

BERGAUF

LE 14-20 / 7.6.1c-III3-68/23

Endbericht



AutorInnen:

Andreas Schindlbacher (Projektleiter), Thomas Ledermann, Berthold Heinze, Gerhard Markart, Veronika Neidel, Andrew Giunta, Herfried Steiner, Johanna Reich, Katharina Lapin, Erich Inselsbacher, Katharina Keiblinger, Benjamin Schumacher, Kevin Kopecky, Cecilie Foldal

Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für
Wald, Naturgefahren und Landschaft
Seckendorff-Gudent-Weg 8
1131 Wien

Datum der Bewilligung: 08.01.2024

Projektlaufzeit: 01.09.2023 bis 31.05.2025

Berichtszeitraum: 01.09.2023 bis 31.05.2025



 Bundesministerium
Land- und Forstwirtschaft,
Klima- und Umweltschutz,
Regionen und Wasserwirtschaft



Europäischer
Landwirtschaftsfonds für
die Entwicklung des
ländlichen Raums:
Hier investiert Europa in
die ländlichen Gebiete.



VORWORT

Der Klimawandel, begleitet von einem Strukturwandel in der Landwirtschaft, hat erhebliche ökologische Auswirkungen entlang der alpinen Waldgrenze. Das wärmere Klima und eine nachlassende Almbewirtschaftung erleichtern eine (Wieder-)Bewaldung von derzeit nicht bewaldeten Hochlageflächen. Eine Waldflächenzunahme, ob natürlich oder durch Aufforstung, könnte Potential zu Kohlendioxid-Sequestrierung aufweisen, wobei jedoch weitgehend unklar ist, ob und wie sie sich auf die alpine Artenvielfalt auswirkt. Das LE-Projekt BERGAUF nutzte Aufforstungsprojekte aus den 60er- und 70er Jahren, um herauszufinden wie viel Kohlendioxid bisher im aufgeforsteten Wald gespeichert wurde, und um zu erforschen, wie die Aufforstung die Diversität von Gefäßpflanzen, Arthropoden, sowie im Boden lebenden Mikroorganismen (Bakterien und Pilzen) beeinflusst. Das Projekt wurde von GrundeigentümerInnen und mehreren WLV-Gebietsbauleitungen großzügig mit Informationen und Kartenmaterial unterstützt. Ziel des Forschungsprojektes war eine vielfältige Datenbasis als Grundlage für künftige Management- und Landnutzungsentscheidungen bereitzustellen.

Der vorliegende Endbericht gliedert sich in eine Zusammenfassung (Abstract), befolgt von einer Kurzfassung der wichtigsten Erkenntnisse. In der Kurzfassung werden die unterschiedlichen Forschungsergebnisse in einem praktischen Kontext zusammengeführt und in allgemeinverständlicher Form präsentiert. Die Kurzfassung ist primär an Stakeholder und Entscheidungsträger adressiert. Die darauffolgende Langfassung beinhaltet eine detaillierte wissenschaftliche Beschreibung aller durchgeführten Arbeiten und der daraus generierten Ergebnisse und ist nach den acht unterschiedlichen Arbeitspaketen (AP 1-8) strukturiert.

INHALT

Vorwort	2
Zusammenfassung (Abstract).....	3
Kurzfassung	4
Langfassung.....	20
AP 1: Projektmanagement und Kommunikation	20
AP 2: Diversität der Vegetation	22
AP 3: Diversität der Insekten.....	41
AP 4: Diversität der Bodenmikroorganismen.....	51
AP 5: Bodenkohlenstoff	62
AP 6: Waldwachstum	84
AP 7: Langzeitversuch Hochlagenaufforstung Haggen.....	98
AP 8: Fernerkundung – Räumlicher Upscale	155
Annex	167

ZUSAMMENFASSUNG (ABSTRACT)

Ökosysteme im subalpinen bis alpinen Raum sind besonders stark vom Klimawandel betroffen. Zusätzlich führen grundlegende Veränderungen in der landwirtschaftlichen Nutzung zu erheblichen Auswirkungen auf die Biodiversität und Kohlenstoffspeicherung dieser sensiblen Landschaften. Das Forschungsprojekt BERGAUF („Biodiversitätsschutz und Kohlenstoffspeicherung in bewaldeten Hochlagen“) liefert zentrale Daten zur Kohlenstoffbindung und ermöglicht erste Einschätzungen der Auswirkungen von Hochlagenaufforstungen, die zwischen Mitte und Ende des 20. Jahrhunderts begründet wurden. Die dadurch entstandenen Waldbestände zeigen teils überraschend gutes Wachstum. In den rund 50 Jahren seit ihrer Pflanzung konnten sie im Durchschnitt etwa 400 Tonnen CO₂ pro Hektar aus der Atmosphäre aufnehmen und den darin enthaltenen Kohlenstoff in der Biomasse sowie im Boden speichern. Der Großteil dieses Kohlenstoffs wurde in ober- und unterirdischer Biomasse gebunden, während sich die Kohlenstoffvorräte im Boden kaum veränderten. Wie zu erwarten, hat die Artenvielfalt der Bodenvegetation in den dichten Jungwäldern abgenommen. In angrenzenden Altbeständen sowie in stark durchforsteten Jungwäldern wurde jedoch eine vergleichbare Diversität der Gefäßpflanzen festgestellt wie auf nicht aufgeforsteten Wiesen und Almflächen. Die Aufforstung hatte keine erkennbaren Auswirkungen auf die Vielfalt von Laufkäfern, Spinnen und Bodenmikroorganismen. Interessanterweise nahm die funktionelle Diversität der im Boden lebenden Pilzgemeinschaften im aufgeforsteten Wald sogar tendenziell zu. Fernerkundungsdaten zeigen, dass sich die Waldgrenze in den fünf Untersuchungsgebieten in den letzten 20 Jahren nicht signifikant nach oben verschoben hat. Dies deutet darauf hin, dass sich die globale Erwärmung bislang nur sehr langsam auf die Ausbreitung der Waldgrenze auswirkt und diese vielmehr durch andere Faktoren wie Landnutzung, Wind oder Schneelast beeinflusst wird.

