. Die Mächtigkeit des geborgenen Oberbodens bzw. der rd. 1 × 1 m großen Soden betrug dabei mindestens 15 cm und lag teilweise sogar bei 25–30 cm. Der Ort für die Zwischenlagerung wurde gezielt gewählt, da dort die Wasserversorgung gegeben war und die Soden mithilfe einer Beschneidungsmaschine bewässert werden konnten. Über die Sommermonate erfolgte die Bewässerung der Soden nahezu täglich, wobei die Bewässerungszeit nachträglich optimiert wurde, sodass eine Bewässerung untertags vermieden werden konnte. Nach Herstellung der Dammböschungen des Speicherteiches transplantierte man die Soden auf die Empfängerflächen, wobei die Standortsanforderungen der Gamsheidebestände besondere Berücksichtigung fanden und deren Soden v.a. an windexponierten Bereichen (westseitige Luv-Lagen) eingebaut wurden (**Abb. 6**). Die Dauer der Zwischenlagerung der Zwergstrauchsoden betrug nur wenige Tage bis zu rd. 12 Wochen. Bereits Mitte September 2021 war der Großteil der Zwergstrauchsoden auf den Böschungen des neuen Speicherteiches verpflanzt.

### Feldaufnahmen zum Monitoring

Die Einrichtung der Untersuchungsflächen fand am 22. September 2021 durch den Zweitautor statt. Am selben Tag erfolgten auch die ersten Vegetationsaufnahmen. Diese Flächen wurden genau markiert und mit GPS verortet, um ihre erneute Lokalisierung in den folgenden Jahren zu ermöglichen. Weitere Monitoring-Aufnahmen



**Abb. 2** Durchschnittliche Maximaltemperaturen und Niederschläge in Bramberg am Wildkogel. Zusammenfassung der Daten der Jahre 1991-2021. Diagramm: climate-data.org



#### Legende

- |  |   |  |
|--|---|--|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>Umhüllende Technisches Projekt</li> <li>geringwertige technische Biotypen</li> <li>Biotope mit Schutz nach § 24 (1) e (alpines Odland)</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>Künstliche Blockhalde</li> <li>Naturnaher Tümpel</li> <li>Silikatblockschutthalde der Hochlagen</li> <li>Silikatfelswand der Hochlagen mit Felsspaltvegetation</li> <li>Steinbruch in Abbau</li> <li>Unbefestigte Straße</li> <li>Vegetationslose Freizeit- und Sportanlage</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>Heidelbeerheide</li> <li>Heidelbeerheide subsumiert Borstgrasrasen</li> <li>Krummseggen-/Borstgras-Silikatrasen mit Kultivierungseinfluss</li> <li>Krummseggen-/Borstgras-Silikatrasen mit Kultivierungseinfluss subsumiert Zwergstrauchheiden</li> </ul> |
| <b>Biotypen</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>Befestigte Straße</li> <li>Bestand der Gamsheide über Silikat</li> <li>Frische Fettweide und Trittrasen der Bergstufe</li> </ul>  |   |  |

**Abb. 3** Biotypenkartierung (September 2019) im Bereich des Speicherteichstandortes inkl. eines Untersuchungspuffers von 50 m



fanden am 29. Juli 2022 und am 9. August 2023 statt. Insgesamt wurden für das Monitoring 10 Dauerflächen (DF) auf den umgesiedelten Soden und zusätzlich 5 Kontrollflächen (KF) im alpinen Urgelände mit einer Flächengröße von jeweils 1 × 1 m angelegt (**Abb. 7 & 8**).

Der Schwerpunkt der vorliegenden Untersuchung lag auf der Erfassung und Analyse der vorkommenden Zwergstraucharten. Ein Überblick über das Vorkommen der einzelnen Arten auf den jeweiligen Untersuchungsflächen ist in Tabelle 1 dargestellt.

**Tab. 1** Vorkommen der Zwergstraucharten auf den Untersuchungsflächen

| Fläche | <i>Vaccinium myrtillus</i> | <i>Vaccinium gaultherioides</i> | <i>Vaccinium vitis-idaea</i> | <i>Calluna vulgaris</i> | <i>Loiseleuria procumbens</i> |
|--------|----------------------------|---------------------------------|------------------------------|-------------------------|-------------------------------|
| DF 1   | –                          | ✓                               | ✓                            | ✓                       | ✓                             |
| DF 2   | ✓                          | ✓                               | ✓                            | ✓                       | ✓                             |
| DF 3   | –                          | ✓                               | ✓                            | ✓                       | ✓                             |
| DF 4   | ✓                          | ✓                               | ✓                            | ✓                       | ✓                             |
| DF 5   | –                          | ✓                               | –                            | ✓                       | ✓                             |
| DF 6   | ✓                          | ✓                               | –                            | ✓                       | ✓                             |
| DF 7   | ✓                          | ✓                               | ✓                            | ✓                       | ✓                             |
| DF 8   | ✓                          | ✓                               | ✓                            | ✓                       | ✓                             |
| DF 9   | ✓                          | ✓                               | ✓                            | ✓                       | ✓                             |
| DF 10  | –                          | ✓                               | ✓                            | ✓                       | ✓                             |
| KF 1   | ✓                          | ✓                               | ✓                            | –                       | ✓                             |
| KF 2   | ✓                          | ✓                               | ✓                            | –                       | ✓                             |
| KF 3   | ✓                          | ✓                               | ✓                            | –                       | ✓                             |
| KF 4   | –                          | ✓                               | ✓                            | –                       | ✓                             |
| KF 5   | –                          | ✓                               | ✓                            | –                       | ✓                             |

Im Rahmen der Monitoring-Durchgänge erfolgte auf den Untersuchungsflächen eine vollständige Erfassung aller vorkommender Arten. Der Deckungsgrad jeder Art wurde in Prozent geschätzt, wobei Moose und Flechten nur teilweise bis auf Artniveau bestimmt werden konnten. Der geringste Deckungsgrad lag bei 0,5 %, entsprechend dem Wert „+“ nach der Braun-Blanquet-Skala. Bis zum Deckungswert von 10 erfolgte die Schätzung in 1 %-Schritten, danach in 5 %-Schritten. Angaben zur Gesamtdeckung der Vegetation sowie zur Deckung der Zwergsträucher, Gräser, krautiger Arten, Flechten und Moosen wurden jeweils pro Aufnahme erhoben.

