

Bericht zur Projektstudie Vegetationsanalyse

(LV 717076; 25.05. – 04.06.2021) unter Leitung von
Dr. Pau Carnicero Campmany und Tutor Alois Fundneider

Erfolg und Sukzession der Renaturierung in Aulebensräumen am Inn



AutorInnen:

Hannes Entner, Felix Faltner, Marion Fink, Markus Finner, Alexander Huber, Alexander Kiessling, Matyas Nekola, Caterina Röhm, Mario Wegher

Abstract

Wetlands and wetland forests as well as gravel and sand banks are part of natural riverine landscapes and provide a habitat for a large variety of plants and animals. Due to hydropower, agriculture, and human settlements, the forests that accompanied the river in the valley and gravel banks along the river mostly vanished in the last 100 years. To counteract this trend some renaturalization projects have taken place to restore the ecological function as good as possible.

The aim of this work is to understand how well renaturalization of such heterogeneous habitats has been successful at the surveyed sites and if there is a notable difference between renatured areas and such that have not been transformed. Furthermore, we tried to explore differences between the sites as there is a distance of around 50 km between the two sets furthest apart.

Transects 5 x 2m apart, 2 iterations with varying length have been made at each site as well as sample plots in the forests with a size of 10 x 10 m. For each plot exposure, slope and altitude were collected as well as the coverage of trees, shrubs, herbaceous layer and individual species using the Braun-Blanquet method. For the transect the species and the length they occupied along the transect were recorded and calculated as percentages of the whole transect.

For a better understanding and development of renaturalization areas/methods further investigations are necessary.

Inhalt

1. Einleitung	4
1.1 Einzugsgebiet und Klima	5
1.1 Vegetation am Mittellauf von Flüssen im Alpenvorland	6
1.2 Ziele	12
1.3 Hypothesen	12
2. Material und Methoden	13
2.1 Vegetationsaufnahmen	13
2.2 Aufnahmemethodik	15
3. Ergebnisse	18
3.1 Transekte Skizzen	18
3.2 Auwaldstandorte (Forest plots)	20
3.2.1 Artenzusammensetzung	21
3.2.2 TWINSPAN	22
3.2.3 Erklärende Variablen	24
3.2.4 Datenverarbeitung - Sukzession:	25
3.3 Bodenproben	26
3.4 Vegetation Plots	27
4.. Diskussion	32
4.1 Unterschiede zwischen den Auwaldstandorten	32
4.2 Unterschiede zwischen den Transekten	32
4.3 Vergleich zwischen DCA und TWINSPAN	34
5. Quellen	35

1. Einleitung

Der Inn ist der größte Fluss im Bundesland Tirol und entwässert den Großteil von Nordtirol mit Ausnahme des Außerfern und einiger weiterer Bereiche am Alpennordrand. Er entspringt im Lunghinsee bei Maloja im Schweizer Kanton Engadin und hat eine Gesamtlänge von 517 km bis zur Mündung in die Donau bei Passau, wo die mittlere Wasserabflussmenge 783 m³ pro Sekunde beträgt. Von insgesamt 320 Flusskilometern in Österreich liegen 200 km in Tirol. Das Inntal weitet sich ab Landeck zu einem typisch alpinen Trogtal mit U-förmigem Querschnitt auf (INNSieme, 2021).

Entlang des Inn fanden in den letzten Jahrzehnten einige Renaturierungsmaßnahmen statt, da Auwälder und natürliche Flusssufer nur in Restbeständen vorhanden sind (Abbildung 1). Im Vergleich zu 1855 gingen im Tiroler Inntal 85% der Auen verloren (INNSieme, 2021). Naturnahe Auwälder mit entsprechender Dynamik und natürlicher Erosion und Sedimentation sind in Mitteleuropa nur noch an wenigen Stellen, beispielsweise am Lech und am Tagliamento vorhanden (Ellenberg und Leuschner, 2010).

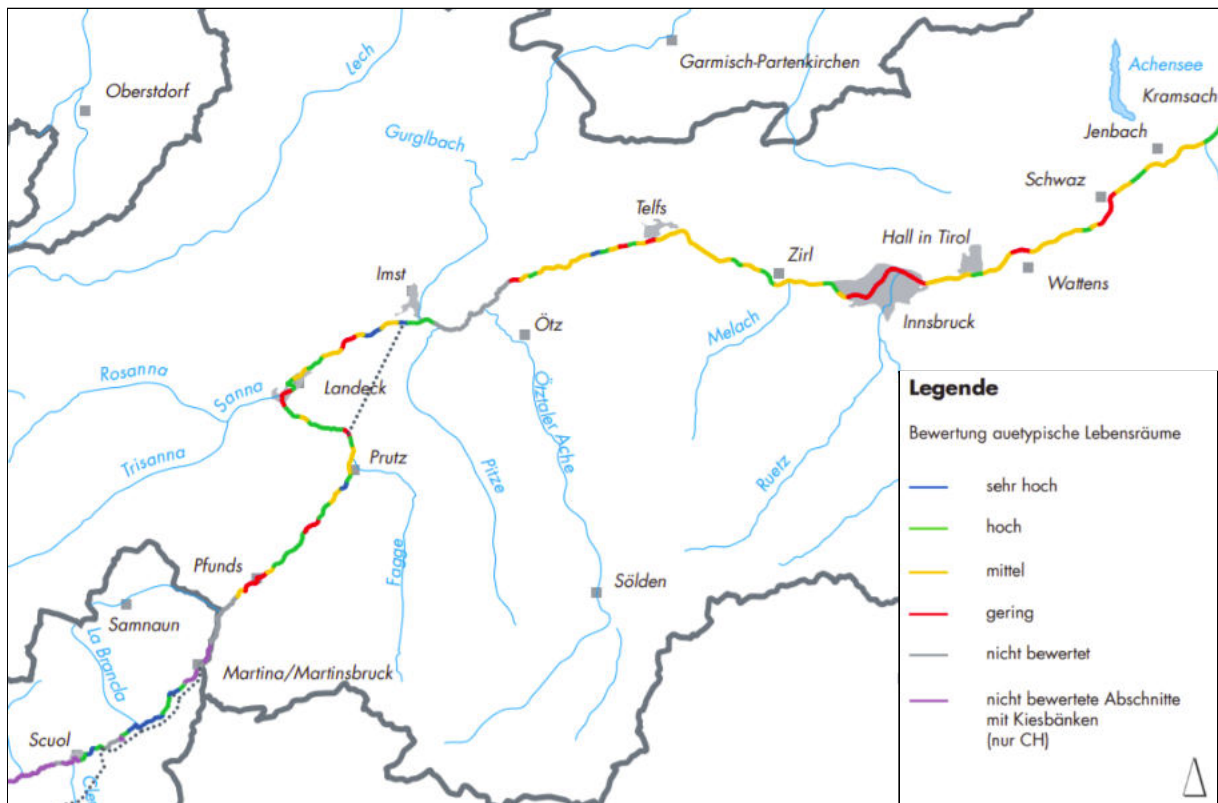


Abb. 1: Zustand der Innauen (Unser-Inn, 2021)

Im Zuge dieser Projektstudie wurden 6 unterschiedliche Standorte mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen besucht und aufgenommen. Es wurden in Völs zwei Standorte auf der rechten Flussseite aufgenommen, zum einen oberhalb der Innbrücke nach Kranebitten und zum anderen eine Renaturierungsfläche, die im Zuge des Flughafenausbaus und der Verlegung des Innlaufs auf der gegenüberliegenden Flussseite geschaffen wurde. Im Westen von Telfs wurden an beiden Innseiten Standorte untersucht, einer renaturiert und einer natürlich und in Mils wurden im Bereich der Milser Au ebenfalls sowohl renaturierte als auch natürliche Flächen untersucht (Abbildung 2).

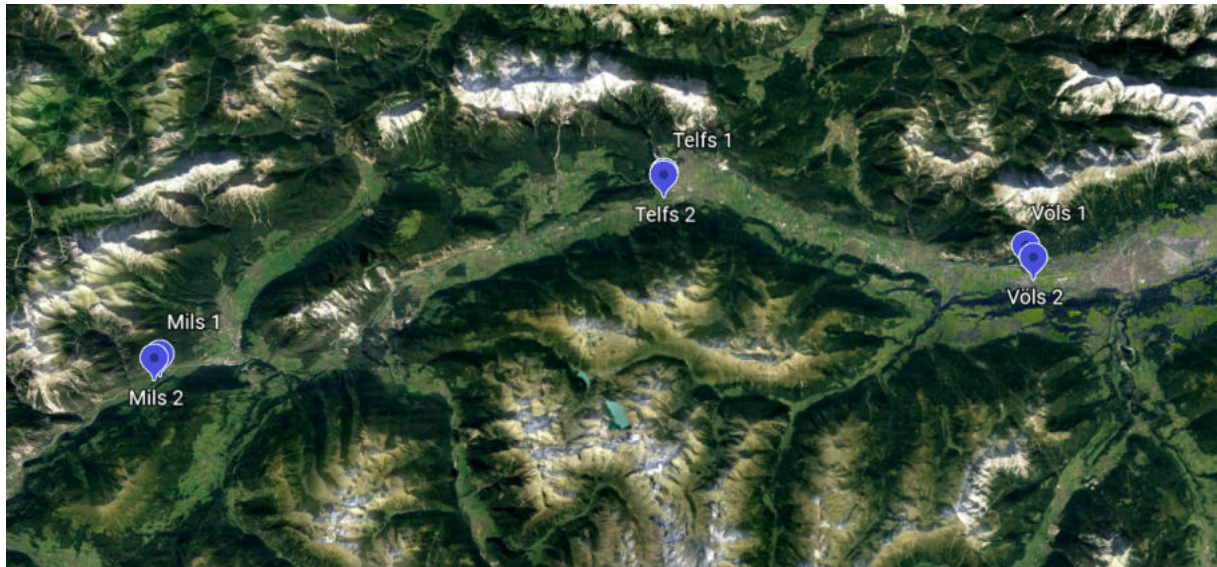


Abb. 2: Übersicht über die unterschiedlichen Standorte. Entfernung von Völs nach Mils Luftlinie ca. 50 km.

1.1 Einzugsgebiet und Klima

Das Einzugsgebiet des Inn liegt für unsere Aufnahmestandorte ausschließlich innerhalb der Ostalpen. Die Klimadaten von Samedan (1.709 müA) am Oberlauf in der Schweiz und dem Mittellauf bei Landeck (785 müA) wurden herausgegriffen (Abbildung 3). Der mittlere Jahresniederschlag liegt zwischen 700 und 771 mm und die Jahresdurchschnittstemperatur bei 1,9 (Samedan) bzw. 8,2 °C (Landeck). (Meteoschweiz, 2021; Tirolatlas, 2021)

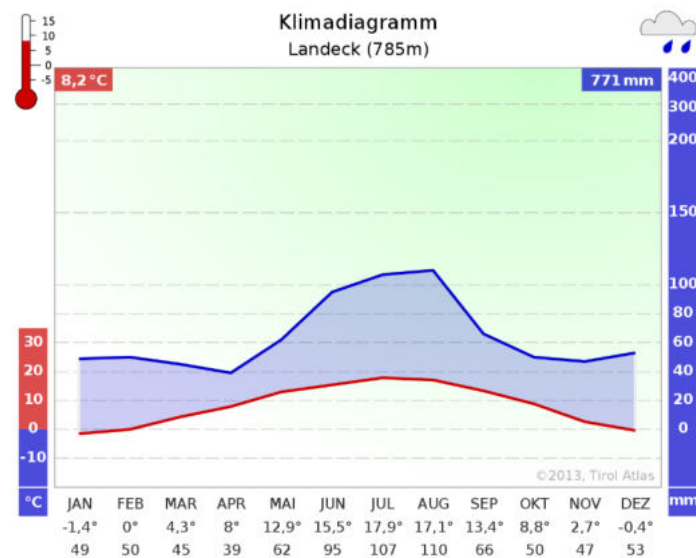


Abb. 3: Klimadiagramm für die Klimanormalperiode von 1961-1990 (Tirolatlas, 2021)

1.2 Vegetation am Mittellauf von Flüssen im Alpenvorland

Am Mittellauf eines Flusses gibt es einen fließenden Übergang der Vegetationsgesellschaften, beeinflusst von den unterschiedlichen saisonalen Pegelständen, die auch für eine dementsprechende Ablagerung von Sedimenten sorgen. Je seltener Flächen überschwemmt werden desto feiner sind die abgelagerten Sedimente.