Ecosystems in the subalpine to alpine zone are particularly affected by climate change. In addition, major shifts in agricultural land use significantly impact the biodiversity and carbon storage capacity of these sensitive landscapes. The research project BERGAUF (“Biodiversity Conservation and Carbon Storage in Forested High Elevations”) provides essential data on carbon sequestration and offers insights into the biodiversity effects of high-elevation afforestation efforts initiated between the mid and late 20th century. The resulting forests have shown unexpectedly strong growth. Over approximately 50 years since planting, they have absorbed an average of 400 tons of CO₂ per hectare from the atmosphere and stored it in biomass and soil. Most of this carbon was sequestered in above- and below-ground biomass, while soil carbon stocks remained largely unchanged. As expected, plant species diversity in the dense young forests declined. However, similar levels of vascular plant diversity were observed in adjacent mature forests and heavily thinned young stands, comparable to that of nearby meadows and alpine pastures. Afforestation did not significantly affect the diversity of ground beetles, spiders, or soil microorganisms. Interestingly, the functional diversity of soil fungal communities even tended to increase in the afforested areas. Remote sensing data over the past 20 years show no significant upward shift in the treeline across the five study areas. This suggests that global warming is currently having only a slow effect on treeline expansion, which appears to be more strongly influenced by other factors such as land use, wind exposure, or snow load.

KURZFASSUNG

1. Hintergrund und Fragestellung

Folgen des Klimawandels, wie das Abschmelzen der Gletscher oder das Auftauen des alpinen Permafrosts wirken auf das ökologische Gleichgewicht im alpinen Raum und beeinflussen damit auch dessen Landnutzung, sei es aus landwirtschaftlicher, touristischer, oder naturschutzfachlicher Sicht. Die Rolle des Waldes im alpinen Raum wird vorwiegend in Form seiner Schutzwirkung vor Naturgefahren wie Steinschlag und Lawinen wahrgenommen. Im Gegensatz zu anderen sensiblen alpinen Ökosystemen, die durch den Klimawandel meist negativ betroffen sind, könnte der Gebirgswald von der voranschreitenden Erwärmung profitieren. Längere Vegetationsperioden und wärmere Sommer ermöglichen es den bestehenden Wäldern besser zu wachsen. Da die Ausbreitung des Waldes nach oben vor allem durch die kalten Temperaturen beschränkt ist, sollte sich die Waldgrenze in einem wärmeren Klima nach oben bewegen. Wie schnell der Anstieg der Waldgrenze vonstattengeht, ist jedoch unklar, wobei aktive Aufforstungen im Bereich der heutigen Waldgrenze eine Möglichkeit wären, den Prozess zu beschleunigen.

Ein weiterer Aspekt ist die bedeutende Rolle des Waldes in der österreichischen Kohlenstoffbilanz. Eine Vergrößerung der Waldfläche wäre ein möglicher Puzzlestein zur Erreichung von Zielvorgaben der nationalen Treibhausgasbilanz, da vor allem in der Biomasse von neu entstehenden Wäldern signifikante Mengen an CO₂ gebunden werden. Wie viel Kohlenstoff wie schnell (oder langsam) durch die Aufforstung von Hochlagen gebunden werden kann, ist jedoch weitgehend unklar. Ungewiss ist auch, wie sich eine Aufforstung auf den im Boden bereits gespeicherten Kohlenstoff auswirkt. Die Zertifizierung biogenen Kohlenstoffsensken wird momentan auf EU-Ebene vorangetrieben und könnte in nicht allzu ferner Zukunft auch finanzielle Anreize zur Bewaldung von derzeit offenen Flächen liefern. Voraussetzung ist, dass sich eine Aufforstung in Hochlagen nicht negativ auf die lokale Biodiversität auswirkt.

Das LE-Projekt Bergauf hat daher folgende Fragestellungen bearbeitet: (I) Wie viel Kohlendioxid kann durch die Aufforstung von Flächen im Bereich der heutigen Waldgrenze in absehbarer Zeit in Boden und Biomasse aufgenommen werden? (II) Wird die lokale Biodiversität beeinträchtigt? (III) gibt es überhaupt Flächen, die aufgeforstet werden könnten und wie werden diese momentan bewirtschaftet? (IV) bewegt sich die Waldgrenze bereits auch ohne Zutun nach oben?

2. Methodik und Versuchsdesign

Fünf Untersuchungsgebiete in den westlichen Bundesländern wurden für die Studie ausgewählt. Ziel war der systematische Vergleich einer Reihe von Parametern zur Biodiversität und Kohlenstoffspeicherung in Hochlagenaufforstungsflächen aus den 1960-70er Jahren mit denselben Parametern in jeweils benachbarten, aber nicht aufgeforsteten Vergleichsflächen. Die Vergleichsflächen sollten den Zustand vor der Aufforstung widerspiegeln. Das Untersuchungsgebiet nahe Bsclabs war durch karbonatisches Grundgestein charakterisiert, während die anderen vier Untersuchungsgebiete auf silikatischem Grundgestein lagen (Tab. 1). Durch die Versuchsanordnung in fünf voneinander unabhängigen Gebieten, konnten auch überregionale Aussagen getätigt werden, was das Forschungsprojekt in gewisser Weise einzigartig macht.