Zusätzlich erfolgte die Erfassung der Vitalität der Zwergsträucher, unterteilt in drei verschiedene Vitalitätsklassen:



**Abb. 4** Bergung und Abtransport von Vegetationssoden mittels Bagger

Foto: C. Rak



**Abb. 5** Zwischenlagerung der geborgenen Vegetationssoden

Foto: C. Rak



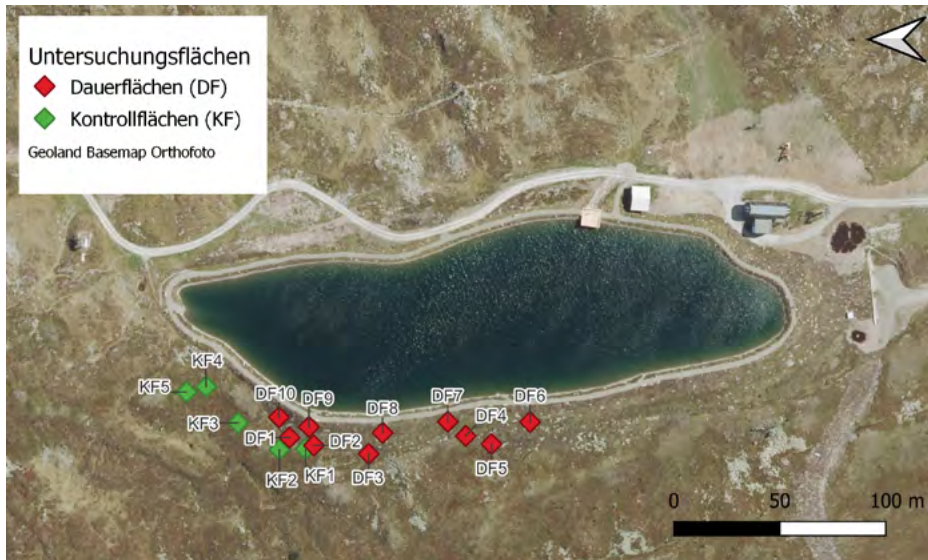
**Abb. 6** Aufbringung der Vegetationssoden auf der Dammböschung des Speicherteiches mittels Bagger

Foto: C. Rak



**Abb. 7** Vermarkte Monitoringflächen. Im Bereich der steilen Böschung wurden die Zwergstrauchsoden angebracht.

Foto: O. Stöhr



**Abb. 8** Für das Monitoring angelegte Untersuchungsflächen. 10 Dauerflächen (DF) rot dargestellt und 5 Kontrollflächen (KF) in grün.

- VK 1 – vital: Die Zwergsträucher erscheinen vital und zeigen eine vollständige Belaubung, ohne nennenswertes Blattabsterben. Ebenso ist ein normaler Blüten- und Fruchtansatz zu beobachten.
- VK 2 – teilweise vital: Die Zwergsträucher wirken nur teilweise vital und neigen zum Absterben. Dies äußert sich in unvollständiger Belaubung oder auffälligem Blattabsterben, sowie einem reduzierten Blüten- und Fruchtansatz.
- VK 3 – abgestorben: Die Zwergsträucher sind augenscheinlich abgestorben, was sich in flächig fehlender Belaubung, toten Trieben sowie dem Fehlen von Blüten- und Fruchtansatz zeigt.

Die Nomenklatur der angeführten Pflanzennamen folgt der Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol (FISCHER et al. 2008).

### Datenauswertung

Die Aufbereitung und Auswertung der im Feld erfassten Daten erfolgte durch beide Autor:innen. Anhand der geschätzten Deckungsgrade (%) ließen sich die Veränderungen der gesamten Vegetation sowie der Zwergsträucher nachvollziehen und grafisch darstellen. Um die Anpassungsfähigkeiten der einzelnen Zwergstraucharten quantifizieren zu können, wurden die geschätzten Deckungsgrade (%) pro Art von allen Flächen, jeweils Dauer- und Kontrollflächen, aufsummiert. Dadurch lassen sich Veränderungen über den Untersuchungszeitraum hinweg sowohl für umgesiedelte Zwergstrauchsoden als auch für unbeeinflusste Kontrollflächen abbilden und vergleichen. Zusätzlich erfolgte eine Analyse der Veränderungen in der Artenvielfalt auf Basis der jeweils erfassten Artenanzahl innerhalb der Dauer- und Kontrollflächen.

## ■ Ergebnisse

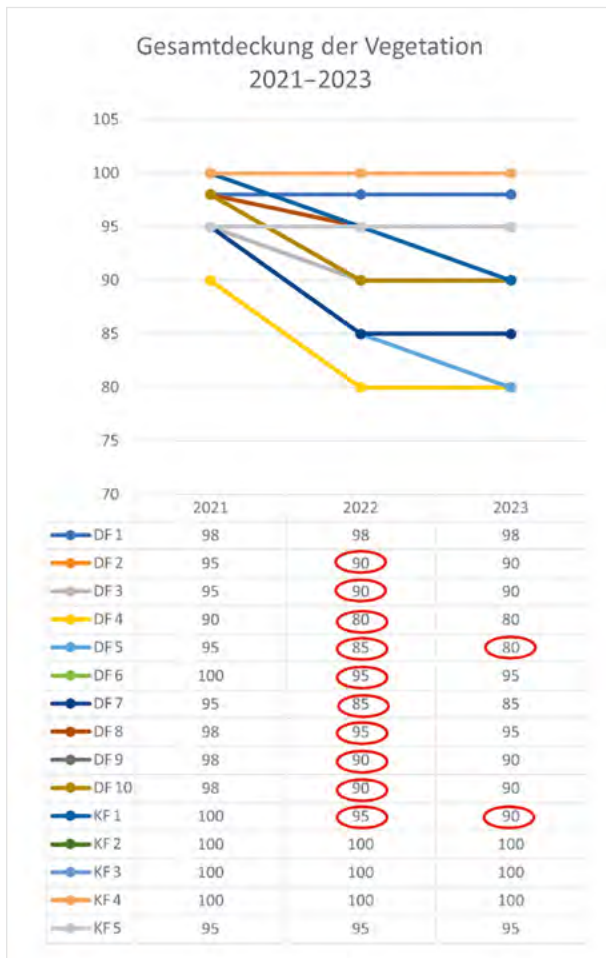
### Veränderungen in der Gesamtdeckung der Vegetation und der Zwergsträucher

Auf neun von zehn der untersuchten Dauerflächen zeigte sich ein leichter Rückgang der Gesamtvegetationsdeckung ein Jahr nach der Verpflanzung im Jahr 2022. Lediglich auf einer Dauerfläche (DF 5) war ein weiterer Rückgang des Deckungsgrades der Gesamtvegetation um zusätzliche 5 % im darauffolgenden Jahr (2023) festzustellen. Im Gegensatz dazu trat ein Rückgang der Gesamtdeckung der Vegetation nur auf einer der Kontrollflächen (KF 1) auf (**Abb. 9**).

Betrachtet man ausschließlich die Deckungsgrade der auf den Flächen vorkommenden Zwergsträucher, lässt sich ein Rückgang nur auf einer Fläche der Dauer- sowie der Kontrollflächen feststellen. Auf der Fläche DF 5 zeigte sich ein Rückgang von 15 % im zweiten Jahr nach der Umpflanzung der Soden. Ähnlich verhielt es sich auf der Kontrollfläche KF 1, wobei der Rückgang hier mit 5 % geringer ausfiel (**Abb. 10**).