Die Vegetation im rechten Winkel zum Fluss reicht von einjährigen Pionierfluren unmittelbar am Wasser, gefolgt von Kriechrasen, die unterhalb des mittleren Sommerwassers liegen, bis hin zu Flussröhrichten oberhalb davon. Diese gehen erst in Weidengebüsch und anschließend in Weidenwald über und werden am oberen Rand des mittleren Hochwassers von Grauerlen bzw. Silberweiden (= Weichholzaue) abgelöst (Abbildung 4). Oberhalb des mittleren Hochwassers liegen bei sandig-lehmigem Substrat Ulmen-Eichen-Mischwälder (= Hartholzaue), bei Grobschotter im Oberlauf von Flüssen Kiefernwälder (Ellenberg und Leuschner, 2010).

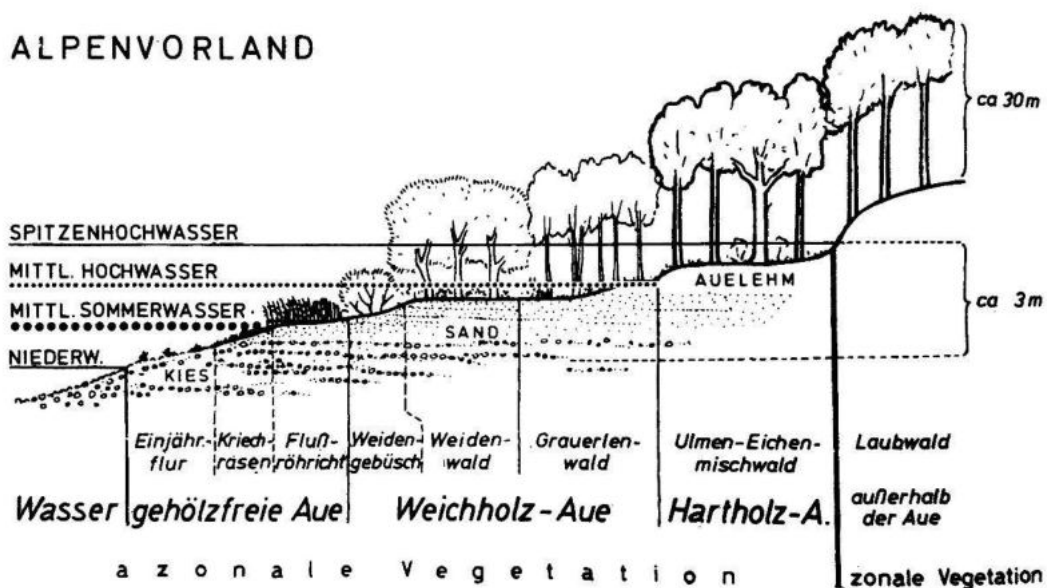


Abb. 4: Schematischer Querschnitt durch die vollständige Serie der Auenvegetation am Mittellauf eines Flusses im Alpenvorland. Der Grauerlenwald kann auf gleichem Niveau liegen wie der Weidenwald. (Ellenberg und Leuschner, 2010)

In den Auenwäldern ist in der planaren, collinen und submontanen Stufe (bis ca. 900 müA) in der Regel die Silberweide (*Salix alba*) vertreten und bildet den sogenannten Silberweidenauwald, wird jedoch im Vorland der Hochgebirge und in den Alpen von der Grauerle (*Alnus incana*) verdrängt, die besonders in kalkreichen Auen dominiert. Die Grauerle löst in den Auen von Gebirgsflüssen außerdem buschige Weiden und Sanddorn ab, nachdem diese ihnen durch die Anhäufung von Sand den Boden bereiten (Ellenberg und Leuschner, 2010).

Potentielle Pflanzengesellschaften entlang des Nordtiroler Inn-Abschnittes

Als Aue wird gemäß Wilmanns (1973) jener Bereich der Talsohle bezeichnet, der flussinduzierten, periodischen Überschwemmungsereignissen unterliegt. Letzteres ist naturgemäß vom Wasserregime des Einzugsgebietes wie der limnologischen Konnektivität zu Gletscher- und Hochgebirgsflüssen abhängig und wird durch die anthropogene Einflussnahme, wie durch die Anbindung an Wasserkraftwerke und die Absenkung des Grundwasserspiegels, nachhaltig gestört.

Die Durchflussgeschwindigkeit des Wassers hängt vom Gefälle und der Modellierung der Gewässersohle ab und hat direkten Einfluss auf die Verteilung der mitgeführten Stoffe. Denn während Kies und Gestein dort abgelagert werden, wo die Fließgeschwindigkeit abrupt gestoppt wird (so z. B. flussabwärts nach Staustufen), werden Feinsedimente wie Sand, Schluff und Ton vor allem im Strömungsschatten von Inseln und in strömungsschwachen Flussarmen abgelagert. Die sich daraus ergebende fluktuierende Morphodynamik an Flussufern (d. h. die Abfolge von Sedimentations-, Umlagerungs- und Erosionsprozessen) beeinflusst die Bodenbeschaffenheit (damit verbunden die Wasserspeicherkapazität) und die Anordnung und Abfolge von Vegetationsgesellschaften im Längs- und Querprofil der Uferlebensräume (Wilmanns, 1973). Die fluktuierende Morphodynamik spiegelt sich daher in der mosaikartigen Verteilung von Vegetationsgesellschaften und deren Sukzessionsstadien wider. Demzufolge variieren die natürlichen Pflanzengesellschaften entlang des Inn nach der Lage des Mittelwasserspiegels, nach Überschwemmungshäufigkeit, Auflandungs-, Anlandungs- und Verlandungszone, sowie nach Ausgangssubstrat.

Abhängig von Auflandungs-, Anlandungs- oder Verlandungszone und vom Grad der Bodenfeuchte können im Untersuchungsgebiet bei ungestörtem Sukzessionsverlauf eine Reihe unterschiedlicher Pflanzengesellschaften erwartet werden (Abb. 5-7, nach Muhar et al. 2019; graphisch und inhaltlich etwas verändert).

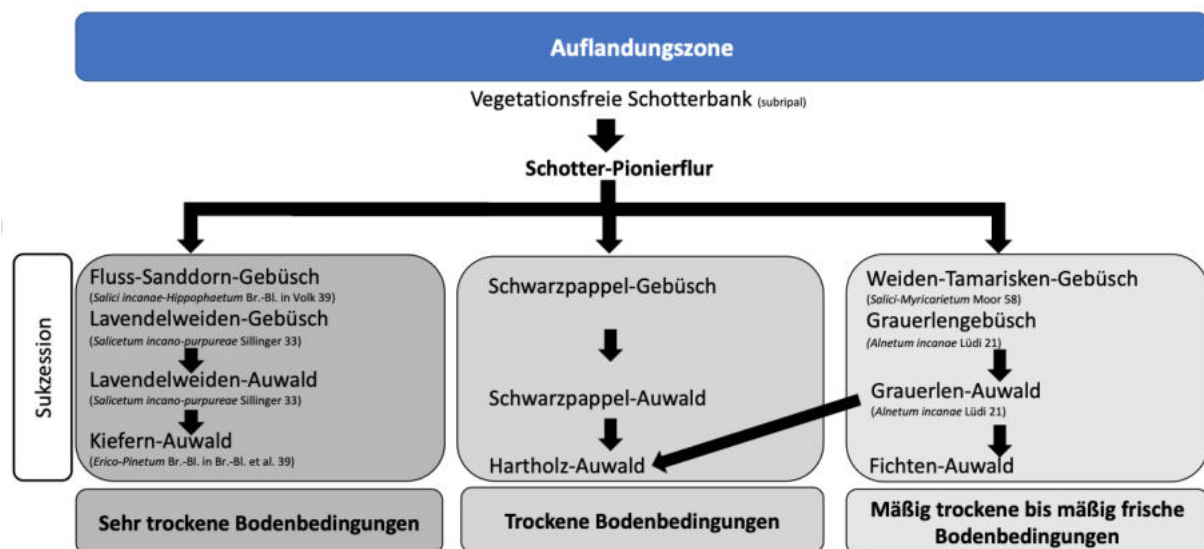


Abb. 5: Im Bereich der Auflandungszone ist hochwasserbedingt mit Übersättigung flussnaher Bereiche durch herangeführtes Grobmaterial wie Kies zu rechnen; Schotterbänke etablieren sich. In diesem Lebensraum dominieren Arten, die Lebensstrategien gegenüber rasch wechselnden Nährstoff- und Bodenfeuchtebedingungen sowie gegenüber mechanischer Störung entwickelt haben. Durch die Abnahme von Sedimentations-, Umlagerungs- und Erosionsprozessen können sich gebüschdominierte Pflanzengesellschaften etablieren, die entsprechend der Bodenbeschaffenheit unterschiedlich ausfallen. Während die trockenresistente *Pinus sylvestris* in diesem Flussbereich potentiell über Grobschotter wurzeln kann, beansprucht *Alnus incana* Standorte mit Feinerdeauflage und ausgeglichenen Wasserverhältnisse (Muhar et al., 2019).

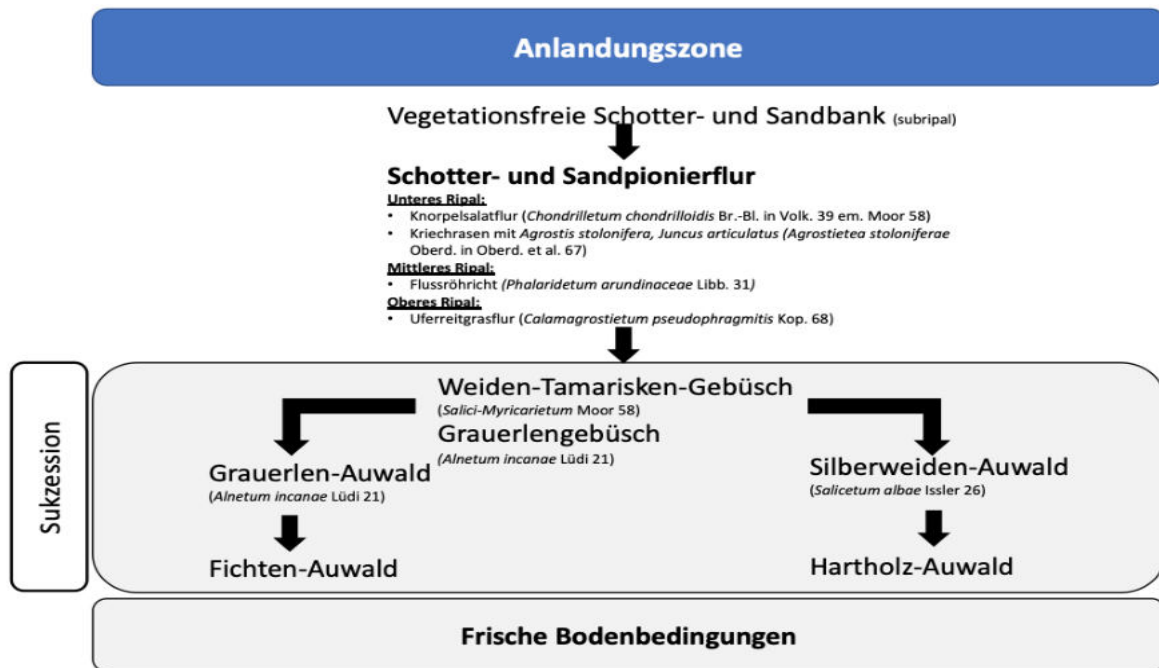


Abb. 6: Die Anlandungszone beinhaltet die strömungsschwachen Flussuferbereiche im Strömungsschatten von Flussinseln, Gleithängen, Flussbuchten u. ä. Dadurch spielen die Umlagerungs- und Erosionsprozesse eine untergeordnete Rolle. Es dominieren Sedimentationsprozesse, die zu flussnahen Bereichen mit reinem Sand führen. Über den eingebrachten, meist schluffigen Feinsedimenten und Sanden, die ein Garant für ausgeglichene Wasser- und Nährstoffbedingungen sind, etablieren sich meist schnellwüchsige, konkurrenzstarke Pflanzenarten, meist *Salix* sp. Der Grundwassereinfluss und die Lichtkonkurrenz bestimmen hier den weiteren Verlauf der Sukzession (Muhar et al., 2019). Über mäßig trockenen Böden etabliert sich ein Lavendelweiden-Gebüsch mit Grau-Erle, wohingegen Standorte mit ausgeglichener Wasserversorgung von *Salix purpurea* und *Alnus incana* besiedelt werden. In den Tieflagen wird das Purpurweiden-Gebüsch im weiteren Sukzessionsverlauf durch den Silberweiden-Auwald abgelöst. Bei fortschreitender Sukzession und unter klimabegünstigten Standortbedingungen kann sich *Fraxinus excelsior* etablieren; ein Grauerlen-Eschenwald entsteht. Entlang mächtiger Tieflandflüsse, wie dem Inn, etablieren sich Eichen-Eschen-Ulmen-Auwälder; eine Varietät von Hartholz-Auwald-Gesellschaften (Muhar et al., 2019).