Im engen Zeitfenster des Sommers 2024 waren mehrere Gruppen des BFW mit intensiven Freilanderhebungen beschäftigt. In insgesamt 50 Winkelzählproben wurden mehr als 800 Bäume biometrisch vermessen, 400 Totholzstücke erhoben, 300 Zuwachs-Bohrkerne, genommen. Einhundert Bodenprofile wurden ausgehoben und ca. 400 Bodenproben, 50 Humusproben, 200 Wurzelproben geworben und anschließend auf ihre chemische Zusammensetzung (Kohlenstoff, Stickstoff, pH-Wert etc.) untersucht. DNA von 120 Bodenproben wurde, isoliert und sequenziert, um die Auswirkung der Aufforstung auf die Bodenmikroorganismen zu untersuchen. 145 Proben mit mehreren Tausend Individuen zur Untersuchung der Laufkäfer- und Spinnen-Diversität wurden bearbeitet und über 300 Gefäßpflanzenarten (in 8.900 Einzelbestimmungen) notiert und ausgewertet. Die Analyse der Bodenproben und DNA-Analysen erfolgte in Zusammenarbeit von BFW mit dem Institut für Bodenforschung der Universität für Bodenkultur (BOKU).

Die räumliche Versuchsanordnung ist in Abbildung 1 dargestellt. In jedem Untersuchungsgebiet wurden die Kohlenstoffvorräte an 10 Punkten innerhalb der Aufforstung und an weiteren 10 Punkten in den nicht bewaldeten Vergleichsflächen gemessen. Die Biodiversität der Gefäßpflanzen wurde in den aufgeforsteten Waldbeständen, sowie auf nicht bewaldeten Flächen derselben Seehöhe und oberhalb der Baumgrenze erhoben. Als zusätzlicher Vergleich wurde die Gefäßpflanzendiversität in einem Wald-Altbestand unterhalb der Hochlagenaufforstung erfasst. Die Biodiversität der Spinnen und Laufkäfer wurde entlang von Transekten innerhalb und außerhalb der Hochlagenaufforstungen erfasst. DNA-Analysen von Bodenmikroorganismen (in Aufforstung, Vergleichsfläche und Altbestand) wurde in zwei Untersuchungsgebieten (Bsclabs, Sticklerhütte) mit unterschiedlichem Grundgestein vorgenommen.

Alle untersuchten Aufforstungsflächen werden seit deren Begründung von den dafür zuständigen Wildbach- und Lawinverbauung (WLV) Gebietsbauleitungen betreut. Unser Ziel war es, fünf ähnlich alte Hochlagenaufforstungen für das Forschungsprojekt zu finden, und diesem Ziel sind wir zumindest sehr nahegekommen. Die verschiedenen Standorte wurden von 1959 bis 1980 aufgeforstet, wobei sich die einzelnen Aufforstungen auch in ihrer Struktur unterscheiden. Während die untersuchten Bestände in Haggen, Bsclabs und bei der Sticklerhütte geschlossen waren, zeigten die Bestände in Irschen und am Grappeskopf eine geringere Deckung mit offenen unbestockten Lücken. Gründe hierfür waren die gezielte Aufforstung in Rottenstruktur (Grappeskopf), sowie kleinflächige Ausfälle durch z.B. Schneeschub (Irschen). Als Baumart dominierte in allen Untersuchungsgebieten die Fichte mit Ausnahme von Haggen die Zirbe (*Pinus cembra*) dominierte. Details zu den verschiedenen Aufforstungen finden sich in Tabelle 1. Die nicht bewaldeten Vergleichsflächen waren typische subalpine, bzw. alpine Pflanzengesellschaften aus krautiger Vegetation, teils auch mit größeren Anteilen an Zwergsträuchern. Die Freiflächen in Bsclabs und am Grappeskopf waren unbeweidet, während die anderen Freiflächen beweidet waren.

Mittels fernerkundlicher Verfahren wurden die Versuchsflächen räumlich abgegrenzt und die aktuelle Deckung der Baumschicht bestimmt. Speziell dafür entwickelten Algorithmen erlaubten es abzuschätzen, ob sich die Waldgrenze um die Untersuchungsgebiete herum (10 x 10 km) in den letzten 20 Jahren verschoben hat, bzw. wie viele Flächen in diesem Bereich potenziell für Hochlagenaufforstungen geeignet wären.

Tabelle1: Übersicht über die fünf untersuchten Hochlagenaufforstungen. Daten über die historische Entwicklung der Aufforstungsflächen wurden von den WLV-Gebietsbauleitungen zur Verfügung gestellt.