### Vitalitätsveränderungen der Zwergsträucher

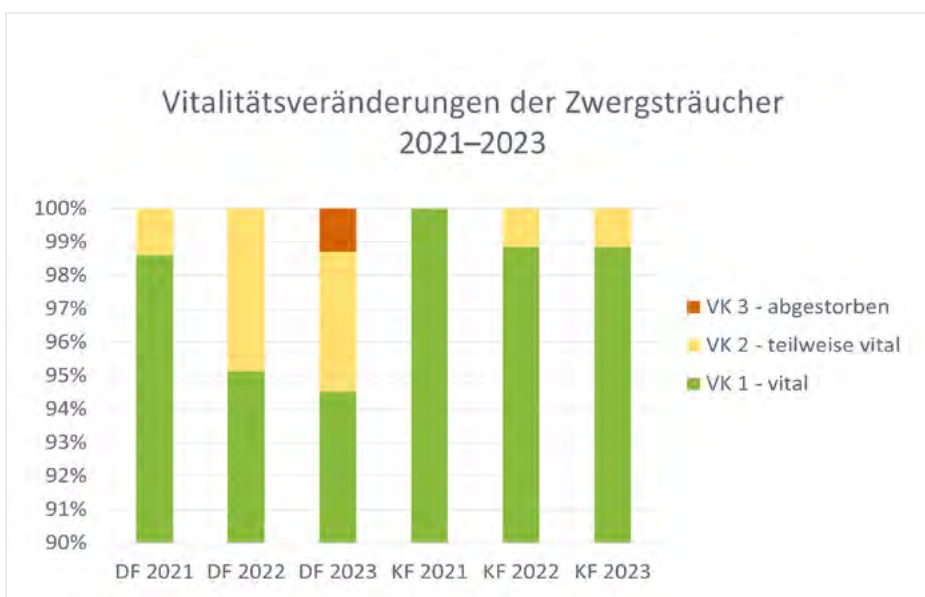
Bei einer Gesamtbetrachtung der Dauer- und Kontrollflächen lässt sich feststellen, dass bereits im Jahr der Sodenverpflanzung (2021) ein geringer Anteil von teilweise vitalen Zwergstrauchindividuen (VK 2) auf den umgesiedelten Flächen nachweisbar war (**Abb. 11**). Im Jahr 2022 zeigte sich ein Rückgang der Vitalität aller Zwergstraucharten auf den Dauerflächen um etwa 5 %, was die Vitalitätsklasse „VK 2 – teilweise vital“ betraf. Dieser Rückgang erhöhte sich im darauffolgenden Jahr nur minimal um weniger als 1 %. Im Jahr 2023 wurden über 1 % der Zwergsträucher als abgestorben eingestuft. Auf den Kontrollflächen ließen sich ebenfalls geringe Rückgänge in der Vitalität von etwas mehr als 1 % beobachten.



**Abb. 9** Prozentualer Anteil der Gesamtvegetation auf allen Untersuchungsflächen (DF = Dauerflächen, KF = Kontrollflächen) für die Jahre 2021–2023. Rot eingekreiste Werte zeigen einen Deckungsrückgang.



**Abb. 10** Prozentualer Anteil der Zwergsträucher auf allen Untersuchungsflächen (DF = Dauerflächen, KF = Kontrollflächen) für die Jahre 2021–2023. Rot eingekreiste Werte zeigen einen Deckungsrückgang.



**Abb. 11** Prozentuale Anteile der Vitalitätsklassen der Zwergsträucher auf den Dauerflächen (DF) und Kontrollflächen (KF) in den Jahren 2021–2023.





**Abb. 12** Deckungsgrad in Prozent (%) von *Loiseleuria procumbens* auf allen Untersuchungsflächen (DF = Dauerflächen, KF = Kontrollflächen) unter Berücksichtigung der Vitalitätsklassen (VK 1 – vital, VK 2 – teilweise vital, VK 3 – abgestorben).

### Fokusart Gamsheide

Wird ausschließlich die auf allen Untersuchungsflächen (mit Ausnahme von DF 7) dominierende Zwergstrauchart *Loiseleuria procumbens* betrachtet (**Abb. 12**), lässt sich feststellen, dass auf drei Dauerflächen (DF 1, DF 3, DF 6) sowie auf vier Kontrollflächen (KF 2-5) keine signifikanten Rückgänge in Bezug auf Deckung oder Vitalität erkennbar sind. Auf drei Dauerflächen (DF 2, DF 5, DF 10) ließ sich ein geringfügiger Rückgang des Deckungsgrades feststellen. Für drei weitere Dauerflächen (DF 4, DF 8, DF 9) blieb der Deckungsgrad von *L. procumbens* unverändert, jedoch zeigte sich eine geringfügige Abnahme der Vitalität. Auf der Fläche DF 7 erfolgte innerhalb eines Jahres ein Rückgang sowohl in der Deckung als auch in der Vitalität, wobei dieser Zustand im folgenden Jahr stabil blieb. Ein ähnliches Muster trat auf der Kontrollfläche KF 1 auf, wobei auch hier im Jahr 2023 ein Rückgang im Deckungsgrad von *Loiseleuria procumbens* erkennbar war.

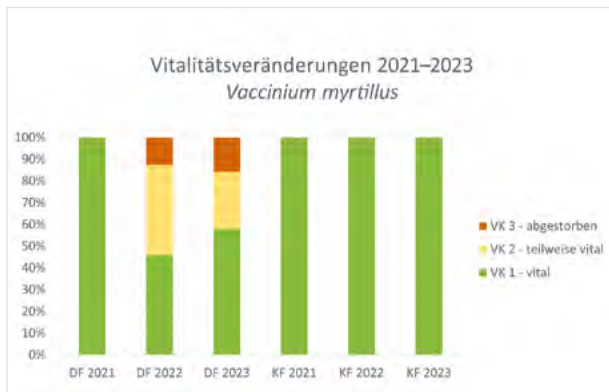
### Vitalitätsklassen der Zwergstraucharten

Die Untersuchung der Vitalität der einzelnen Zwergstraucharten zeigt deutliche Unterschiede. Den höchsten Vitalitätsverlust traf *Vaccinium myrtillus*, wobei mehr als die Hälfte des Bestands um eine Vitalitätsklasse zurückging und ein geringer Anteil sogar gänzlich abstarb (**Abb. 13**). Im Gegensatz dazu konnte *Vaccinium gaultherioides* den erlittenen Vitalitätsverlust im Jahr der Sodenverpflanzung in den darauffolgenden Jahren gänzlich wieder ausgleichen (**Abb. 14**). *Vaccinium vitis-idaea* hingegen zeigte keinerlei Anzeichen einer