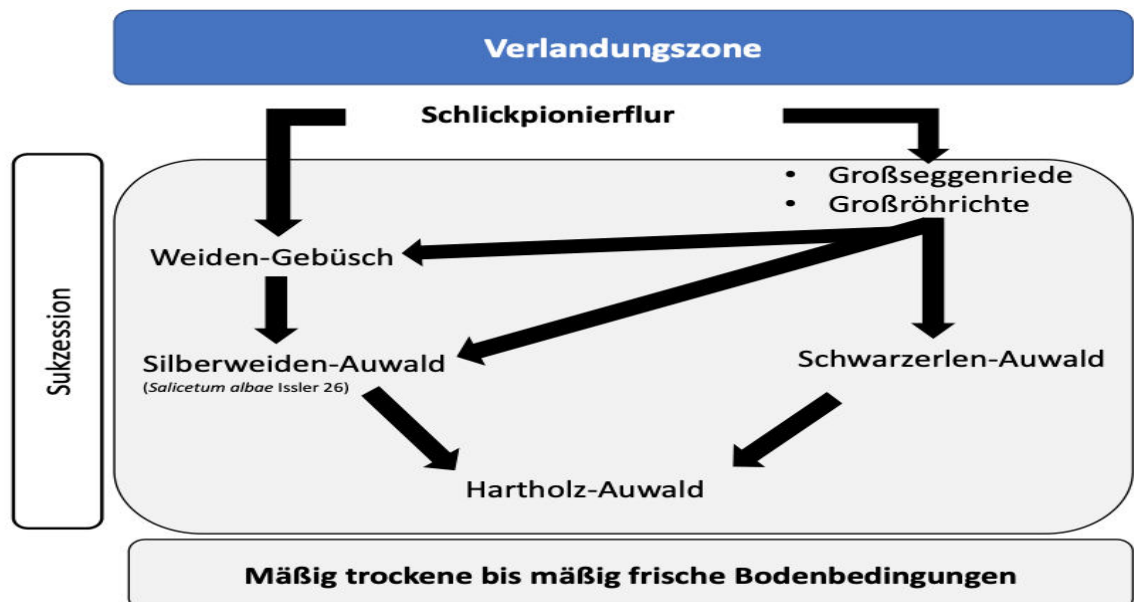


Abb. 7: Die Verlandungszonen an Flusssystemen (Altarme des Flusses, Senken) weisen eine sehr geringe Morphodynamik, mit einem hohen Grad an Bodenvernässung und langen, konstanten Umweltbedingungen auf und sind von der Fließdynamik des Flusses weitgehend unabhängig. Es handelt sich meist um Fluss-Altarme oder ufernahen Senken. Es etablieren sich vor allem Röhricht-Gesellschaften und Silberweiden-Gesellschaften, die physiologisch an stagnierende Nässe angepasst sind. Bei Staunässe und zugleich hohem Grundwasserstand bildet *Alnus glutinosa* den Schwarzerlen-Auwald. Vereinzelt tritt auch *Alnus incana* im Lebensraum auf (Muhar et al. 2019).

In Folge naturbedingter Sukzession ergeben sich im Bereich von Anlandungszonen als Vorstufe der jeweiligen Klimaxgesellschaften Grauerlen- und Silberweiden-Auwälder (Abb. 6).

Der Grauerlen-Auwald (*Alnetum incanae* Lüdi 21)

Der Grauerlen-Auwald entwickelt sich in periodisch überfluteten Auwald Abschnitten über basen- und meist schotterreichen Alluvionen entlang der Auflandungs- und Anlandungszone von Flusssystemen mit sommerlichem Hochwasserregime, wo die Kennart des Grauerlen-Auwaldes, *Alnus incana*, im Vergleich zu *Salix* Arten ideale Keimungsbedingungen vorfindet (Heller 1969). Darüber hinaus lebt die Grauerle in Symbiose mit stickstoffbindenden Actinomyceten, was die Etablierung an vernässten und überfluteten Standorten zulässt. Die Strauch- und Krautschicht dieser Pflanzengesellschaft wird konstant durch eine Reihe dominanter Begleitarten wie *Salix* sp., *Prunus padus*, *Sambucus nigra*, *Rubus caesius*, *Aegopodium podagraria*, *Brachypodium sylvaticum*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Cirsium oleraceum*, *Deschampsia cespitosa*, *Geum urbanum*, *Impatiens noli-tangere*, *Lamium montanum*, *Lamium maculatum*, *Stachys sylvatica*, *Urtica dioica* und juvenilen *Alnus incana* gebildet.

Der Silberweiden-Auwald (*Salicetum albae* Issler 26)

Der Silberweiden-Auwald besiedelt vornehmlich den durch Sedimentationsprozessen dominierten Fluss-Uferbereich von Anlandungs- und Verlandungszonen. Kennart dieser Gesellschaft ist *Populus alba*. *Salix alba* hingegen ist als stete und dominante Begleitart dieses Verbundes zu verstehen (Mucina et al. 1993). Die wärmeliebende *Salix alba* beansprucht gemäß Gygax et al. (2018) nasse, stark wechselfeuchte Standorte der kollinen Stufe im Bereich fließenden Bodenwassers mit hohem Nährstoffeintrag und neutral bis basischen Boden pH-Werten. Hinsichtlich des Uferschutzes und der Entwicklung von Schwemmböden verrichtet der Silberweiden-Auwald wichtige Funktionen. Die überschemmungsbedingte Düngung des Bodens fördert die Dominanz nitrophiler Pflanzen im Unterwuchs; darunter *Rubus caesius*, *Galium aparine* und *Urtica dioica*, sowie *Angelica sylvestris* und *Phalaris arundinacea*. Als Begleitarten der Strauchschicht treten *Viburnum opulus*, *Cornus sanguinea* und *Sambucus nigra* auf (vgl. Mucina et al. 1993). Die Etablierung von Neophyten wie *Solidago gigantea* und *Rudbeckia laciniata* innerhalb des *Salicetum albae* ist auf das Fehlen von Hochwassern zurückzuführen (Wendelberger 1960). Die Dezimierung der Silberweidenbestände im Bundesland Salzburg ist auf die Absenkung des Grundwasserspiegels und das Ausbleiben von Überflutungsszenarien zurückzuführen (Wittmann & Strobl 1990).

Auenböden

Auen-Rohböden werden nach Kubiena als Rambla, die Si-reichen A/C -Böden als Paternia, die carbonathaltigen als Kalkpaternia, die carbonat- und humusreichen, rendzinaartigen A/C Böden als Borowina und die verbraunten Auenböden als Vega bezeichnet. Tschernitza sind tief humose, grauschwarze, carbonathaltige A/C-Böden. Auenböden entstehen aus Sedimenten von Fluss- und Bachauen. Sie sind durch starke Grundwasserschwankungen geprägt. Weiters werden sie periodisch geflutet (Scheffer und Schachtschnabel 2008).

Der Humusgehalt des Oberbodens schwankt je nach Lage. Auenböden sind meist sehr sauerstoffreich, weil eine hohe Wasserleitfähigkeit einen schnellen Austausch von

sauerstoffreichem Grundwasser ermöglicht (Scheffer und Schachtschnabel 2008). Weiters liegen an einigen untersuchten Gebieten, Kies und Schotterbänke nahe dem Flusslauf vor.

Naturschutz und Zustand der Auen

Die Veränderungen der Habitate im Flussraum haben unmittelbare Auswirkungen auf die Verbreitung zahlreicher gefährdeter Tier und Pflanzenarten und deren Lebensräumen. Für die Renaturierung wurden vom Land Tirol daher gezielt bestimmte Leitarten wie die Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica*) und den Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*) mitsamt deren Habitaten ausgewählt.

Kraftwerke

Der tägliche Sunk und Schwall ist durch die Wasserkraftnutzung bedingt. In Tirol gibt es oberhalb unserer Untersuchungsgebiete ein Kraftwerk bei Prutz. Dort wird das Wasser über einen Druckstollen bis Imst geleitet (Kraftwerk Imst, Inn und Pitzbach, Durchfluss bis 85 m³/sec,

<https://www.tiwag.at/ueber-die-tiwag/kraftwerke/bestehende-kraftwerke/kraftwerkspark/>).

Darüber hinaus gibt es in der Schweiz bis zur Staatsgrenze drei Kraftwerke auf einer Länge von rund 100 km. Zusätzlich existieren Speicher - und Pumpspeicherkraftwerke sowie kleinere Kraftwerke an den Zuflüssen, die zumindest lokal Auswirkungen auf den Wasserstand haben (Abbildungen 5 und 6).

Die Uferflächen des Inn werden durch diese anthropogen beeinflussten Dynamiken ständig wechselnden Wasserständen ausgesetzt, was für die Etablierung einer naturnahen Ufervegetation hinderlich ist. Diese Störungseinflüsse sind für an diesen Standorten potenziell vorkommenden Arten hinderlich. Was eine Etablierung derselben unterbindet. Die täglichen Schwankungen des Pegels in Telfs liegen beispielsweise auch ohne Regen oft über 50 cm (<https://wiski.tirol.gv.at/hydro/#/Wasserstand?station=201525>).



Abb. 8: Verteilung der Kraftwerkanlagen in Tirol

(<https://www.tiwag.at/ueber-die-tiwag/kraftwerke/bestehende-kraftwerke/kraftwerkspark/>)

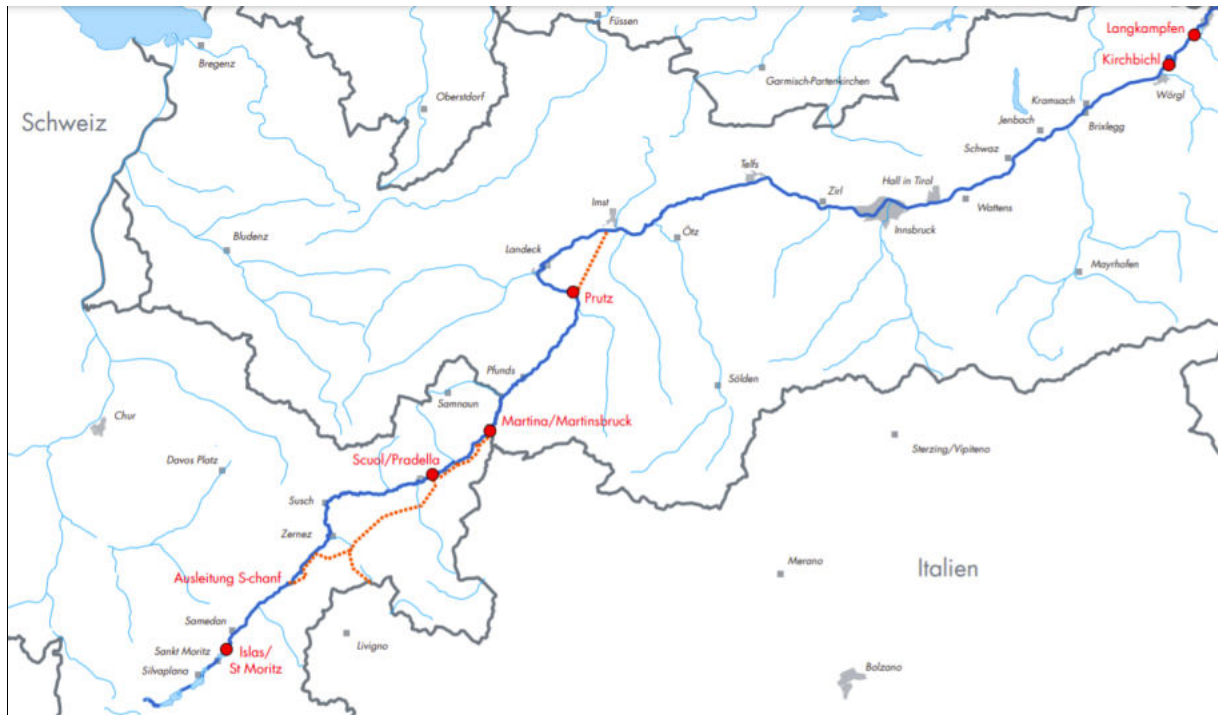


Abb. 9: Ausschnitt aus der Karte mit den Standorten von Wasserkraftwerken am Inn (Unser-Inn, 2021)

1.3 Ziele

Ziel der vorliegenden Erhebungen ist es, zum einen die Ähnlichkeiten der ausgewählten Transekte und Plots festzustellen. So, z. B., soll verglichen werden, ob es einen Unterschied zwischen renaturierten und naturnahen Untersuchungsstandorten, wie z. B. unterschiedliche Artenvielfalt oder Deckungswerte, gibt. Darüber hinaus sollen zuvor definierte Variablen (wie z. B. Bodenart und Management) die Heterogenität der Untersuchungsflächen erklären helfen. Anhand statistischer Auswertungen sollen die aufgenommenen Standorte miteinander verglichen werden.