<i>Gebiet</i>	<i>Grappeskopf</i>	<i>Bschlabs</i>	<i>Haggen</i>	<i>Irschen</i>	<i>Sticklerhütte</i>
Lage/Koordinaten	Montafon, Vorarlberg 10,0228 E; 47,0131 N	Außerfern, Tirol 10,5751 E; 47,3187 N	Sellrain, Tirol 11,0842 E; 47,2125 N	Drautal, Kärnten 13,0398 E; 46,7823 N	Lungau, Salzburg 13,3741 E; 47,1494 N
Seehöhe (m)	1820-2060	1620-1830	1720-1920	1820-1990	1780-2000
Geologie	Silikat (karbonatische Einschlüsse)	Karbonat (Mergel)	Silikat	Silikat	Silikat
Jahr der Aufforstung	~ 1980	1969	1970	1974 (Nachbesserungen bis 1980)	1959
Zweck der Aufforstung	Lawinenschutz	Lawinenschutz	Lawinenschutz	Hochwasserschutz, Hangbefestigung	Hochwasserschutz, Erosionsschutz
Initiator/Betreuung	WLV Bludenz	WLV Tirol	WLV Tirol, Tiroler Landesforstdienst, BFW	WLV Kärnten, Gemeinde Irschen	WLV Salzburg
Baumarten/Anzahl der Setzlinge	Fichte (85%), Spirke, Zirbe,	Fichte ~6.000/ha, Lärche ~3.000/ha	Zirbe (80%) Lärche (15%) Fichte (5%) 7.900 bis 18.000/ha	Lärche 75%, Fichte 25% ~ 6.000/ha	Fichte ~10.000/ha beigemischt Lärche, Eberesche, Birke, Aspe
Pflanzung	Rottenstruktur, Lochpflanzung wurzelnackt	Flächenaufforstung, Lochpflanzung, wurzelnackt	Flächenaufforstung, Lochpflanzung, wurzelnackt	Flächenaufforstung, Lochpflanzung, wurzelnackt, Saat	Flächenaufforstung, Lochpflanzung, wurzelnackt
Zusätzliche Maßnahmen	Stahlschneebrücken, teils Dreibeinböcke dazwischen	Stahlschneebrücken, Windschutzwand, Elektrowildzaun zu Beginn	Schneezäune, Terrassierungen, Schneebrücken, Zäunung	Zäunung	Erdterrassen, Verpflockung, Schutzzaun aus Stacheldraht zu Beginn
Durchforstung	Keine, natürliche Selektion	Erstdurchforstung 2012	Erstdurchforstung 1983, weitere Durchforstungen 1995, 2000, 2008, 2024	Keine bekannt	Durchforstung 2023



Abbildung 1: Lage der Untersuchungsgebiete in Österreich und detaillierte Ansicht der beiden Standorte Sticklerhütte (Salzburg) und Irschen (Kärnten). Lage der jeweils 10 Aufnahmepunkte innerhalb (hellgrün) und außerhalb (dunkelgrün) der Aufforstungsflächen. Sticklerhütte mit zusätzlich 10 Punkten im Altbestand (gelb). Lila: Zusatzflächen zur Vegetationsaufnahme. Rot-strichliert: Transekte zur Spinnen- und Laufkäferbestimmung.