Beeinträchtigung im Wuchsverhalten über die Jahre hinweg und blieb sowohl auf den verpflanzten Flächen als auch auf den Kontrollflächen durchwegs vital (**Abb. 15**). Die Vitalität von *Calluna vulgaris* nimmt über die Jahre stetig zu einem geringen Anteil ab, sodass im Jahr 2023 ein Gesamtanteil von etwa 7 % der Art auf den Dauerflächen abgestorben ist (**Abb. 16**). In den Jahren 2021 und 2022 ist *Calluna vulgaris* auf den Kontrollflächen gänzlich abwesend. Erst im Jahr 2023 kommt sie auf einer Kontrollfläche (KF 3) in einem vitalen Zustand auf, wobei sie lediglich einen Anteil von 0,5 % aufweist. *Loiseleuria procumbens* zeigte in den Jahren 2022 und 2023 geringfügige Rückgänge in der Vitalität auf, jedoch kam es nicht zum Absterben von Pflanzenteilen. Die Rückgänge konnten sowohl in den Dauerflächen als auch in den Kontrollflächen verzeichnet werden (**Abb. 17**).

### Zunahme von Begleitarten

Weiters zeigte sich eine Zunahme der Artenanzahl sowohl auf den Dauerflächen als auch auf den Kontrollflächen, wobei die Zwergsträucher bei dieser Betrachtung ausgeschlossen blieben (**Abb. 18**). Auf den Dauerflächen kam es zu einer Steigerung von 2 bis 5 Arten pro Erhebungszeitpunkt in den Jahren 2022 und 2023, während auf den Kontrollflächen eine Zunahme um eine Pflanzenart pro Jahr festzustellen war.



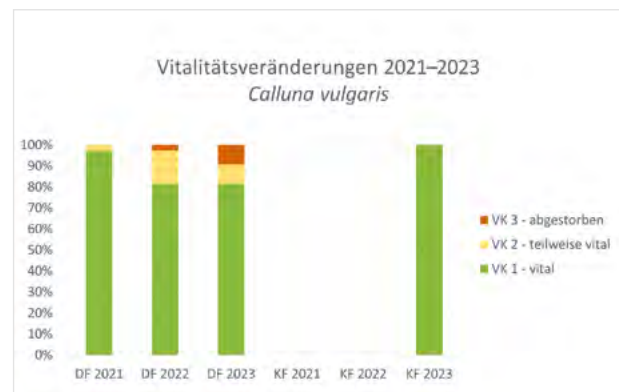
**Abb. 13** Veränderung der Anteile der Vitalitätsklassen von *Vaccinium myrtillus* auf den Versuchsflächen in den Jahren 2021–2023. Dabei wurden die prozentualen Anteile der Zwergstrauchart auf den Dauerflächen (DF) und den Kontrollflächen (KF) für das jeweilige Jahr aufsummiert.



**Abb. 14** Veränderung der Anteile der Vitalitätsklassen von *Vaccinium gaultherioides* auf den Versuchsflächen in den Jahren 2021–2023. Dabei wurden die prozentualen Anteile der Zwergstrauchart auf den Dauerflächen (DF) und den Kontrollflächen (KF) für das jeweilige Jahr aufsummiert.



**Abb. 15** Veränderung der Anteile der Vitalitätsklassen von *Vaccinium vitis-idaea* auf den Versuchsflächen in den Jahren 2021–2023. Dabei wurden die prozentualen Anteile der Zwergstrauchart auf den Dauerflächen (DF) und den Kontrollflächen (KF) für das jeweilige Jahr aufsummiert.



**Abb. 16** Veränderung der Anteile der Vitalitätsklassen von *Calluna vulgaris* auf den Versuchsflächen in den Jahren 2021–2023. Dabei wurden die prozentualen Anteile der Zwergstrauchart auf den Dauerflächen (DF) und den Kontrollflächen (KF) für das jeweilige Jahr aufsummiert.

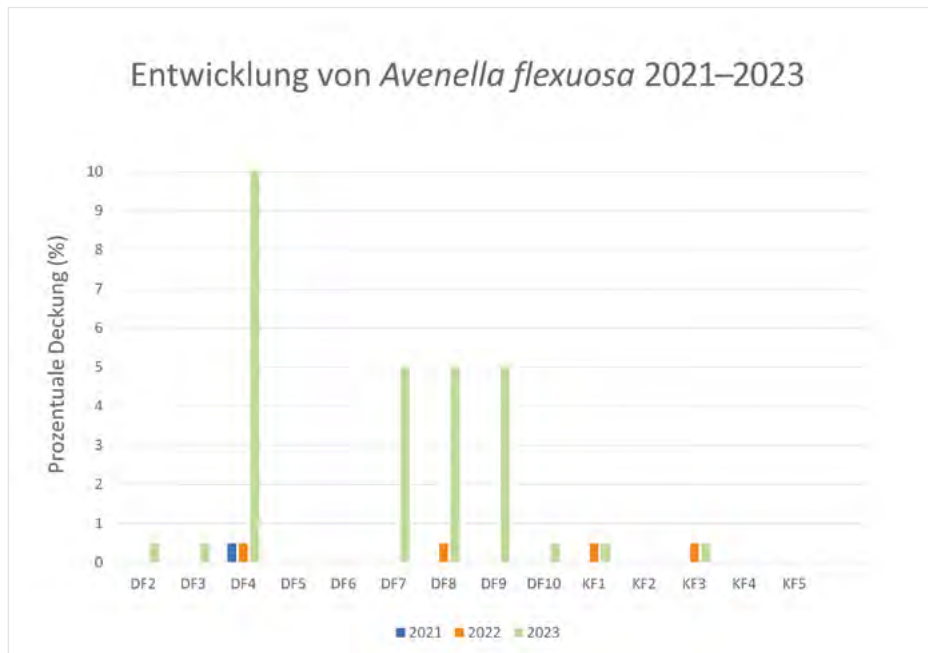


**Abb. 17** Veränderung der Anteile der Vitalitätsklassen von *Loiseleuria procumbens* auf den Untersuchungsflächen in den Jahren 2021–2023. Dabei wurden die prozentualen Anteile der Zwergstrauchart auf den Dauerflächen (DF) und den Kontrollflächen (KF) für das jeweilige Jahr aufsummiert.



**Abb. 18** Entwicklung der Artenvielfalt ohne der Zwergstraucharten auf den Untersuchungsflächen in den Jahren 2021–2023. Sowohl auf den Dauerflächen (DF) als auch auf den Kontrollflächen (KF) ließ sich ein Artenzuwachs verzeichnen.





**Abb. 19** Entwicklung von *Avenella flexuosa* auf den Untersuchungsflächen in den Jahren 2021–2023. Im Jahr 2021 besiedelte die Art eine Dauerfläche, im Jahr 2022 waren es bereits vier und im darauffolgenden Jahr neun Flächen.