1.4 Hypothesen

Wir erwarten uns einen Unterschied in der Artenzusammensetzung und den Deckungswerten naturnaher und renaturierter Flächen.

Für rezent renaturierte Flächen erwarten wir eine geringere Artenvielfalt, als dies für naturnahe Standorte der Fall ist.

Wir erwarten uns anhand unserer Transekttaufnahmen sowohl für renaturierte als auch für naturnahe Standorte die entsprechenden Sukzessionsfolgen abbilden zu können.

An Standorten mit organischer Bodenaufgabe ist ein anderer Artenbesatz zu erwarten, als für jene an denen reine Sand- und sandige Lehm Böden dominieren.

2. Material und Methoden

2.1 Vegetationsaufnahmen

Die Vegetationsaufnahmen umfassten 6 Plots und 10 Transekte, wurden im Zeitraum vom 25.-27.06 2021 durchgeführt und beinhalteten ungestörte Standorte im oberen Inntal (Tabelle 1, Abbildung 10). Es handelte sich um renaturierte oder naturnahe Standorte in unmittelbarer Nähe zum Inn. Entsprechend der Jahreszeit kann von einer erhöhten Abflussmenge ausgegangen werden. Außerdem wird der direkte Uferbereich vom Schwallbetrieb der Kraftwerke am Oberlauf beeinflusst. Aufgrund der unbeständigen und kühlen Witterungsverhältnisse war die Vegetation für die Bestimmung einiger Arten unzureichend entwickelt. Innerhalb der jeweiligen Standorte wurden die Transekte und Plots so gewählt, dass so viele Sukzessionsstadien wie möglich vorhanden sind, bzw. die Waldfläche so homogen und ungestört wie möglich ist. Die Bestimmung der Vegetation erfolgte nach Fischer et al. 2008.

Tabelle 1: Übersicht und Zustand der untersuchten Aufnahmeflächen

Tag	Ort	Koordinate 1	Koordinate 2	Art der Aufnahme	Zustand	Code	Renaturierung
25.05.2021	Völs	N47.26181 O11.32464	N 47.26175 O11.32445	Transekt	Natürlich	T1	
25.05.2021	Völs	N47.26194 O11.32416	N47.26333 O11.32445	Transekt	Natürlich	T2	
26.05.2021	Telfs-West N	N 47.17568 O 1.03359	N 47.17551 O11.03367	Transekt	Renaturiert	T3	2017-2018
26.05.2021	Telfs-West N	N47.29879 O11.06077	N47.29921 O11.06050	Transekt	Renaturiert	T4	2017-2018
26.05.2021	Telfs-West N	N47.29901 O 11.06051	N47.29900 O11.06089	Längstransekt	Renaturiert	T5	2017-2018
26.05.2021	Telfs-West N			Längstransekt	Renaturiert	T6	2017-2018
26.05.2021	Telfs-West S	N47.29766 O11.06044		Transekt	Natürlich	T7	
27.05.2021	Völs	N47.15241 O11.19471	N47.15242 O11.19454	Transekt	Renaturiert	T8	2018-2020
27.05.2021	Mils	N47.12299 O10.41356	N47.12308 O10.41349	Transekt	Renaturiert	T9	2007-2011
27.05.2021	Mils	N47.20821 O10.69359	N47.20866 O10.69311	Transekt	Renaturiert	T10	2007-2011
25.05.2021	Völs	N47.26182 O11.32430	N47.26173 O11.32423	Vegetationplot	Natürlich	P1	
25.05.2021	Völs			Vegetationplot	Natürlich	P2	
26.05.2021	Telfs-West S	N47.17522 O11.03374	N47.17515 O11.03354	Vegetationplot	Natürlich	P3	
26.05.2021	Telfs-West S			Vegetationplot	Natürlich	P4	
27.05.2021	Mils	N47.12261 O10.41242	N47.12265 O10.41244	Vegetationplot	Natürlich	P5	
27.05.2021	Mils	N47.20715 O10.68905		Vegetationplot	Natürlich	P6	

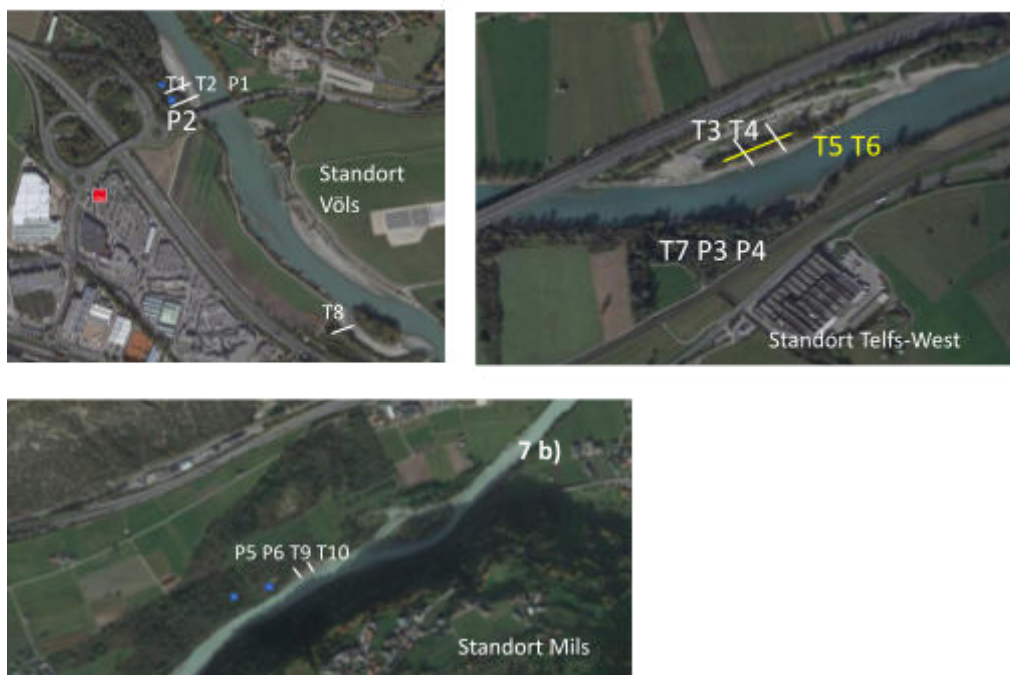


Abb. 10: Die untersuchten Standorte befinden sich in den Gemeinden Völs, Telfs und Mils bei Imst.



Abb. 11: Renaturierte Flussinsel bei Telfs, Blick flussaufwärts (westwärts), rechts ein Nebenarm, links der Hauptfluss, Erosionsschutzverbauungen an der Ostseite der Insel und am nordseitigen Festland. Aufnahme der Transekte inselmittig von Nord nach Süd, Wasserlinie bis Wasserlinie



Abb. 12: Sukzessionsfläche am Übergang Kiesbank- Grauerlen-Auwald auf der renaturierten Fläche Mils, Transektaufnahme von Wasserlinie bis 10 m hinter dem ersten Baum



Abb. 13: Vegetationsplot im natürlichen Auwald bei Mils; Plotgröße 10 m x 10 m

2.2 Aufnahmemethodik

Hinsichtlich der Aufnahmemethodik standen zwei Messmethoden zur Auswahl. Zum einen die Erhebung mittels Plots, welche eine optimale Übersicht der flächenbezogenen Vegetationsaufnahme ermöglicht. Allerdings sind für eine aussagekräftige Plot-Erhebung sowohl ein homogener Pflanzenbestand, sowie vergleichbare Standortbedingungen innerhalb des Plots, sowie ein definiertes Minimumareal erforderlich. Diese Kriterien waren ausschließlich für die Aufnahmen im Wald gegeben. Zum anderen bietet sich die Erhebung mittels Linientransekt an, da dieser optimal den Sukzessionsverlauf einer Vegetation abbildet (Abbildung 14). Dies im Gegensatz zum Punkttransekt (Trempe 2005).

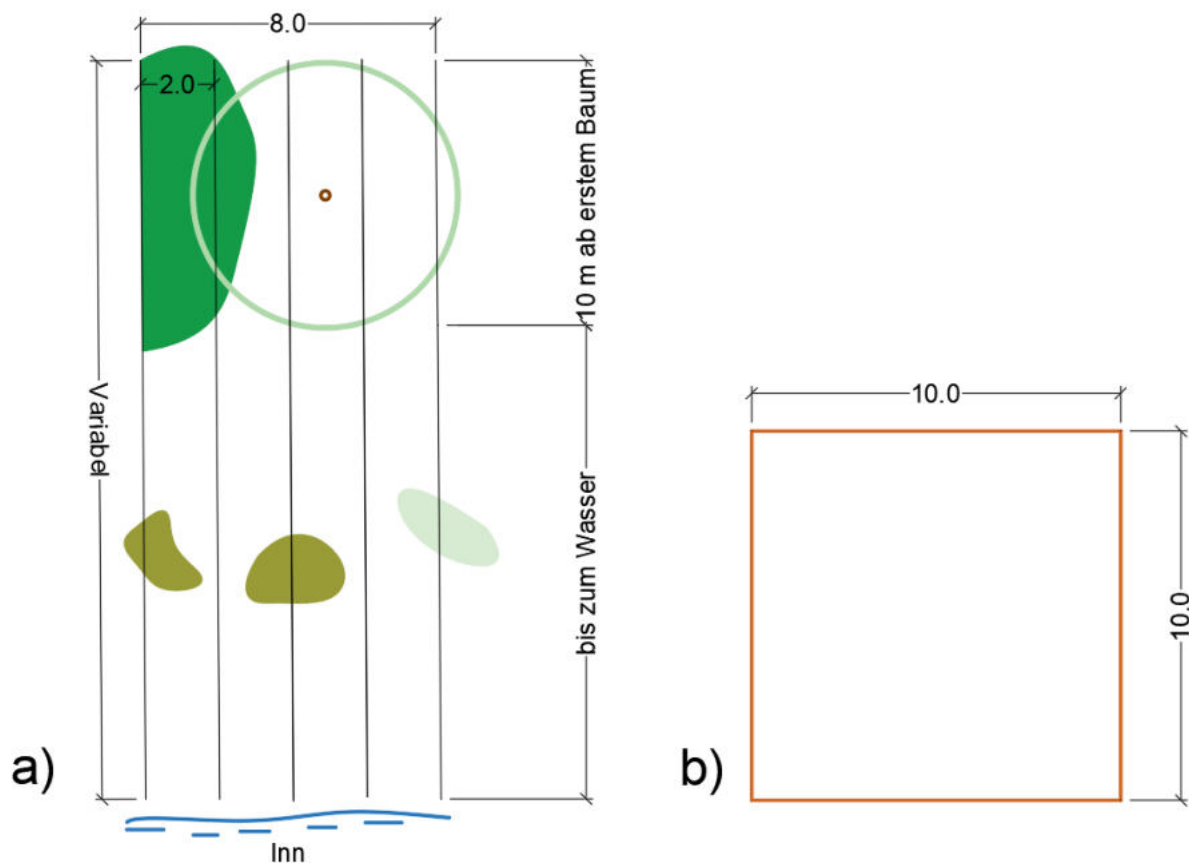


Abb. 14: Vereinfachte Darstellung von a) Linientransekten und b) Vegetationsplots

Im Sukzessionsbereich zwischen Wasserlinie und Weichholz-Aue wurden Linientransekte gewählt, da auf diese Weise die inhomogene Übergangsvegetation am besten erfasst werden kann. Ein jeder Transekt wurde in 5 Teiltransekte im Abstand von je zwei Metern angelegt und reichte bei Flussinseln von Wasserlinie bis Wasserlinie (Telfs) oder von Wasserlinie bis zehn Meter ab dem ersten Baum (Völs, Mils) in den Wald hinein. Aufgenommen wurden alle Pflanzenarten, die sich entlang der gedachten Transektlinie befanden, sowie jene die den Transekt überdachten.

In den flussnahen, homogenen Waldbereichen wurden gemäß Tremp 2005 Vegetationsplots mit einem Ausmaß von 100 m² erhoben. Innerhalb der Plots wurde die Gesamtdeckung der Baumschicht 1 (>15 m) und 2 (3-15 m), der Strauch-, Kraut-, und Moosschicht ermittelt. Die Deckung der Arten wurde mit Hilfe der vereinfachten Aufnahmeskala nach Braun-Blanquet (Tab. 2) über alle Schichten hinweg bestimmt.