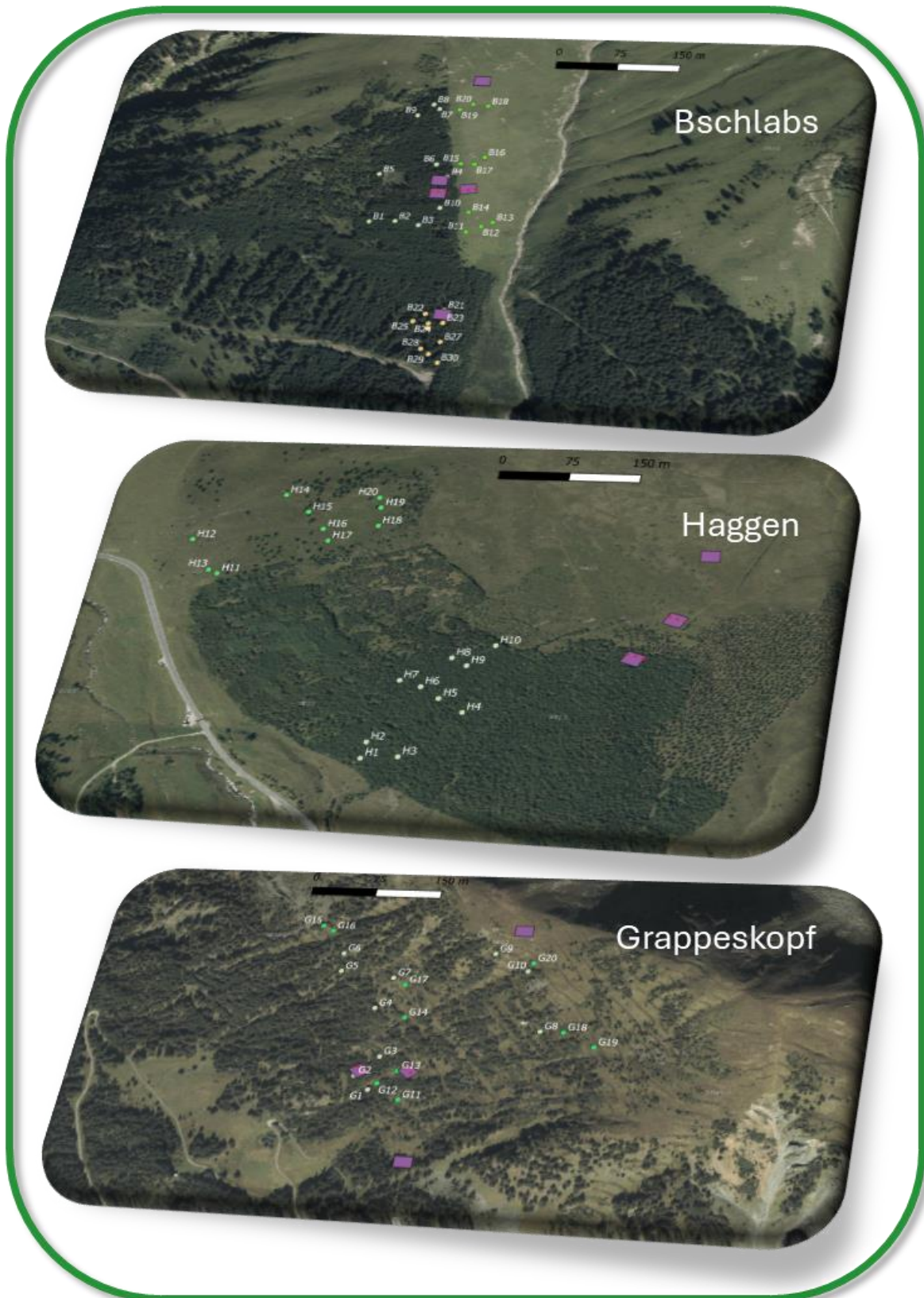


Abbildung 2: Standorte Bschlabs, Haggen (beide Tirol) und Grappeskopf (Vorarlberg). Lage der jeweils 10 Aufnahmepunkten innerhalb (hellgrün) und außerhalb (dunkelgrün) der Aufforstungsflächen. Bschlabs mit zusätzlich 10 Punkten im angrenzenden Altbestand (gelb). Lila: Zusatzflächen zur Vegetationsaufnahme. Rotstrichliert: Transekte zur Spinnen- und Laufkäferbestimmung.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Zusammenschau aller Boden- und Bestandesdaten zeigt, dass in allen untersuchten Hochlagenaufforstungen beträchtliche Mengen an CO₂ gebunden wurden. Die Mengen an Kohlenstoff, die sequestriert wurden variieren je nach Alter der Aufforstung, Deckungsgrad und Wüchsigkeit. Abbildung 2 zeigt die Unterschiede im Ökosystem bezüglich Kohlenstoffvorrat (Biomasse + Boden) zwischen den einzelnen Hochlagenaufforstungen und deren nicht bewaldeten Vergleichsflächen. Die Differenz zwischen Aufforstung und Kontrolle repräsentiert das gebundene CO₂, wenn man davon ausgeht, dass die nicht bewaldeten Kontrollflächen die Ausgangssituation vor der Aufforstung widerspiegeln. Am meisten Kohlenstoff wurde in dem geschlossenen, gut wachsenden Bestand in Bschlabs gebunden, aber auch in allen anderen Untersuchungsgebieten war die Kohlenstoffzunahme statistisch hochsignifikant und bewegte sich im Mittel um die 400 Tonnen CO₂/ha.

Tabelle 2: Kohlenstoffvorräte in Tonnen organischer Kohlenstoff pro Hektar Fläche in den Aufforstungsflächen und in den benachbarten nicht aufgeforsteten Flächen (Kontrolle) im Jahr 2024. Der Ökosystem-Vorrat ergibt sich aus der Summe des Boden- + Biomassekohlenstoffs. Die letzte Spalte zeigt wie viel Tonnen Kohlenstoff pro Hektar seit der Aufforstung gebunden wurden (für weitere Umrechnung in Tonnen CO₂ = Differenz Ökosystem C x 3,67).

Gebiet	Behandlung	Boden	Biomasse	Ökosystem	Differenz Ökosystem C (100% Deckung)	Deckung (%)	Ökosystem	Differenz Ökosystem C
Bschlabs	Aufforstung	107 ± 29	194 ± 58	301 ± 64	199 ± 21	97-100	301 ± 64	199 ± 21
	Kontrolle	91 ± 14	10 ± 05	102 ± 14			102 ± 14	
Grappeskopf	Aufforstung	147 ± 37	73 ± 38	220 ± 47	91 ± 18	67	190 ± 32	61 ± 14
	Kontrolle	119 ± 29	10 ± 04	129 ± 31			129 ± 31	
Haggen	Aufforstung	98 ± 23	117 ± 17	216 ± 18	70 ± 13	97-100	216 ± 18	70 ± 13
	Kontrolle	128 ± 37	18 ± 03	146 ± 36			146 ± 36	
Irschen	Aufforstung	137 ± 40	94 ± 17	230 ± 38	102 ± 19	65	195 ± 24	66 ± 16
	Kontrolle	116 ± 40	13 ± 04	128 ± 37			128 ± 38	
Sticklerhütte	Aufforstung	72 ± 16	149 ± 29	206 ± 54	139 ± 18	97-100	206 ± 54	139 ± 18
	Kontrolle	54 ± 19	14 ± 03	67 ± 18			67 ± 18	

3.1 Kohlenstoff in der Biomasse - Waldwachstum

Der Großteil des Kohlenstoffes wurde in der Biomasse der aufgeforsteten Bäume gebunden. Die meisten Waldbestände wuchsen für die Höhenlage besser als erwartet, was laufende Zuwächse von 7,6 - 19 Vfm/ha/Jahr belegen. Die Ertragsklassen im Sinne der dGZ₁₀₀-Bonitäten reichen bei der Fichte von 6,3 m³/ha/Jahr auf den älteren Probeflächen bei der Sticklerhütte bis 11,4 m³/ha/Jahr in Bschlabs. Bei der Lärche reichen die Ertragsklassen von 4,3 m³/ha/Jahr bis 6,9 m³/ha/Jahr. Die Ertragsklasse der Zirbe, welche nur in Haggen vorkommt, beträgt 7,7 m³/ha/Jahr. Darüber hinaus haben die ertragskundlichen Auswertungen gezeigt, dass alle Bestände mit Ausnahme jenes Bestandes am Grappeskopf im Vergleich zu Ertragstafel eine extreme Überbestockung (+ 32-62%) aufweisen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in den 1970er Jahren mit sehr hohen Stammzahlen (oft > 10000/ha) aufgeforstet wurde und in einzelnen Gebieten nicht, oder allenfalls nur schwach durchforstet wurde.

Aus den gemessenen Baumhöhen, Durchmessern (BHD), Kronenansätzen etc. wurden mit allometrischen Funktionen die Biomassekompartimente „Schaft“, „Wurzel“, „Ast“, und „Nadel“ berechnet. Da es für die Zirbe noch keine allometrischen Funktion gibt, wurde diese im Rahmen des Projektes anhand von dafür gefälltten und eigens vermessenen (Astbiomasse, Nadelbiomasse) Einzelbäumen definiert. Die Biomassekomponenten in den Aufforstungen und Freiflächen sind in Abbildung 3 dargestellt. Während die Baumbiomassen klar dominieren, sind auch die Biomassen der Freiflächenvegetation nicht zu vernachlässigen. Besonders die Wurzeln der Freifläche-Vegetation weisen hohe Biomassen auf, obwohl sie aufgrund des hohen Steingehaltes nur bis zu einer Bodentiefe von 20 cm bestimmt werden konnten und damit unterschätzt sind.