Zusätzlich zu den Zwergsträuchern fanden sich auf den Untersuchungsflächen folgende Arten:

- Bäume: *Picea abies* (juv.), *Pinus cembra* (juv.)
- Gräser/Binsen: *Avenella flexuosa*, *Carex brunnescens*, *Carex curvula* ssp. *curvula*, *Carex nigra*, *Eriophorum vaginatum*, *Juncus trifidus*, *Nardus stricta*
- Kräuter: *Cerastium holosteoides*, *Homogyne alpina*, *Scorzoneroide helvetica*
- Flechten: *Alectoria ochroleuca*, *Cetraria cucullata*, *Cetraria islandica*, *Cladonia rangiferina*, *Cladonia* sp.
- Moose: *Polytrichum* sp.

Besonders auffällig war die Zunahme von *Avenella flexuosa* (**Abb. 19**). Außerdem konnte bei den Arten *Homogyne alpina* und *Scorzoneroide helvetica* eine erhebliche Zunahme in der Frequenz auf den umgesetzten Flächen verzeichnet werden. Beide Arten waren im Jahr der Verpflanzung auf einer Kontrollfläche (KF 3) anzutreffen. In den zwei darauffolgenden Jahren breiteten sich beide Arten auf die umgesetzten Flächen aus, sodass im Jahr 2023 *Homogyne alpina* fünf und *Scorzoneroide helvetica* acht Untersuchungsflächen besiedelten.

## ■ Diskussion

In den ersten zwei Jahren nach der Umsetzung der Zwergstrauchsoden zeigte sich lediglich ein geringfügiger Rückgang der Pflanzenvitalität um etwas über 5 %. Abgestorbene Pflanzenteile traten ausschließlich bei *Vaccinium myrtillus* und *Calluna vulgaris* auf. Diese beiden Arten wiesen im Vergleich zu den übrigen vorkommenden Zwergstraucharten die deutlichsten Vitalitätsverluste auf. *Vaccinium gaultherioides* sowie *Vaccinium vitis-idaea* zeigten hingegen keinerlei Einbußen. Bei der auf nahezu allen Flächen dominanten Art *Loiseleuria procumbens* ließ sich lediglich ein leichter Rückgang der Vitalität feststellen. Der minimale

Rückgang der Vitalität auf den Kontrollflächen ging ausschließlich auf *Loiseleuria procumbens* zurück. Angesichts der Vielfalt potenzieller Einflussfaktoren ist es denkbar, dass der beobachtete Rückgang bei *Loiseleuria procumbens* auf den transplantierten Sodenflächen nicht ausschließlich auf die Verpflanzung selbst, sondern möglicherweise auf externe Stressfaktoren wie etwa Trockenheit zurückzuführen ist. Die Vitalitätsverluste oder das vollständige Absterben einzelner Individuen könnten zudem durch mechanische Schädigungen im Zuge der direkten Umlagerung der Soden bedingt sein.

In der vorliegenden Untersuchung lag der Schwerpunkt auf *Loiseleuria procumbens*, einer bodennah wachsenden Vertreterin der Ericaceen, deren Wuchshöhe deutlich unter der jener Arten liegt, die typischerweise als „klassische Zwergsträucher“ alpiner Zwergstrauchheiden gelten. Höher wachsende Zwergstraucharten wie *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Vaccinium gaultherioides* und *Calluna vulgaris* kamen ebenfalls auf zahlreichen Untersuchungsflächen vor (vgl. **Tab. 1**). Großwüchsige Arten alpiner Zwergstrauchgesellschaften, wie beispielsweise *Rhododendron ferrugineum* oder *Juniperus communis* ssp. *alpina*, traten in den untersuchten Flächen hingegen nicht auf und konnten daher nicht in die Transplantationsversuche einbezogen werden. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Vegetationseinheiten, in denen diese Arten eine strukturbildende Rolle einnehmen, ist folglich nur eingeschränkt gegeben.

Die Auswertung der Daten lässt einen Zusammenhang zwischen der Wuchshöhe bzw. Gesamtgröße der transplantierten Individuen und deren Etablierungserfolg erahnen. Insbesondere *Loiseleuria procumbens* – als niedrigwüchsige Art der Untersuchung – zeigte die geringsten Vitalitätseinbußen nach der Verpflanzung.

Demgegenüber wiesen größer wüchsige Arten wie *Vaccinium myrtillus* und *Calluna vulgaris* die stärksten Rückgänge in der Vitalität auf, was auf eine insgesamt geringere Etablierungswahrscheinlichkeit dieser Arten hindeutet.

Interessanterweise zeigten die ebenfalls höherwachsenden Arten *Vaccinium vitis-idaea* und *Vaccinium gaultherioides* vergleichsweise hohe Etablierungsraten. Eine mögliche Erklärung hierfür liegt in artenspezifischen morphologischen Blattmerkmalen, insbesondere in der Dicke, Langlebigkeit und der Fähigkeit zur Wasserretention. Die Ergebnisse unterstreichen somit die Bedeutung funktioneller Anpassungsstrategien an Trockenstress, deren Fehlen möglicherweise zu den beobachteten Etablierungsproblemen bei *Vaccinium myrtillus* und *Calluna vulgaris* beigetragen hat.

### Methoden der Vegetationstransplantation

In der Literatur sind verschiedene Methoden zur Transplantation von Zwergsträuchern bekannt, darunter die Sodentransplantation und das Saat-Soden-Kombinationsverfahren (vgl. BOSSHARD et al. 2013, WITTMANN & RÜCKER 1999) und die großflächige Direktumlagerung (MARTI et al. 2016). Diese Verfahren nutzen Soden oder größere Vegetationselemente aus dem betroffenen Gebiet oder seiner Umgebung, die vor dem Eingriff gesammelt und anschließend wieder eingesetzt werden. Bei der Sodentransplantation und der Direktumlagerung werden die Soden gleichmäßig verteilt, während beim Saat-Soden-Kombinationsverfahren die abgezogenen Vegetationsoden mosaikartig aufgebracht, die Lücken zwischen den Soden mit geeignetem Bodenmaterial aufgefüllt und mit standortgerechtem Saatgut eingesät werden (BOSSHARD et al. 2013). Diese Methode ermöglicht es, Empfängerflächen zu bepflanzen, die größer sind als die ursprüngliche Spenderfläche. Bei der Direktumlagerung findet die Transplantation direkt vor Ort statt, entweder im selben Bereich wie die Abtragung oder unmittelbar angrenzend in Baggerreichweite. Auf bereits durch Abtrag vorbereiteten oder neu aufgebauten Böschungen werden die Rasenziegel mit dem Oberboden direkt aufgebracht (vgl. ALBERTINI & REGLI 2012). Durch diese Methoden können schnell und naturnah Kraut-, Gras- und bestimmte Strauchschichten in den Hochlagen begrünt werden (BOSSHARD et al. 2013, MARTI et al. 2016, WITTMANN & RÜCKER 2006, 2012). Im Vergleich zur direkten Umlagerung am Julierpass (MARTI et al. 2016) werden bei der Sodentransplantation und dem Saat-Soden-Kombinationsverfahren dünnere Vegetationsziegel entnommen (WITTMANN & RÜCKER 2012). Dies führt dazu, dass die Soden oberflächlicher wieder angebracht werden, während bei der direkten Umlagerung Vegetationsziegel mit tieferen Boden- und Wurzelräumen verwendet werden.