In den Transekten und Plots wurden Bodenbohrkerne im Horizont 0 - 60 cm entnommen und auf die Korngröße (Sandböden 0,063 - 2 mm gem. dt. Nomenklatur, Schachtschabel et al. 2002) hin untersucht. Für jeden Transekt wurden die Beginn- und Endkoordinaten und in den Plots je zwei diagonale Koordinaten aufgenommen.

Tab. 2: Aufnahmeskala nach Braun-Blanquet (vereinfacht nach Reichelt & Wilmanns 1973)

Wert	Individuenzahl [n]	Deckung [%]
r	1	<5
+	2-5	<5
1	6-50	<5
2	>50	5-25
3	Beliebig	26-50
4	Beliebig	51-75
5	Beliebig	76-100

Datenerfassung und -verarbeitung

Die prozentualen Anteile einer jeden Art innerhalb der Transekte und die prozentuale Deckung der Plots wurden in ein Excel-file übertragen, die weitere Auswertung erfolgte mittels R (Version 4.1.0) und den Packages „vegan“ (Oksanen et al. 2019) und „twinspan R“ (Zeleny et al. 2019).

Um die multivariate Datenlage und vor allem die Ähnlichkeit der untersuchten Aufnahmeflächen graphisch in einem Koordinatensystem in Form eines Streudiagramms darstellen zu können, wurde eine Covarianz-Analyse mit DCA-Ordination gewählt. Dadurch konnten die Vegetationsaufnahmen im Artenraum zweidimensional abgebildet werden, wobei zueinander ähnliche Aufnahmen nahe beieinander und sich stärker unterscheidende Plots und Transekte weiter voneinander entfernt liegen. Die Achse des Koordinatensystems DCA1 ist dabei jene, die jeweils die höchste Datenvariabilität widerspiegelt, wohingegen die Achse DCA2 sinngemäß die Variationsbreite zwischen den Daten abbildet. Letztere wird mittels Eigenwerte ausgedrückt (Leyer et al. 2007). Auf diese Weise sind Interpretationen von Art-Umwelt-Beziehungen im zweidimensionalen Graphen möglich.

Um die Variablen zu definieren, welche die Heterogenität der Daten erklären, wurden kanonische Analysen durchgeführt. Aufgrund der qualitativ erhobenen Datenbasis (renaturiert / naturnah) war dies die DA-Analyse (DA = discriminant analysis).

3.2 Auwaldstandorte (Forest plots)

In der Artenzusammensetzung der jeweiligen Standorte konnten Unterschiede festgestellt werden. Bei der DCA erklärt die x-Achse den Großteil der Variabilität und hat in diesem Fall einen Eigenvalue von 0.725. Deutliche Unterschiede sind zwischen den Auwaldstandorten in Mils (P5 und P6) und den Standorten in Telfs (P3,P4,T5,T6) und Völs (P1,P2) erkennbar. Ganz links an der x-Achse sehen wir die Transektaufnahmen des Auwald Standorts im renaturierten Gebiet in Telf-West (T5,T6). Diese unterscheiden sich am stärksten von den Aufnahmen in Mils (P5,P6). Unterschiede zwischen den Standorten in Telfs und Völs sind auf den ersten Blick nicht erkennbar (Abb. 17).

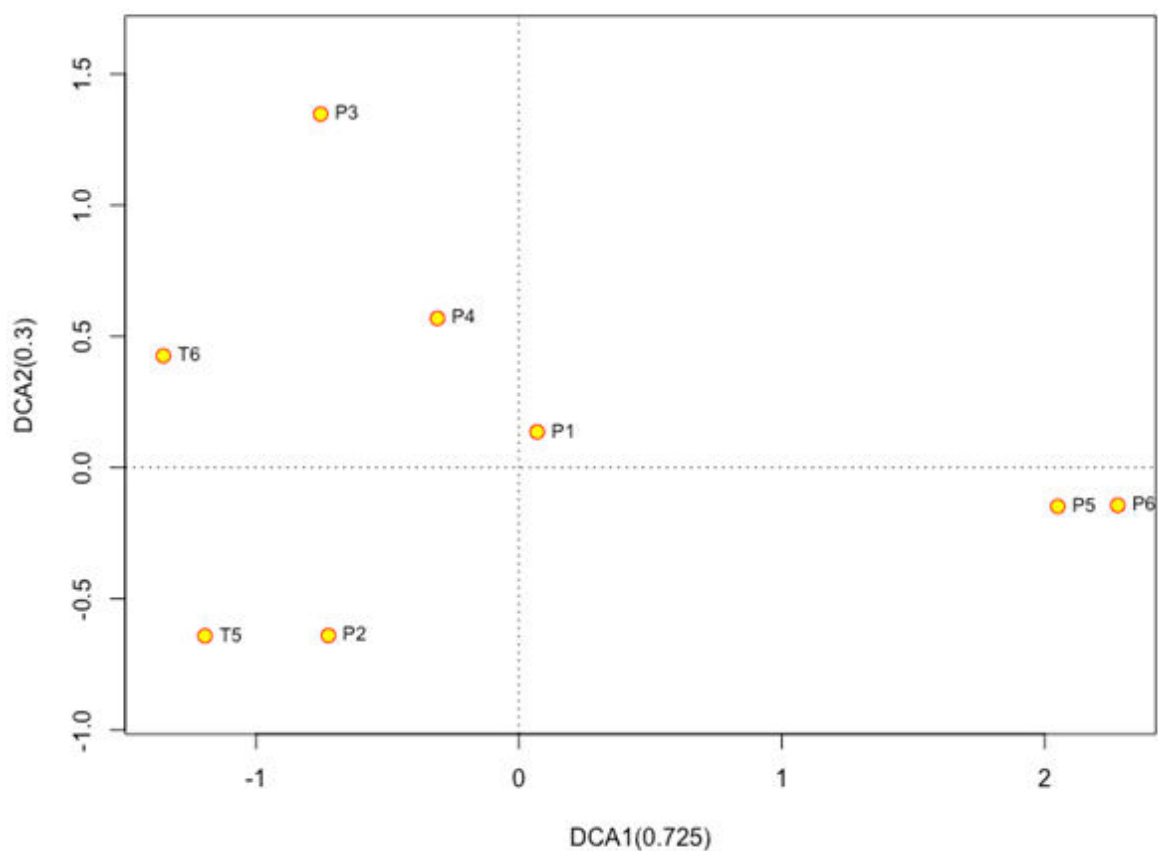


Abb. 17: Detrendierte Korrespondenzanalyse (DCA) von Waldvegetationsplots. P1-P6 beschreiben Parzellen, die mit der Braun-Blanquet-Methode analysiert wurden (100x100 Meter). T5 und T6 stellen Waldvegetationsanalysen durch Transekte von je 40 Metern dar. P1 und P2: Naturwald in Völs; P3 und P4: Naturwald in Telfs West; P5 und P6: Renaturalisierter Standort Mils/Imst; T5 und T6: Renaturalisierter Standort Telfs West.

3.2.1 Artenzusammensetzung

Ein indirekter Vergleich zwischen den vorkommenden Arten an den einzelnen Standorten identifiziert 3 Gruppen von Artenzusammensetzungen. Wie für einen DCA Plot typisch, erklärt auch hier die x-Achse den Großteil der Variabilität.

In Abbildung 18 ist ganz rechts wieder der Standort in Mils (rot umrandet) zu sehen, der in der Baumschicht besonders von *Alnus incana* (Grauerle) geprägt ist. Charakteristische Arten im krautigen Unterwuchs, die diese zwei Aufnahmeflächen eindeutig von den anderen abgrenzen, waren z.B. *Lysimachia nemorum* (Hain-Gilbweiderich), *Mercurialis perennis* (Wald-Bingelkraut), *Listera ovata* (Großes Zweiblatt) oder *Ranunculus repens* (Kriechender Hahnenfuß).

Der alte Auwald-Bestand in Telfs-West (grün) ist geprägt von hochgewachsenen Bäumen von *Salix alba* (Silberweide) und *Populus nigra* (Schwarzpappel). Diese Arten sind hier jedoch nicht exklusiv zu finden. Der krautige Unterwuchs ist geprägt von *Equisetum arvense* (Acker-Schachtelhalm), *Filipendula ulmaria* (Echtes Mädesüß) oder auch *Poa trivialis* (Gemeines Rispengras). Mit *Impatiens glandulifera* (Drüsiges Springkraut) kommt hier auch ein invasiver Neophyt vor. Diese Art bereitet hier in den untersuchten Flächen allerdings noch keine Probleme.

Die dritte Artengruppe ist eher typisch für den renaturierten Standort in Telfs auf der Insel und teilweise auch für den alten Auwald-Bestand in Völs. Charakteristisch sind hier Arten der harten Au. Die Baumschicht wird von *Fraxinus excelsior* (Edel-Esche) geprägt, es kommen jedoch auch Exemplare von *Picea abies* (Gemeine Fichte) und *Quercus robur* (Stiel-Eiche) auf. Eine typische Weidenart ist hier *Salix myrsinifolia* (Schwarzweide). Außerdem ist der Unterwuchs von kleineren Gehölzen in der Strauchschicht geprägt. Hier kommen vorwiegend *Corylus avellana* (Gemeine Hasel), *Frangula alnus* (Faulbaum) und *Viburnum lantana* (Wolliger Schneeball) vor.

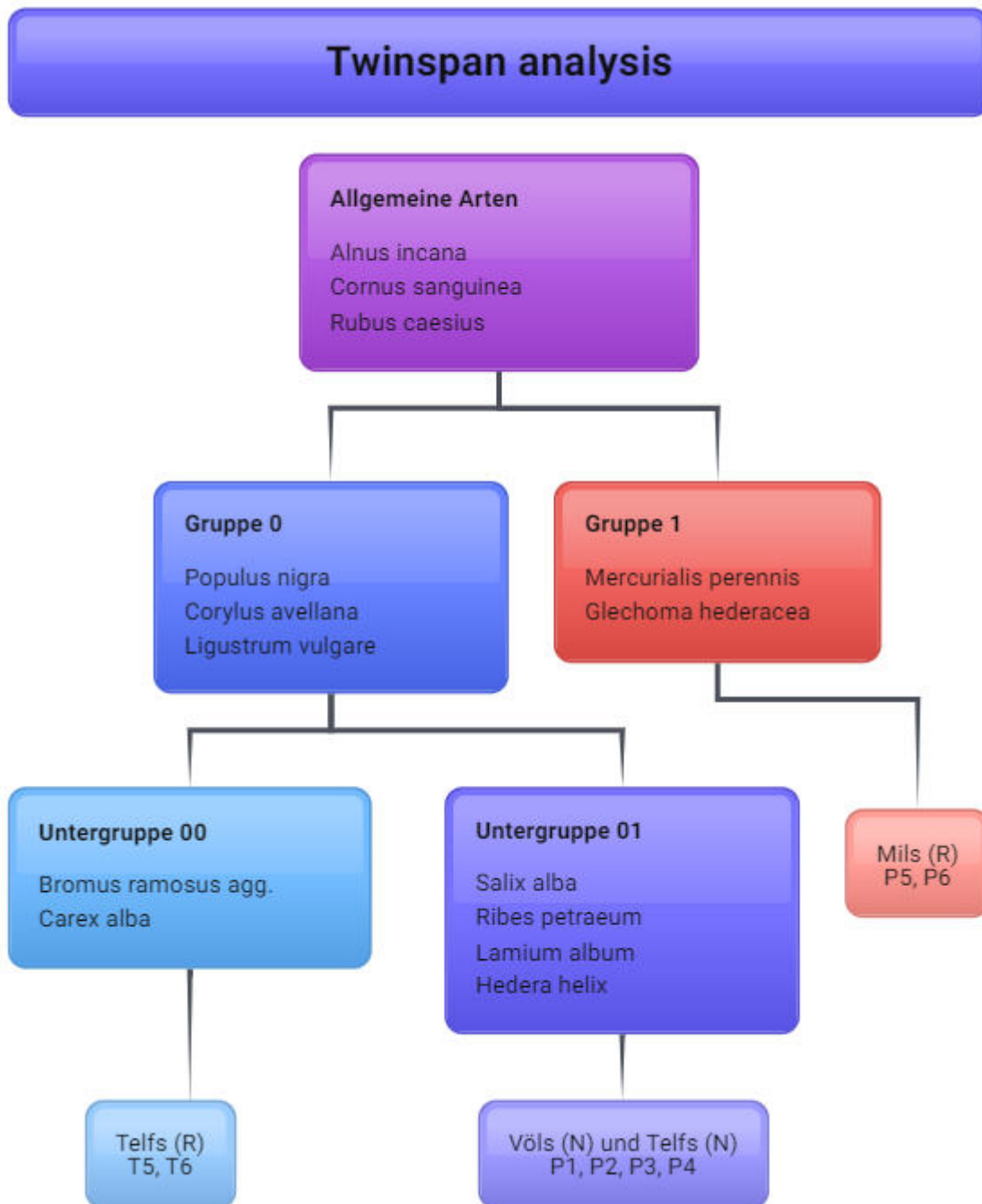


Abb. 19: Graphic shows plots which are grouped on the basis of similarity by Twinspan analysis. For each group the most abundant species are listed.