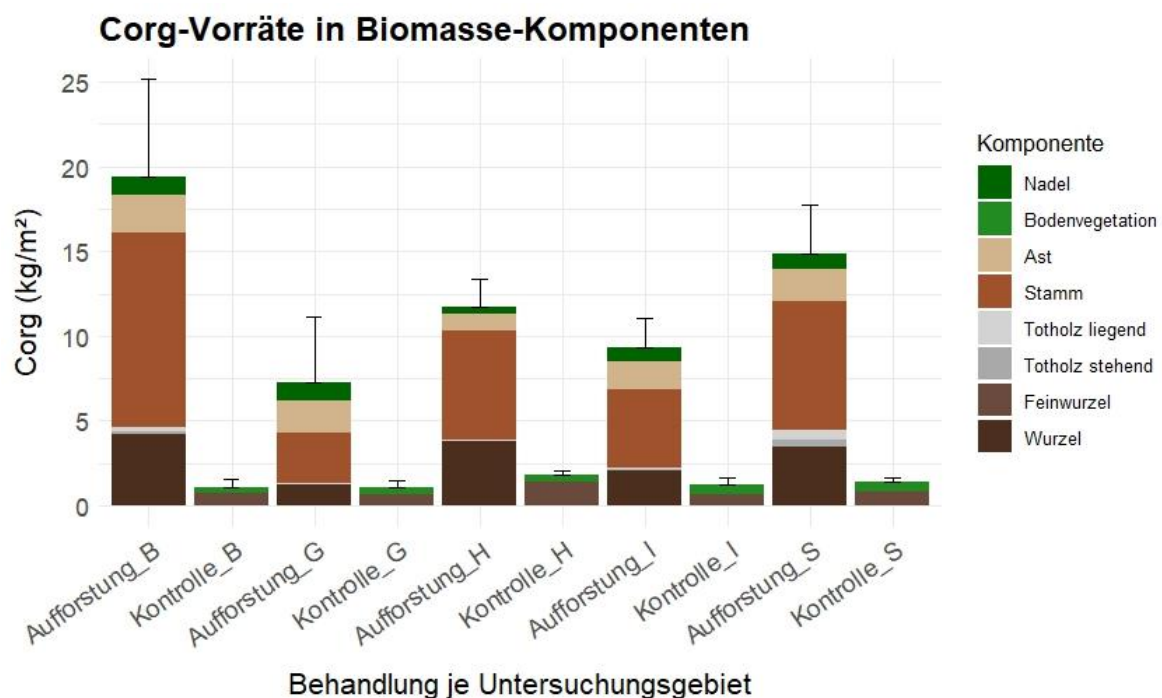


Abbildung 3: Aufteilung der Kohlenstoffvorräte auf die einzelnen Biomassekomponenten in den Aufforstungen und Kontrollflächen (B: Bsclabs, G: Grappeskopf, H: Haggen, I: Irschen, und S: Sticklerhütte; alle Aufforstungen unter der Annahme von 100% Deckung).

Während unsere 2024 getätigten Aufnahmen nur den Istzustand der Kohlenstoffvorräte in allen fünf Aufforstungsflächen wiedergeben, erlauben die weit zurückreichenden Messreihen der Langzeitversuchsfläche Haggen einen Blick darauf, wie sich die Baumbiomasse seit der Pflanzung entwickelt hat. In der 1970 aufgeforsteten Versuchsfläche Haggen wurden die Bäume in mehreren Parzellen seit Anbeginn biometrisch vermessen. Die Entwicklung der Biomasse ist in Abbildung 4 dargestellt. Es zeigt sich, dass die Gesamtbiomassen in etwa 20 Jahre nach der Pflanzung (1995) um die 100 Tonnen pro Hektar liegt und sich während weiterer ca. 20 Jahre (2024) ca. verdoppelt hat (Abb. 4d). In derselben Zeitspanne hat sich die Schaftholz-Biomasse mehr als verdreifacht, während die Ast- und Nadelbiomassen in etwa konstant geblieben sind. Für den Zeitraum von 1970 bis 1995 sind nur Höhenzuwächse verfügbar, die nahelegen, dass es ca. 10-15 Jahre dauerte, bis die gesetzten Bäume Personenhöhe erreichten, von dort an, das Höhenwachstum aber zunahm und über den weiteren Zeitraum in etwa konstant blieb.