Bereits in den 1970er-Jahren kamen erste Lebensraumverpflanzungen zum Einsatz. In den darauffolgenden Jahren nahm die Zahl an Untersuchungen und

Publikationen zu diesem Thema stetig zu, wobei vielfach eine kritische Haltung gegenüber dieser Praxis deutlich wurde (vgl. KLÖTZLI 1980). Insbesondere Eingriffe in Berglandschaften und die damit verbundenen hohen Kosten waren Gründe der Kritik (POPP-KOHLWEISS & NOWOTNY 2023). Mit dem technischen Fortschritt lassen sich heute jedoch auch in Höhenlagen über 2.500 m erfolgreiche Rekultivierungen realisieren. Dennoch zeigen sich weiterhin Unterschiede im Erfolg einzelner Transplantationsvorhaben, die unter anderem von der ökologischen Komplexität der betroffenen Biotope zusammenhängen. Besonders hohe Erfolgsraten konnten bislang bei Standorten mit nährstoffreichen Pflanzengesellschaften und geringer anthropogener Beeinflussung festgestellt werden, wie etwa bei unterschiedlichen Ausprägungen von Weiderasen, Hochstaudenfluren oder Grünerlengebüsch (vgl. WITTMANN & RÜCKER 2012). Zwergstrauchbestände galten bislang als besonders herausfordernd in der Umsetzung, was insbesondere auf ihre enge symbiotische Bindung an Mykorrhizapilze zurückzuführen ist (s. Kap. „Berücksichtigung von Mykorrhizapilzen“; WITTMANN & RÜCKER 1997).

### Voraussetzungen für das erfolgreiche Umsetzen von Zwergstrauchbeständen

Eine Transplantation von Zwergstrauchheiden in Sodenform ist ein komplexer Prozess, der eine Reihe von sorgfältig geplanten Voraussetzungen erfordert. Nach dem aktuellen Stand der Technik sind zahlreiche Bedingungen zu erfüllen, damit die Transplantation erfolgreich verläuft (u. a. WITTMANN & RÜCKER 1997, MARTI et al. 2016). Dazu gehören insbesondere:

1. Ausreichender Bodenaufbau: Bei dem Abtragen und Umsetzen von Soden ist auf eine ausreichende Sodenmächtigkeit zu achten, sodass ein Großteil des Wurzelwerks erhalten bleibt.
2. Sorgfältige Sodenbergung: Die Bergung der Soden und die Umlagerung sollte äußerst sorgfältig erfolgen, um Wurzelschäden zu minimieren und die Integrität der Pflanzen zu erhalten. Ein erfahrener, sorgfältig arbeitender Baggerfahrer unter der Anleitung einer ökologischen Bauaufsicht/Baubegleitung ist entscheidend für eine erfolgreiche praktische Umsetzung.
3. Transplantation Zug-um-Zug: Es ist wichtig, dass die Soden unmittelbar nach ihrer Bergung möglichst ohne Zwischenlagerung an ihrem Zielort angebracht werden. Eine längere Zwischenlagerung kann zu einem Verlust an Vitalität und Überlebensfähigkeit der Pflanzen führen.
4. Sachgerechte und kurzzeitige Lagerung: Sollte eine Zwischenlagerung der Soden unumgänglich sein, muss diese sachgerecht erfolgen und auf ein absolutes zeitliches Minimum begrenzt werden, um eine Beeinträchtigung der Pflanzen zu vermeiden.
5. Ausreichende Wasserversorgung: Eine kontinuierliche und ausreichende Wasserversorgung der Soden während der Zwischenlagerung ist entscheidend, um sicherzustellen, dass die transplantierten Zwergstrauchsoden nicht austrocknen und ihre Wurzeln erfolgreich etablieren können.

6. Standörtlich geeignete Zielflächen: Die Wahl der Zielflächen für die Transplantation muss sorgfältig erfolgen und den spezifischen Standortanforderungen der Zwergstrauchheiden entsprechen, um eine erfolgreiche Etablierung zu gewährleisten.

7. Vorbereitung der Empfängerfläche: Der Boden, auf den die Soden transplantiert werden, muss geeignet vorbereitet sein, um ein gesundes Wachstum der Pflanzen zu ermöglichen. Besonders ist darauf zu achten, dass ein Wiederauwurzeln der Rasensoden ermöglicht wird und dass grobes Steinmaterial auf den Flächen entfernt wird.

Für eine effektive und nachhaltige Umsetzung von Transplantationsvorhaben ist es essenziell, relevante Faktoren bereits in der Planungs- sowie Durchführungsphase systematisch zu berücksichtigen. Bei der Sodenverpflanzung am Braunkogel ließen sich die entscheidenden Voraussetzungen bestmöglich realisieren. Durch eine durchdachte Logistik seitens der Bauleitung gelang es, den Großteil der Soden vor Ort nur so oft wie nötig (ein- bis zweimal) mit der Baggerschaufel zu bewegen, wodurch die mechanische Belastung auf ein Minimum reduziert blieb. Zudem konnte ein Teil der Soden möglichst lange am Entnahmeplatz verbleiben und gelangte ohne Zwischenlagerung direkt auf die neue Dammböschung.

Die im Projekt durchgeführte tägliche Bewässerung der zwischengelagerten Soden stellt im Vergleich zu anderen alpinen Transplantationsstudien eine außerordentlich günstige Ausgangsbedingung dar. Der Einfluss dieser regelmäßigen Wasserversorgung auf den Transplantationserfolg ist als wesentlich einzuschätzen.

### Berücksichtigung von Mykorrhizapilzen

Die Bedeutung von mikrobiellen Bodenorganismen, insbesondere Mykorrhizapilzen, wird oft bei Verpflanzungen von Lebensräumen, zumeist mangels von Erfahrungsberichten, nicht bedacht. Es ist schwierig vorherzusagen, ob die Empfängerfläche mit der transplantierten Vegetation kompatibel ist (FAHSELT 2007). Mykorrhiza-Pilze, die oft wirtsspezifisch sind, spielen eine entscheidende Rolle bei der Vermittlung zwischen Pflanzen und können den Nährstoffkreislauf beeinflussen. Berichte zu bisherigen Verpflanzungsversuchen und deren Auswirkungen auf die Mykorrhizapilze sind schwer zu finden. Eine Studie von JONES et al. aus dem Jahre 2003 untersuchte die Veränderungen der Mykorrhiza in Zusammenhang mit Kahlschlägen; diese Autoren berichten von Veränderungen in der Zusammensetzung der Pilzarten durch Veränderungen in der Biologie und Chemie des Bodenumfelds nach dem Kahlschlag. Dies weist auf die Empfindlichkeit dieser Organismen hin (JONES et al. 2003).