3.2.3 CCA - Erklärende Variablen

Im Zuge der Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet wurden sowohl die Höhe und die Deckung der einzelnen Schichten abgeschätzt (Baumschicht 1, Baumschicht 2, Strauchschicht, Krautschicht). Nach dem sondieren der Daten konnte der Artenreichtum (Richness) als signifikante erklärende Variable ausgeforscht werden (Chi-Square: $p < 0.05$) (Tab. 3). Im Bezug auf die Deckung und Höhe der Baumschicht, sowie die Deckung der Krautschicht konnten keine signifikanten Ergebnisse entdeckt werden. Am ehesten noch könnte die Deckung der Krautschicht als erklärende Variable herangezogen werden (Chi-Square: $p < 0.29$), dies legt die Begehung und Besichtigung der Standorte nahe. Mils (P5,P6) wurde als der Auwald-Standort mit dem höchsten Artenreichtum identifiziert, was diesen deutlich von den anderen Standorten abgrenzt, besonders den Unterwuchs betreffend (Abb 15).

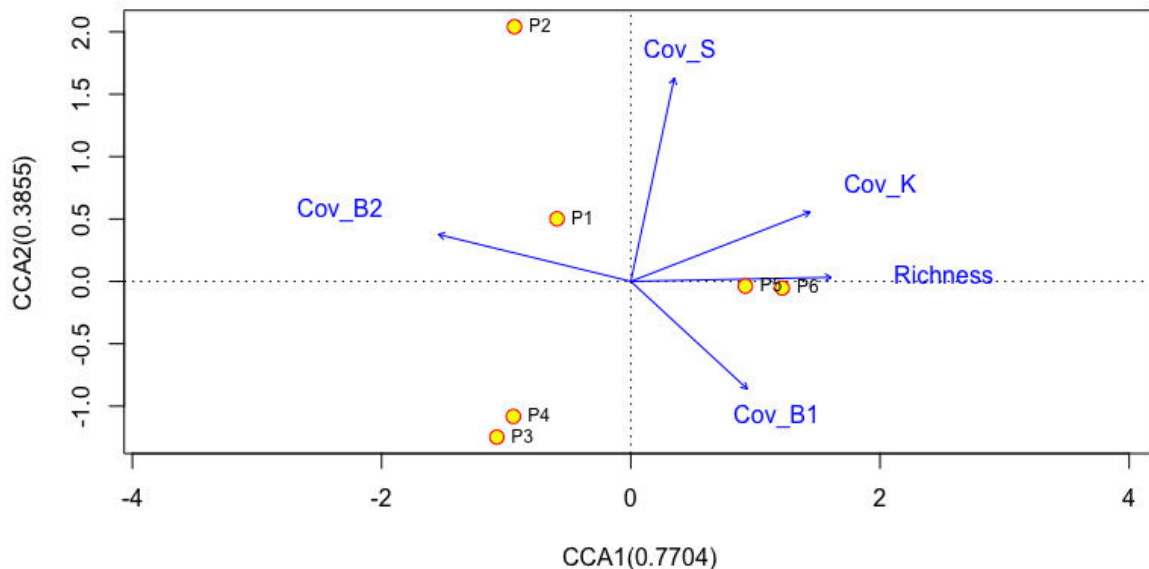


Abb. 20: Kanonische Korrespondenzanalyse zwischen den erklärenden Variablen und den Aufnahmeflächen der Auwaldstandorte. Cov_B1: Prozent Deckung der höchsten Baumschicht; Cov_B2: Prozent Deckung der zweiten Baumschicht; Cov_S: Prozent Deckung der Sträucher; Cov_K: Prozent Deckung der Krautschicht. Die Transektaufnahmen wurden aufgrund fehlender Daten in dieser Berechnung herausgenommen.

Tabelle 3: Die Tabelle zeigt die Ergebnisse aus dem Chi-Quadrat-Test. Die einzige signifikante erklärende Variable ist der Artenreichtum (rot).

	Df	ChiSquare	F	Pr(>F)	
Artenreichtum (Richness)	1	0.73284	2.8342	0.005556	**
Deckung Baumschicht 1	1	0.27859	1.0774	0.431944	
Höhe Baumschicht 1	1	0.32048	1.2394	0.322222	
Deckung Krautschicht	1	0.28772	1.1127	0.291667	
Residual	1	0.25858			

3.3 Bodenproben

In der Nähe der Wasserlinie besteht der gesamte beprobte Bodenhorizont an allen Standorten aus Sand und eingemischten Kieseln. An beiden Standorten in Völs, der natürlichen Fläche in Telfs und den Ufertransekten in Mils bestand der Bodenhorizont ebenfalls aus Sand mit einer 5- 10 cm dicken organischen Auflage. Lediglich beim Längstransekt auf der renaturierten Fläche in Telfs konnte ein dreischichtiger Bodenaufbau Sand- sandiger Auenlehm- organische Auflage beobachtet werden (Abbildung 22).

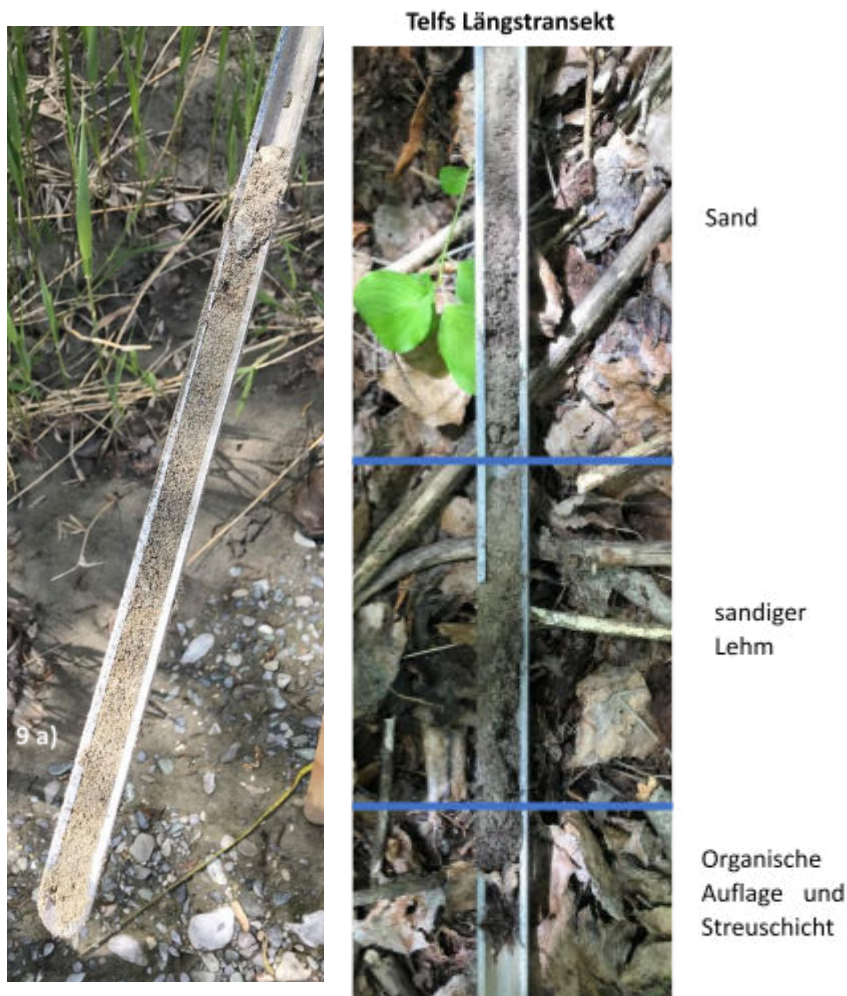


Abb. 21: (links)
Bodenprobe am naturnahen Standort bei Völs mit einschichtigem Bodenaufbau aus Sand

Abb. 22: (rechts)
Bodenprobe am Längstransekt bei Telfs mit mehrschichtigem Bodenaufbau aus organischer Auflage, sandigem Lehm und Sand.

3.4 Transekte

Transekte in Sukzessionsflächen

Die Daten von den 10 Transekten (mit jeweils 5 Subtransekten) wurden statistisch analysiert und mittels DCA- und CCA-Plots graphisch dargestellt. Der DCA Plot mit Markierung der verschiedenen Standorte ist in Abbildung 23 ersichtlich.

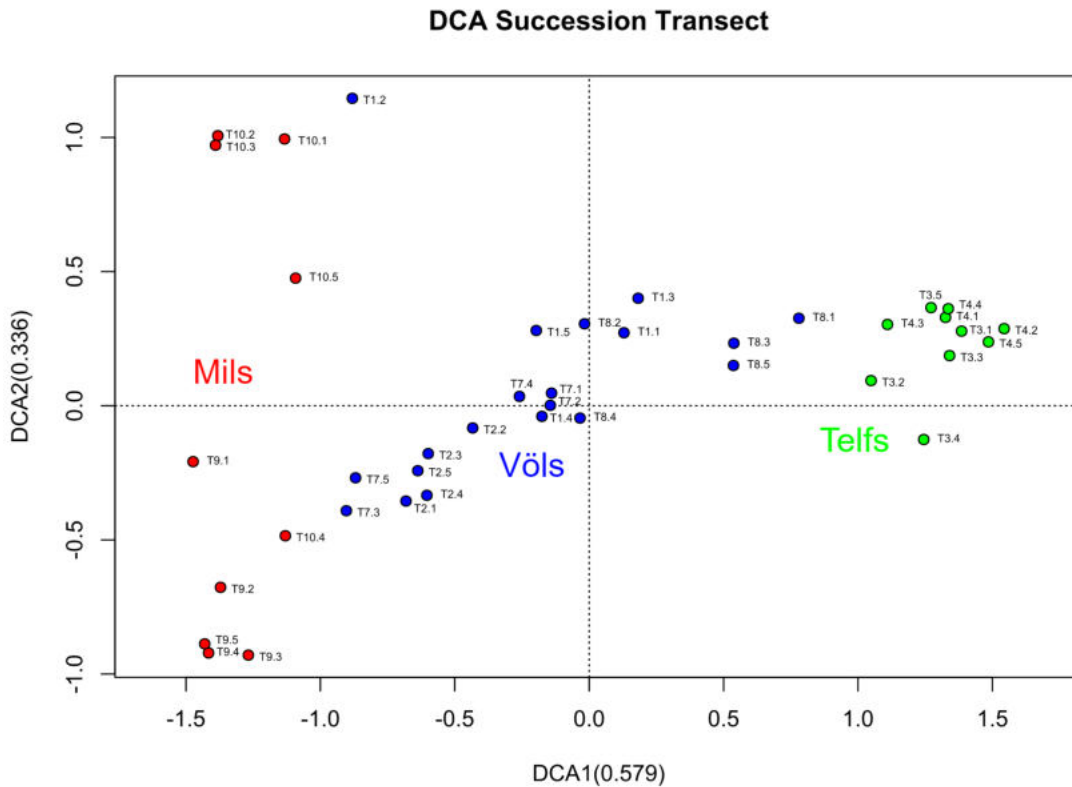


Abb. 23: DCA Plot der Sukzessionstransekte. Die verschiedenen Standorte sind in rot (Mils), blau (Völs) und grün (Telfs) eingefasst. DCA1 beschreibt die Ähnlichkeit der Transekte. Je näher sich zwei Transekte auf der x-Achse sind, desto ähnlicher sind sie sich in der Artzusammensetzung. DCA2 ebenso, nur in einem anderen Ausmaß. Die selben Distanzen beschreiben hier eine kleinere Variabilität als auf der x-Achse.

In diesem Fall kann man gut erkennen, dass zwar zwischen den verschiedenen Orten Variabilität besteht, aber die Orte selbst an sich eine größere Variabilität aufweisen. Die Standorte bilden in der DCA Analyse jedoch keine separaten Gruppen. Einzig der Transekt T10 steht entfernt von den restlichen Standorten. Dagegen bildet sich ein Trend von T9 (Mils) über T7, T2, T1, T8 (Völs) zu den Standorten T3 und T4 in Telfs. Besonders der Standort Völs bilden eine sehr heterogene Gruppe an Transekten mit hoher Variabilität. In Völs ist die Variabilität zwischen den Transekten größer als die Variabilität zu den anderen Standorten. Am einheitlichsten von der Artzusammensetzung ist Telfs, da hier die geringsten Abstände zwischen den einzelnen Transekten und Subtransekten sind. Auch Mils hat auf der x-Achse geringe Abstände, jedoch auf der y-Achse die größten Abstände.