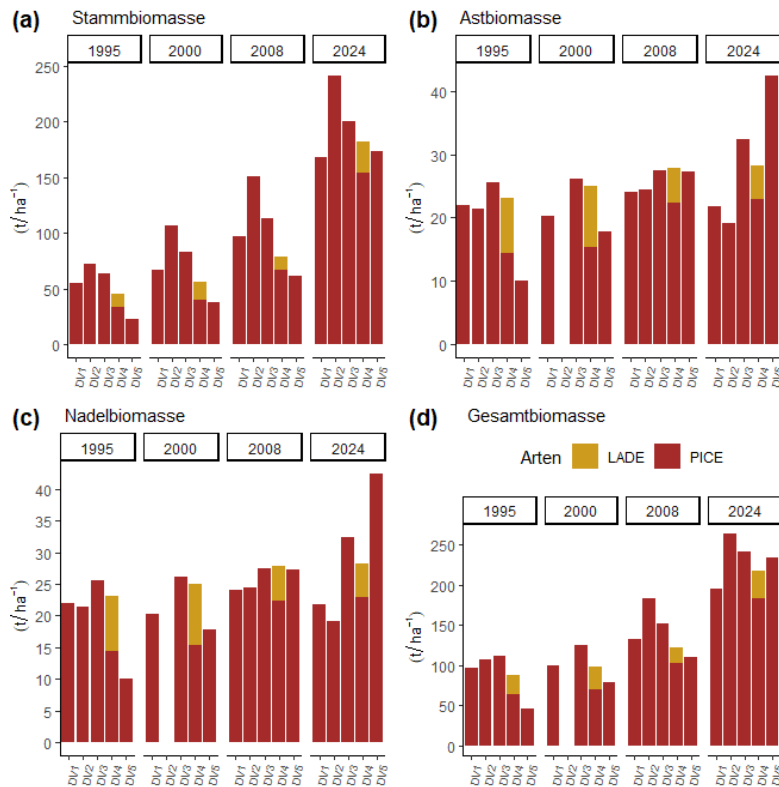


Abbildung 4: Entwicklung der Bio- masse im Stamm (a), den Ästen (b), Nadeln (c) und der ober- irdischen Gesamtbio- masse (d) in den einzelnen Parzellen (DV1 bis DV5) der Langzeitversuchsfläche Haggen von 1995 bis 2024 (LADE: *Larix decidua*, Lärche; PICE: *Pinus cembra*, Zirbe). Die Parzelle DV2 wurde nie durchforstet, während die Stammzahl in den anderen Parzellen bis zum Jahr 2024 zwei Mal reduziert wurde.

3.2 Kohlenstoff im Boden

Im Gegensatz zu den Biomassevorräten haben sich die Kohlenstoffvorräte im Boden nicht signifikant durch die Aufforstung verändert (Abb. 5). Im Mineralboden war 2024 (45-65 Jahre nach der Aufforstung der jeweiligen Standorte) kein Effekt erkennbar, nur am Versuchsstandort Haggen kam es zu einer signifikanten Abnahme des Mineralbodenkohlenstoffs im aufgeforsteten Wald (Abb. 5). Ursache waren hier die außergewöhnlich hohe Kohlenstoffgehalte im Oberboden der beweideten Vergleichsfläche, die auch einen fast doppelt so hohen Feinwurzelanteil aufwies. Pflanzen transportieren erhebliche Mengen an labilen Kohlenstoff über die Feinwurzeln in den Boden, wo er, nachdem er von Bodenmikroorganismen verarbeitet wurde, teilweise gespeichert wird. Wiesen oder Weiden weisen daher oft höhere Bodenkohlenstoffgehalte auf als Wälder. In der Aufforstungsfläche Haggen wurde ein Teil dieses hohen Kohlenstoffvorrates offensichtlich mit der Zeit abgebaut, bzw. war die Nachlieferung in den Boden durch die niedrigeren Wurzelgehalte im aufgeforsteten Wald sehr wahrscheinlich geringer.

Weiters war zu beobachten, dass sich in allen Aufforstungsflächen eine Humusauflage über dem Mineralboden bildete. Baumnadeln sind oftmals schlechter abbaubar als Blätter von krautigen Pflanzen und Zwergsträuchern, und sammeln sich in verschiedenen Zerfallszuständen an der Bodenoberfläche an. Die Humusaufgaben waren in der Aufforstungsfläche Bschlabs nur 1–3 cm dick. Auf Karbonatstandorten herrscht generell eine höhere mikrobielle Aktivität im Boden. Auch die Ergebnisse der mikrobiellen Analysen in dieser Studie zeigten doppelt so hohe mikrobielle Biomassen auf Karbonat als auf Silikat. Auffällig waren zudem die vielen Regenwürmer im Boden von Bschlabs, die die Nadelstreu aktiv in den Boden einarbeiten (Bioturbation). An den andren Aufforstungs-

Standorten waren teils bis zu >20 cm mächtige Humusschichten vorhanden, welche signifikant zum Gesamtkohlenstoffvorrat des Bodens beitrugen, was an einigen Standorten (Grappeskopf, Irschen, Sticklerhütte) sogar zu signifikant höheren Gesamt-Bodenkohlenstoffgehalten innerhalb der Aufforstungsflächen führte (Abb. 5b). Hier ist anzumerken, dass Humusaufgaben weniger stabil sind als im Mineralboden gebundener Kohlenstoff. Bei Störungen wie Windwurf, Feuer, oder Käferbefall kann der Humus schnell wieder abgebaut werden oder erodieren.

Es bestehen keine besonderen Anzeichen dafür, dass die Aufforstung die Qualität, bzw. Abbaubarkeit des organischen Kohlenstoffs im Mineralboden verändert hat. Die Analyse der molekularen Struktur des Bodenkohlenstoffs mittels Fourier-Transform-Infrarot (FTIR) Spektroskopie zeigte keine eindeutigen Veränderungen durch die Aufforstung. Während relativ klare Unterschiede in den molekülspezifischen Banden am Standort Haggen und zumindest zum Teil am Standort Irschen