Die Abwesenheit von geeigneten Symbionten auf Empfängerflächen kann dazu führen, dass sich manche Pflanzen nicht etablieren können. Arbuskuläre und

ektotrophe Mykorrhizapilze 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). Bei den Heidekrautgewächsen (Ericaceen) essenziellen ericoiden Mykorrhiza handelt es sich um eine Übergangsform von Ekto- und Endomykorrhizen, die es den Vertretern dieser Familie erlauben, auf nährstoffarmen Böden wie in Heidegebieten, Hochmooren und Nadelwäldern zu gedeihen (POPP-KOHLWEISS & NOWOTNY 2023). Nach WITTMANN & RÜCKER (1997) sterben diese Mykorrhiza-Pilze im Zuge des Sodenverfahrens weitgehend ab, sodass damit auch die Zwergsträucher in einem erheblichen Ausmaß zu Grunde gehen, was zu einer deutlichen strukturellen Veränderung der Bestände und letztlich zum Wandel des Biotoptyps führt; die Zwergsträucher kehren erst nach Konsolidierung des Bodens und dem Wiederaufbau des Mykorrhizasystems sukzessive in einem Zeitraum von ca. 10–30 Jahren zurück (vgl. STÜTZER 1998). Bisher ist wenig bekannt über die Regenerationsfähigkeit von derartigen Mykorrhizapilzen. Dennoch zeigt die Vitalität der verpflanzten Zwergstrauchsoden am Braunkogel, dass sich die Mykorrhizapilze auch auf neuen Standorten wieder etablieren bzw. die Verpflanzung unbeschadet überstehen, und die Wirtspflanzen weiterhin mit genügend Nährstoffen versorgen können. Angesichts des gegenwärtigen Zustands der umgesiedelten Flächen lässt sich schlussfolgern, dass die Umsetzung bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt erfolgreich verlaufen ist. Aufgrund des Beobachtungszeitraums von zwei Jahren bleibt jedoch die Möglichkeit von potenziellen Ausfällen bestehen. Dennoch wird angenommen, dass bereits in den ersten Jahren nach einer Sodenumsetzung eine hohe Ausfallrate zu verzeichnen wäre, die sich im Laufe der Zeit verringert (vgl. auch MARTI et al. 2016).

### Mögliche Ursachen der Zunahme von *Avenella flexuosa* und anderer Arten

Die Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*) ist eine weit verbreitete Art, die auf Magerwiesen, -weiden, in Laub- und Nadelwäldern, Hochstaudenfluren sowie Zwergstrauchheiden vorkommt. Sie bevorzugt saure Böden und gedeiht in Höhenlagen von der kollinen bis zur subalpinen Stufe. Untersuchungen haben gezeigt, dass *A. flexuosa* positiv auf steigende Temperaturen reagiert und daher vermehrt in alpinen Höhenlagen anzutreffen ist (SVENNENSON et al. 2018). Der Temperaturanstieg im Zuge des Klimawandels könnte eine zentrale Ursache für die signifikante Zunahme der Art auf den Untersuchungsflächen sein. Mit zunehmender Erwärmung erweitern viele Pflanzenarten ihr Verbreitungsgebiet in höhere Lagen (PAULI et al. 2012; RUMPF et al. 2018; STEINBAUER et al. 2020). Ebenso konnte bei Untersuchungen festgestellt werden, dass eine erhöhte Nährstoffverfügbarkeit, insbesondere von Phosphor, die Nährstoffkonzentration in *A. flexuosa* signifikant steigert und damit ihre



Konkurrenzfähigkeit in nährstoffreicheren Habitaten erhöht (KLAUDISOVÁ et al. 2009).

Im Rahmen des Monitorings konnte auf den transplantierten Flächen eine höhere Zunahme der Artenvielfalt festgestellt werden als auf den Kontrollflächen. Die Ursachen hierfür dürften in der durch die Umsetzung der Vegetationssoden bedingten Bodenauflockerung liegen, die zur Entstehung offener Bodenstellen führte. Diese Stellen bieten geeignete Nischen für zusätzliche Arten. Zudem ist davon auszugehen, dass durch die Bauaktivitäten entweder neues Samenmaterial eingetragen wurde oder vorhandenes Diasporenpotenzial im Boden durch veränderte Standortbedingungen bessere Keimvoraussetzungen vorfand.

## ■ Zusammenfassung

Die vorliegende Studie untersucht die Transplantation von Zwergstrauchheiden im Zuge der Errichtung eines Speicherteiches im Schigebiet „Wildkogel-Arena“ im Salzburger Pinzgau. Insgesamt kamen 1,7 ha Zwergstrauchsoden zur Umsetzung. Ein begleitendes Vegetationsmonitoring bewertet deren Etablierung und Anpassungsfähigkeit im Zeitraum 2021–2023. Dafür wurden insgesamt 15 Untersuchungsflächen angelegt, davon 10 Dauerflächen und 5 Kontrollflächen. Die Ergebnisse zeigen einen geringfügigen Rückgang der Vitalität (<6 %) in den ersten beiden Jahren nach

der Umsiedelung, insbesondere bei höher wüchsigen Zwergstraucharten wie *Vaccinium myrtillus* und *Calluna vulgaris*. Die auf den Flächen dominant vorkommende bodennah wachsende Gamsheide (*Loiseleuria procumbens*) zeigte hingegen kaum Vitalitätseinbußen. Diese Ergebnisse widersprechen der bislang in der Fachliteratur häufig vertretenen Annahme, dass eine erfolgreiche Transplantation von Zwergstrauchbeständen in Hochlagen nicht möglich sei. Eine uneingeschränkte Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Vegetationseinheiten mit großwüchsigen Arten alpiner Zwergstrauchgesellschaften ist jedoch nur bedingt möglich, da diese Arten auf den Untersuchungsflächen nicht vertreten waren. Insgesamt verdeutlicht diese Studie die Bedeutung einer sorgfältigen Planung und Durchführung bei der Umsiedlung von Zwergsträuchern in sensiblen alpinen Lebensräumen und liefert somit wertvolle Erkenntnisse für die Weiterentwicklung entsprechender Rekultivierungsmaßnahmen.