DCA2(0.336)

Alnus glutinosa
Stachys palustris
Angelica sylvatica
Quercus robur

Deschampsia cespitosa
Equisetum variegatum
Brachypodium pinnatum
Leontodon hispidus

Sorbus aucuparia
Melica nutans
Poa nemorosa
Hypericum perforatum
Polygonum odoratum

DCA1(0.579)

Die DCA mit dem Pfeildiagramm zeigt an, auf welche Arten die Varianz der Standorte zurückzuführen ist (Abb. 24). Dabei sind einige Tendenzen zu erkennen. Der Transekt T10 in Mils ist durch *Alnus glutinosa*, *Stachys palustris*, *Angelica sylvestris* und *Quercus robur* geprägt. Dagegen unterscheiden sich der zweite Transekt in Mils (T9), sowie die Transekte T7 und T2 aus Völs von den restlichen durch das Vorkommen von *Elymus repens*, *Leontodon hispidus*, *Equisetum variegatum*, *Brachypodium pinnatum* und *Deschampsia caespitosa*. Die restlichen Transekte in Völs (T1, T8) und die Transekte in Telfs (T3 und T4) sind durch ein reicheres Artenvorkommen geprägt. Unter anderem *Humulus lupulus*, *Clematis vitalba*, *Poa nemorosa*, *Acer platanoides* und *Rhamnus cathartica*. Werden die Arten mit den Landolt Faktoren verglichen, können keine signifikanten Unterschiede zwischen den Standortfaktoren erkannt werden. Zwar ist deutlich zu erkennen, dass die Standorte sich durch einige Arten unterscheiden, jedoch nicht durch ihre Standortfaktoren.

28

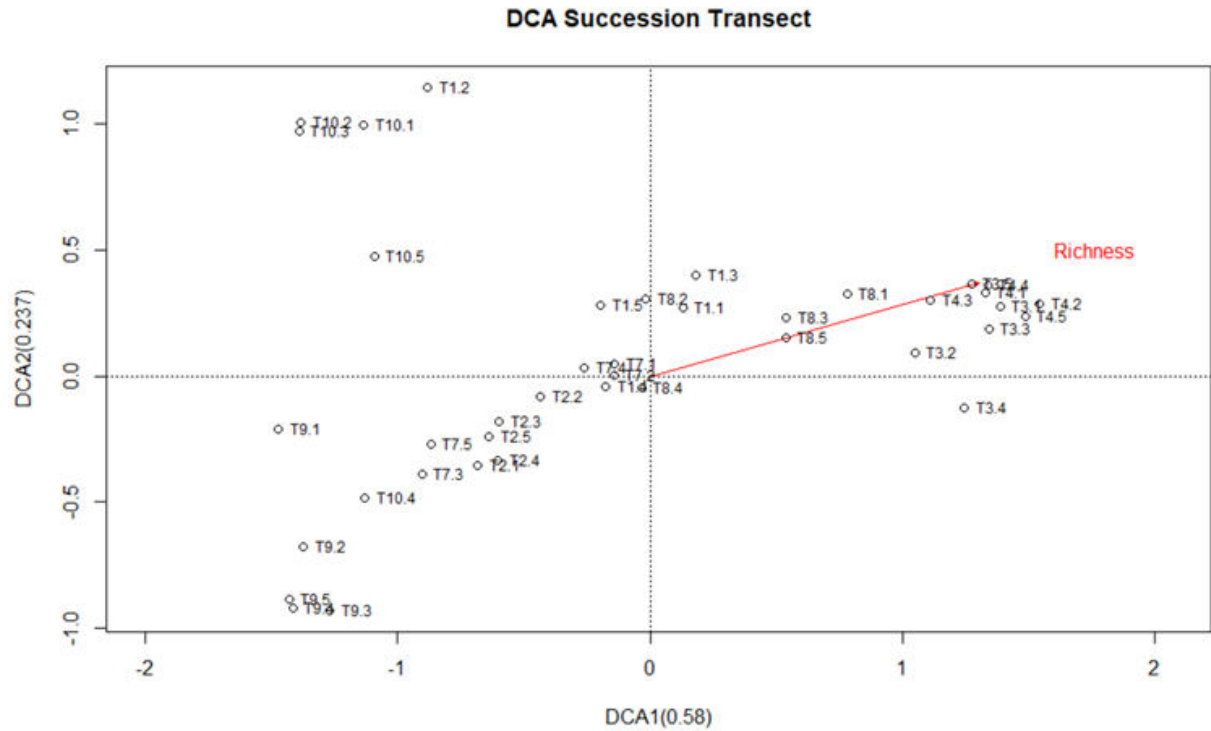


Abb. 25: DCA Succession Transect mit Artenreichtum als explanatory data

Der DCA Test mit dem Artenreichtum zeigt klar an, dass die Standorte in Telfs die Artenreichsten sind (siehe Abb. 2). Die Standorte in Mils (T10 und T9) zeigen eine viel geringere Diversität auf, obwohl sie die größten renaturierten Flächen sind. Alle Transekte in Völs (T1, T2 und T8) bilden das Mittelmaß im Artenreichtum. Vor allem der Transekt der renaturierten Fläche in Völs (T8) zeigt innerhalb der Subtransekte eine hohe Streuung auf.

DCA Succession Transect

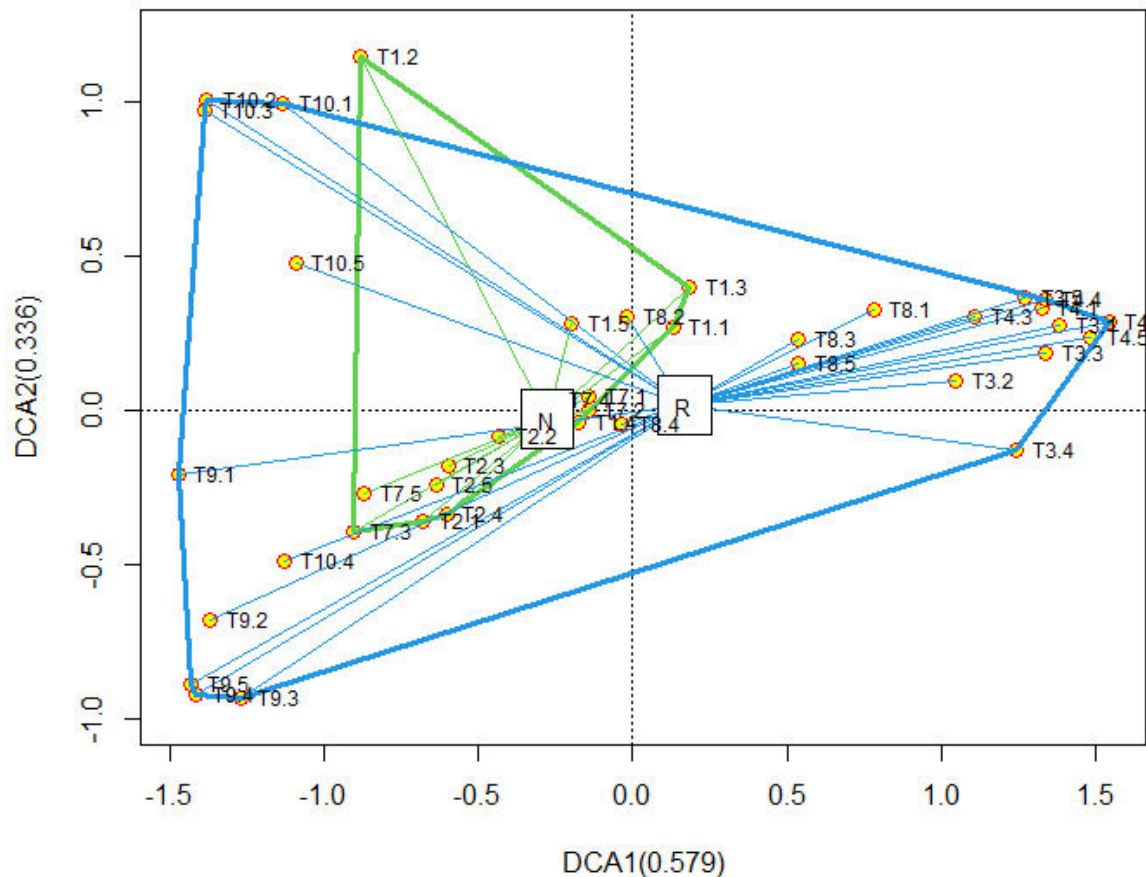


Abb. 26: DCA der Transekte mit Markierung des Zustands der Standorte (renaturiert = R, natürlich = N)

Markiert man den Zustand der Transekte (natürlich oder renaturiert), so sieht man keine zwei getrennten Gruppen. Die natürlichen Standorte sind im Gegensatz zu den renaturierten Standorten weniger variabel untereinander. Dagegen sind die renaturierten teilweise viel artenreicher (vor allem in Telfs, T3 und T4) und viel unterschiedlicher von der Artenzusammensetzung. Die natürlichen Standorte scheinen die gleichen Arten wie die renaturierten Standorte zu haben. Dagegen haben die renaturierten Flächen eine größere Variabilität. Die naturnahen Standorte bilden eine Gruppe in der viel breiter gestreuten Gruppe der renaturierten Standorten.

4. Diskussion

4.1 Unterschiede zwischen den Auwaldstandorten

Auffallend waren der Unterschied zwischen dem Standort in Mils und den restlichen Flächen in der TWINSPAN-Analyse und der DCA. In der TWINSPAN-Analyse bilden sich zunächst zwei Gruppen, Gruppe 0 mit den Standorten Telfs und Völs und Gruppe 1 mit dem Standort Mils. Für den Standort Mils erklärt sich dieser Unterschied durch den signifikant höheren Artenreichtum. So konnten einige der insgesamt erhobenen Arten nur für den Standort in Mils nachgewiesen werden. Obwohl nicht signifikant, konnten beim Besuch der Flächen visuelle Unterschiede im Grad der Deckung der Strauchschicht beobachtet werden. Diese war in Mils bedeutend dichter. Woher kommen nun diese Unterschiede?

Die Milser Au ist ein naturnaher Auwaldstandort, dessen Ausdehnung und Konnektivität im Vergleich wesentlich größer ist als die in Telfs oder Völs (Mils: 110.000 m², Telfs: 19.000 m², Völs: 54.000 m²). In der Literatur wird die Flächengröße mit Biodiversität in Zusammenhang gebracht (MacArthur and Wilson 2001; Oertli et al. 2002). Dahingehend wird auch der "Island area effect" beschrieben. So sind größere Inseln meist artenreicher, nicht nur aufgrund der größeren Struktur- und Habitatvielfalt, sondern alleine schon wegen der größeren Fläche (Godron 1981; Cichini et al. 2010). Die von uns untersuchten Flächen können ebenso als "Inseln" angesehen werden.

Der untersuchte Standort wurde zum Zeitpunkt der Begehung auch mit Kühen beweidet, was diesen stellenweise lichter und offener macht. Dies begünstigt auch eine größere Strukturvielfalt, was wiederum den Artenreichtum begünstigen könnte. Arten der angrenzenden Weideflächen wie z.B. *Berberis vulgaris* (Gewöhnliche Berberitze) besiedeln auch die Waldstandorte, bzw. sind Indikatoren ehemaliger Weidegründe, die heute als Waldstandorte fungieren.

Der Auwald in Mils war am stärksten von allen Standorten von *Alnus incana* (Grauerle) geprägt (siehe Abb. 18). Diese Art weist hohe Indikatorwerte für Feuchtigkeit auf (4w+) (Landolt et al. 2010). Sie war zwar nicht nur dort zu finden aber der Waldcharakter wurde dort am stärksten durch Grauerle geprägt. Zusätzlich ist *Alnus incana* die Leitart der Auwälder in Gebirgsflüssen. Der Standort Mils liegt am meisten Richtung Oberlauf und steht noch am meisten unter den Einflüssen der montanen Auwälder. Damit bestätigt sich die Hypothese, dass die Auwälder aus der kollinen Regionen von *Salix alba* geprägt sind, während die im Gebirge und Vorland von *Alnus incana* geprägt sind.

Die Vegetationplots in Telfs und Völs bilden in der TWINSPAN-Analyse nochmals zwei Untergruppen. Getrennt werden diese durch den Zustand, nicht den Standort. Gruppe 00 ist der renaturierte Auwald in Telfs, während Gruppe 01 die naturnahen Standorte in Völs und Telfs sind. Gruppe 01 ist unter anderem charakterisiert durch das erhöhte Aufkommen von *Salix alba*, der klassischen Art für kolline und planare Auwälder. Dagegen in Gruppe 00, die renaturierte Fläche in Telfs, ist geprägt durch *Bromus ramosus* agg. und *Carex alba*. Beide Arten kommen vorwiegend in trockenen und warmen Wäldern vor (Fischer et al. 2009). Das spricht für die Hypothese, dass in der renaturierten Fläche die Überschwemmungsdynamik noch nicht der natürlichen entspricht und sie deswegen sich von den naturnahen Flächen abgrenzt.

Betrachtet man die CCA (Abb. 20) der Vegetationplots, so sieht man keinen signifikanten Unterschied des Artenreichtums zwischen naturnahen und renaturierten Standorten. Das widerlegt die Hypothese, dass sich naturnahe Standorte von den Renaturierten durch eine

höhere Diversität unterscheiden. Es kann kein Zusammenhang zwischen der Diversität und dem Zustand (naturnah oder renaturiert) der Standorte hergestellt werden. Nur ein Unterschied zwischen Artzusammensetzung und Zustand (wie zum Beispiel das häufige Vorkommen von *Carex alba* und *Bromus ramosus* agg.).

4.2 Unterschiede zwischen den Transekten

Im Gegensatz zu den Vegetationplots trat die größte Diversität der Sukzessionstransekte auf der renaturierten Flussinsel in Telfs auf. Ein Hauptgrund hierfür ist sicherlich die Insellage, da die unterschiedliche Flusssdynamik (schnell fließender Hauptfluss mit stark schwankendem Pegel und Totarm mit sehr geringem Wasserfluss und geringen Schwankungen) und eine unterschiedliche Sonnenexposition der beiden Inselseiten die Vegetation jeweils unterschiedlich prägen, aber auch die Anlandung von Samen und deren Keimung beeinflusst. Außerdem dürfte der permanente anthropogene Einfluss (vor allem Trittschäden) an diesem Standort der geringste unter allen aufgenommenen Standorten sein. Vor allem die beiden Standorte in Völs sind sehr stark durch Trittschäden und sonstige freizeitliche Nutzung gestört, sodass auf diesen Flächen *Solidago canadensis* aufkommen und sich ausbreiten kann. Darüber hinaus sind die renaturierten Standorte in Völs der stark fluktuierenden Dynamik der Pegelstände unterworfen, was eine stufenweise Livellierung der Flora von der Wasserkrone in Richtung des Waldes unmöglich macht. Für den renaturierten Standort in Völs fällt auf, dass am unmittelbaren Flusssufer Weidensämlinge gänzlich fehlen. Hier wären flussbauliche Maßnahmen (Querbauten) notwendig, um die Fließgeschwindigkeit ähnlich des renaturierten Standortes bei Telfs zu modellieren und damit die zerstörerische Kraft des Wassers zu minimieren. Darüber hinaus gilt es hinsichtlich der Vegetationsentwicklung den Sachverhalt der Lage der Anlandungszone eines Flusses von der Abprallzone desselben zu unterscheiden. Letzterer Sachverhalt ist vor allem bei Hochwasserevents von entscheidender Bedeutung und meist der Grund dafür, warum Uferbereiche abgetragen bzw. durch angeschwemmten Kies überprägt werden.

Die, im Gegensatz zu allen anderen Standorten, sehr hohe Varianz (ersichtlich durch die große Streuung in der DCA in Abb. 26) der beiden Standorte in Völs lassen sich nicht offensichtlich erklären. Mögliche Gründe könnten messtechnische Fehler sein, da der natürliche Standort in Völs ‚Übungsfläche‘ war und so die Aufnahmemethoden der Teilgruppen sehr verschieden, vor allem was die Breite des aufzunehmenden Transektstreifens betrifft (zwischen 1 und 20 cm neben der Messschnur). Ein weiterer Grund könnte sein, dass bei dem naturnahen Standort der Überflutungsfläche ein Wald vorgelagert ist. Dieser könnte die Wasserflut bremsen und andere Dynamiken entwickeln als bei dem renaturierten Standort, dessen Überflutungsflächen nur ein Acker vorgelagert war. Ein definitiver Grund für die großen Unterschiede konnte nichtsdestotrotz nicht identifiziert werden.



Abb. 27: Beprobungsareale in Völs aus der Vogelperspektive. Das Foto entstand am 23. Juni 2021. Deutlich zu sehen sind die überfluteten Beprobungsbereiche nahe der Sandbank (links im Bild), die das Fehlen von Pioniervegetation erklären.

Ebenso fällt eine Erklärung schwer, da keine weiteren, die Vegetation beeinflussenden Faktoren, aufgenommen wurden. In diesem Zusammenhang bleiben folgende Fragen und deren Einfluss auf die Vegetationsentwicklung offen: Welchen Einfluss hat die unmittelbare Nähe zu den intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen an beiden Standorten in Völs (z.B. durch Nährstoffeintrag)? Welche Arten wurden im Rahmen der Renaturalisierung oder früherer landwirtschaftlicher Nutzung eingesät bzw. -gepflanzt? Ein Hinweis darauf könnte das Vorkommen von *Lolium perenne*, *Trifolium pratense* oder *Lotus corniculatus* geben, welche in Völs auf der renaturierten, jedoch nicht auf der natürlichen Fläche vorkommen, ebenso in der Nähe der Weide des Standortes Mils.

Auffällig ist auch, dass die natürlichen Flächen in sich sehr homogen sind, die renaturierten Flächen untereinander jedoch sehr stark variieren (siehe Abb. 26). Ein Grund hierfür könnten unterschiedliche Sukzessionsstadien nach erfolgter Renaturierung sein. Auch ist davon auszugehen, dass die aktuelle Artenzusammensetzung an den untersuchten renaturierten Standorten in entsprechender Weise von der jeweiligen Ansaat- und Anpflanzungsmischung abhängig ist (z. B. Einsaaten mit Betonung auf *Trifolium* sp., die zu einer Stickstoffbindung im Boden führt). Darüber hinaus sollte auch der im Zuge der Renaturierungsmaßnahmen modellierte Untergrund eine tragende Rolle spielen. Aus diesem Grund, konnte die Hypothese, dass auf rezent renaturierten Flächen eine geringere Artenvielfalt als auf naturnahen Flächen herrscht, nicht bestätigt werden. Ebenso sind die standörtlichen Unterschiede entlang des Inns (Völs-Telfs-Mils) größer, als die Unterschiede zwischen renaturierten und natürlichen Standorten, wodurch auch die Hypothese über Unterschiede in der Artzusammensetzung und den Deckungswerten natürlicher und renaturierter Flächen nur teilweise bestätigt werden kann.

Ein Vergleich der Auwaldplots mit den Sukzessionstransekten ist nicht sinnvoll, da für den Standort der Plots eine homogene Waldfläche gewählt wurde, in dessen Bereich die Transekte nicht mehr hinein reichten und daher auch die Artenzusammensetzung eine

gänzlich andere ist. Eine CCA-Analyse der Transekte war in dieser Versuchsauswertung nicht sinnvoll, da als externen Faktor nur die Artenvielfalt und keine weiteren Faktoren miteinbezogen werden konnten.

Zusammenfassend sei somit festgestellt, dass die Heterogenität der Beprobungsflächen sowohl von der Dynamik und Strukturvielfalt des Flusses und des Pegelstandes abhängig sind, als auch mit der ehemaligen bzw. aktuellen Nutzung der Flächen und der im Zuge der Renaturierungsmaßnahmen gesetzten Maßnahmen (Eintiefung der Flusssohle, Erosion abhaltende Uferverbauungen u. ä.) abhängig sind.

4.3 Vergleich zwischen DCA und TWINSpan

Die DCA eignet sich gut um die Daten zu sichten und einen Überblick über den Charakter einzelner Standorte zu bekommen. So zeigt unsere Analyse, dass die Grauerle in Mils dominiert, was bei der Begehung augenscheinlich war. TWINSpan lässt hier eine genauere Analyse zu und zeigt Differentialarten auf, lässt jedoch weniger Rückschlüsse auf den Charakter eines Standortes zu. So konnten zwar Grauerlen in allen Standorten gefunden werden, waren jedoch nicht überall dominant. Die DCA sollte auch mit großem Bedacht auf das Gewicht der Achsen betrachtet werden. In Abbildung 13 ist ersichtlich, dass zwar Standorte entlang der y-Achse unterschieden werden, diese Achse jedoch nur einen Eigenvalue von 0.3 und dadurch geringen Erklärungswert hat. Das heißt, die Standorte im negativen Bereich der x-Achse sind sich ähnlicher als es auf den ersten Blick erscheint. *Populus nigra* (Schwarzpappel) wird hier beispielsweise einer Gruppe zugeordnet, die bei genauerer Betrachtung der TWINSpan Resultate jedoch auch an anderen Standorten bestandseprägend ist.

5. Quellen

- Cichini, K., Pagitz, K., Lechner Pagitz, C., 2010. Vegetationsökologische Untersuchungen von Fließgewässer Renaturierungen in Nord-Tirol. Botanisch-ökologische Untersuchungen Abschlussbericht A.
- Ellenberg und Leuschner, 2010: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Auflage. Eugen Ulmer KG, Stuttgart.
- Godron, M., 1981. Patches and Structural Components for a Landscape Ecology. *BioScience* 31, 733–740. <https://doi.org/10.2307/1308780>
- Gygax, A., Lauber, K., Wagner, G. 2018. Flora Helvetica – Illustrierte Flora der Schweiz. 6. vollständig überarbeitete Auflage, Haupt Verlag, CH-Bern. 1686 p.
- Heller, H. 1969. Lebensbedingungen und Abfolge der Flussauenvegetation in der Schweiz. *Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswes.*, 45: 1–124.
- INNsieme, 2021: Abenteuer Inn, Entdecke deinen Fluss, 1. Auflage. INNsieme c/o WWF Österreich, Wien.
- Landolt, E., Bäumler, B., 2010. Flora indicativa: ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. 2. Auflage. Editions des Conservatoire et Jardin botanique de la Ville de Genève, Geneve.
- Leyer, I., Wesche, K. Multivariate Statistik in der Ökologie, 2007
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 2001. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press. <https://doi.org/10.1515/9781400881376>
- Metoschweiz: Klimanormwerte,
<https://www.meteoschweiz.admin.ch/home/klima/schweizer-klima-im-detail/klima-normwerte/klimadiagramme-und-normwerte-pro-station.html?station=sam> (02.06.2021)
- Mucina, L., Grabherr, G., Wallnöfer S. (Hrsg.) 1993. Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil III Wälder und Gebüsche. Gustav Fischer Verlag, D-Jena. 353 p.
- Muhar, S., Muhar, A., Egger, G., Siegrist, D. (Hrsg.) 2019. Flüsse der Alpen. Vielfalt in Natur und Kultur. Haupt Verlag, CH-Bern. 511 p.
- Oertli, B., Joye, D.A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D., Lachavanne, J.-B., 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104, 59–70. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00154-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00154-9)
- Scheffer und Schachtschnabel, 2008: Lehrbuch der Bodenkunde, 15. Auflage, 2002. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Tirolatlas: Klimadiagramme nach „Walter/Lieth“,
https://tirolatlas.uibk.ac.at/media/graphics/lieth/images/1390130_de.png (02.06.2021)

- Tiwag, 2021: Bestehende Kraftwerke,
<https://www.tiwag.at/ueber-die-tiwag/kraftwerke/bestehende-kraftwerke/kraftwerkspark> (02.06.2021)
- Trempe, H. 2005: Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten, Verlag Eugen Ulmer, 2005
- Unser-Inn, 2021: Innauen, Länderübergreifende Bewertung,
http://www.unser-inn.at/wp-content/uploads/2015/10/Stufe_1_3_Aue.pdf (02.06.2021)
- Unser-Inn 2, 2021: Wasserkraftnutzung am Inn,
http://www.unser-inn.at/wp-content/uploads/2015/07/Wasserkraftnutzung_am_Inn.pdf (02.06.2021)
- Wendelberger, E. 1960. Die Auwaldtypen der Donau in Niederösterreich. Centralbl. Gesamt. Forstwes., Wien, 77: 65–92.
- Wilmanns, O. 1973. Ökologische Pflanzensoziologie. Quelle & Meyer Verlag, D-Heidelberg. 288 p.
- Wittmann, H. & Strobl, W. 1990. Gefährdete Biotoptypen und Pflanzengesellschaften in Salzburg – Ein erster Überblick. Amt der Salzburger Landesregierung, Salzburg.