## ■ Danksagung

Für die Finanzierung des Monitorings und die Erlaubnis zur Publikation der Daten bedanken wir uns herzlich bei Rudolf Göstl (Oberpinzgauer Fremdenverkehrsförderungs- und Bergbahnen AG, Neukirchen am Grv.). Constanze Rak (mjp Ziviltechniker GmbH, Saalfelden) lieferte wertvolle Information sowie Fotos zum Bauablauf und zur Sodenverpflanzung.

## ■ Literatur

ALBERTINI N. & REGLI L. (2012): Erfolgreiche Begrünungsmethode beim Bau der Julierpassstrasse. – *Ingenieurbiologie* **3/12**: 12–22.

BOSSHARD A., MAYER P. & MOSIMANN A. (2013): Leitfaden für naturgemässe Begrünungen in der Schweiz. Mit besonderer Berücksichtigung der Biodiversität. – *Ö+L Ökologie und Landschaft GmbH, Oberwil-Lieli*: 82 pp.

BRUNDRETT M. & ABBOTT L. (2002): Arbuscular Mycorrhizas in Plant Communities. – In SIVASITHAMPARAM K., DIXON K. & BARRETT R. (Hrsg.): *Microorganisms in Plant Conservation and Diversity*. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 151–194.

ESSL F. & EGGER G. (2010): Lebensraumvielfalt in Österreich – Gefährdung und Handlungsbedarf. Zusammenschau der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. – *Naturwiss. Verein für Kärnten, Klagenfurt*: 111 pp.

FAHSELT D. (2007): Is transplanting an effective means of preserving vegetation? – *Canadian Journal of Botany* **85** (10): 1007–1017.

FISCHER M.A., OSWALD K. & ADLER W. (2008): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein, Südtirol. 3. Auflage. – *Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz*: 1392 pp.

JONES M., DURALL D. & CAIRNEY J. (2003): Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. – *New Phytologist* **157** (3): 399–422.

KLAUDISOVÁ M., HEJCMAN M., PAVLU V. (2009): Long-term residual effect of short-term fertilizer application on Ca, N and P concentrations in grasses *Nardus stricta* L. and *Avenella flexuosa* L. – *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **85**: 187–193. DOI: 10.1007/s10705-009-9257-8.

KLÖTZLI F. (1980): Zur Verpflanzung von Streu- und Moorböden. – *Tagungsberichte ANL* **5**: 41–45.

MARTI N., ALBERTINI N. & KRÜSI B. (2016): Erfolgreiche Direktumlagerung von Zwergsträuchern am Julierpass (Kt. Graubünden). – *Ingenieurbiologie* **3/16**: 13–19.

- NOWOTNY G., PFLUGBEIL G., BRUNNER E., STÖHR O. & WITTMANN H. (2022): Biotopkartierung Salzburg – Revision. Biotoptypen-Steckbriefe. – Naturschutz-Beiträge **44/22**: 158 pp.
- PAULI H., GOTTFRIED M., DULLINGER S., ABDALADZE O., AKHALKATSI M. & BENITO ALONSO J. (2012): Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. – *Science* **336** (6079): 353–355. DOI: 10.1126/science.1219033.
- POPP-KOHLWEISS S. & NOWOTNY G. (2023): Auswirkungen von Biotopverpflanzungen auf verschiedene Lebensraumtypen – Analyse von Verpflanzungsmethoden und Empfehlungen zur Erfolgskontrolle. – *Mitt. Haus der Natur* **28**: 74–115.
- RUMPF S. B., HÜLBER K., KLONNER G., MOSER D., SCHÜTZ M. & WESSELY J. (2018): Range dynamics of mountain plants decrease with elevation. – *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **115** (8): 1848–1853. DOI: 10.1073/pnas.1713936115.
- SCHRATT-EHRENDORFER L., NIKLFELD H., SCHRÖCK C. & STÖHR O. (Hrsg.) (2022): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs. – *Stapfia* **114**: 1–356.
- STEINBAUER K., LAMPRECHT A., SEMENCHUK P., WINKLER M. & PAULI H. (2020): Dieback and expansions: species-specific responses during 20 years of amplified warming in the high Alps. – *Alp. Botany* **130** (1): 1–11. DOI: 10.1007/s00035-019-00230-6.
- STÜTZER A. (1998): Beobachtungen zur natürlichen Regeneration einer anthropogenen Trittläche im Leuseleurio-Cetrarietum auf der Saualpe. – *Carinthia II* **188**: 513–518.
- SVENSSON B. M., CARLSSON B. Å. & MELILLO J. M. (2018): Changes in species abundance after seven years of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> and warming in a Subarctic birch forest understorey, as modified by rodent and moth outbreaks. – *PeerJ* **6**: e4843. DOI: 10.7717/peerj.4843: 1–22.
- WINKLER D. E., LUBETKIN K. C., CARRELL A. A., JABIS M. D., YANG Y. & KUEPPERS L. M. (2019): Responses of alpine plant communities to climate warming. – In: MOHAN J. E. (Hrsg.), *Ecosystem Consequences of Soil Warming*, Academic Press: 297–346. DOI: 10.1016/B978-0-12-813493-1.00013-2.
- WITTMANN H. & RÜCKER T. (1997): Hochlagenbegrünungen mit naturidenten Pflanzengesellschaften – Ergebnisse aus der Praxis. – *Mitt. Haus der Natur* **13**: 16–22.
- WITTMANN H. & RÜCKER T. (1999): Rekultivierung von Hochlagen. – *Laufender Seminarbeitrag* **6/99**: 69–78.
- WITTMANN H. & RÜCKER T. (2006): Was ist „standortgerecht“? Theorie und Praxis der Arbeit mit standortgerechtem Saat- und Pflanzgut. – In: KRAUTZER B. & HACKER E. (Hrsg.): *Ingenieurbilogie: Begrünung mit standortgerechtem Saat- und Pflanzgut*. – Tagung 5.–9. September 2006, HBLFA Raumberg-Gumpenstein: 11–30.
- WITTMANN H. & RÜCKER T. (2012): Standortgerechte Hochlagenbegrünung in Österreich – ein Bericht aus der Praxis. – *Ingenieurbilogie* **3/2012**: 23–33.

## ■ Anschrift der Verfasser:innen

### Sandra Djabarow MSc

Revital Integrative Naturraumplanung GmbH  
Sandgasse 13d | 6850 Dornbirn | Österreich  
s.djabarow@revital-ib.at

### Mag. Dr. Oliver Stöhr

Revital Integrative Naturraumplanung GmbH  
Nussdorf 71 | 9990 Nussdorf-Debant | Österreich  
o.stoehr@revital-ib.at

## ■ Zitiervorschlag

DJABAROW S. & STÖHR O. (2025): Doch nicht unmöglich – erfolgreiche Verpflanzung von subalpinen Zwergstrauchheiden im Oberpinzgau. – *Mitteilungen aus dem Haus der Natur* **30**: 56–68.