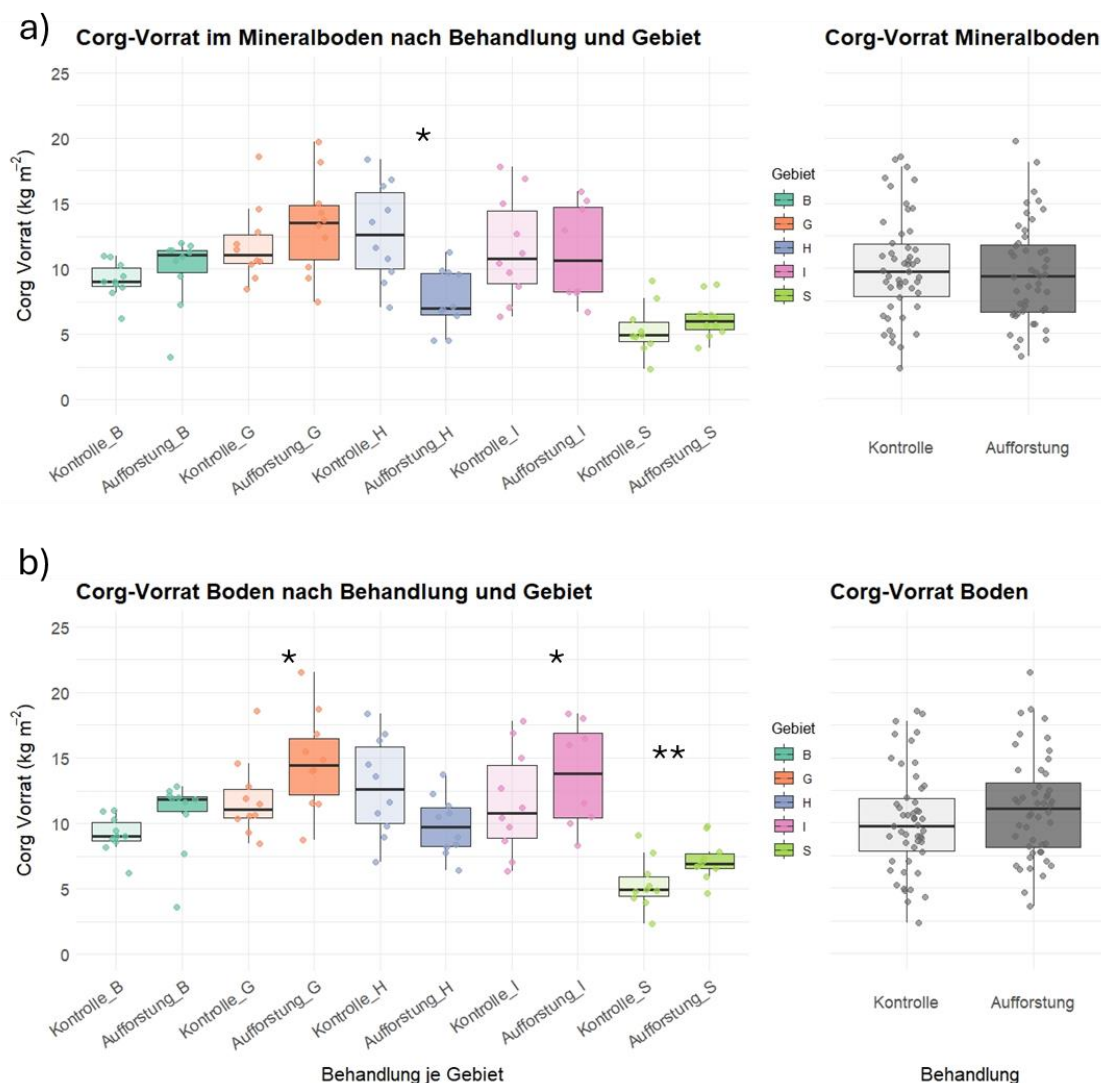


Abbildung 5: Kohlenstoffvorräte im den Mineralboden (a) und im gesamten Boden (Mineralboden + Humusaufgabe) (b). Links jeweils die Kohlenstoffvorräte in den einzelnen Untersuchungsgebieten (B: Bschalbs, G: Grappeskopf, H: Haggen, I: Irschen, S: Sticklerhütte (Median, 25 und 75 Perzentile). Rechts: Kohlenstoffvorräte in Kontroll- und Aufforstungsflächen über alle Untersuchungsgebiete hinweg. Sterne zeigen einen statistisch signifikanten Unterschied an (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$).

Aufforstung im Vergleich zu den Wiesen stark zu, wobei hier zwischen Aufforstungsflächen und Wald-Altbeständen keine Unterschiede festgestellt werden konnten.

3.4 Diversität der Gefäßpflanzen

Wird eine bisher nicht bewaldete Fläche mit Bäumen bestockt, hat dies unweigerlich Auswirkungen auf die Diversität der Bodenvegetation. In den Vegetationsaufnahmen innerhalb und außerhalb der Aufforstungsflächen wurden insgesamt mehr als 280 verschiedene Gefäßpflanzenarten erhoben, wobei sich das Gebiet Bsclabs durch eine besonders artenreiche und eigenständige Flora mit 101 Exklusivarten auszeichnete. Die gefundenen Pflanzenarten gehören 60 verschiedenen Familien an. Am häufigsten wurden Vertreter der Korbblütler (Asteraceae) mit über 45 Arten, gefolgt von den Süßgräsern (Poaceae) mit mehr als 30 Arten gefunden. Es folgen Hahnenfußgewächse (Ranunculaceae) mit 14, Orchideen (Orchidaceae) mit 13 und Ericaceae (Heidegewächse) sowie Schmetterlingsblütler (Fabaceae) mit je 12 Arten.

Ein entscheidender Parameter ist die abnehmende Lichtdurchlässigkeit durch die Kronen der heranwachsende Baumvegetation. In den untersuchten Aufforstungsflächen war der Kronenschluss innerhalb der Waldbestände hoch, wie für ca. 50-jährige Bestände, die sehr dicht gepflanzt und meist nur wenig stark durchforstet wurden, typisch. Die Deckung der Bodenvegetation war in den aufgeforsteten Beständen mit durchschnittlich ca. 30% signifikant geringer als auf den benachbarten

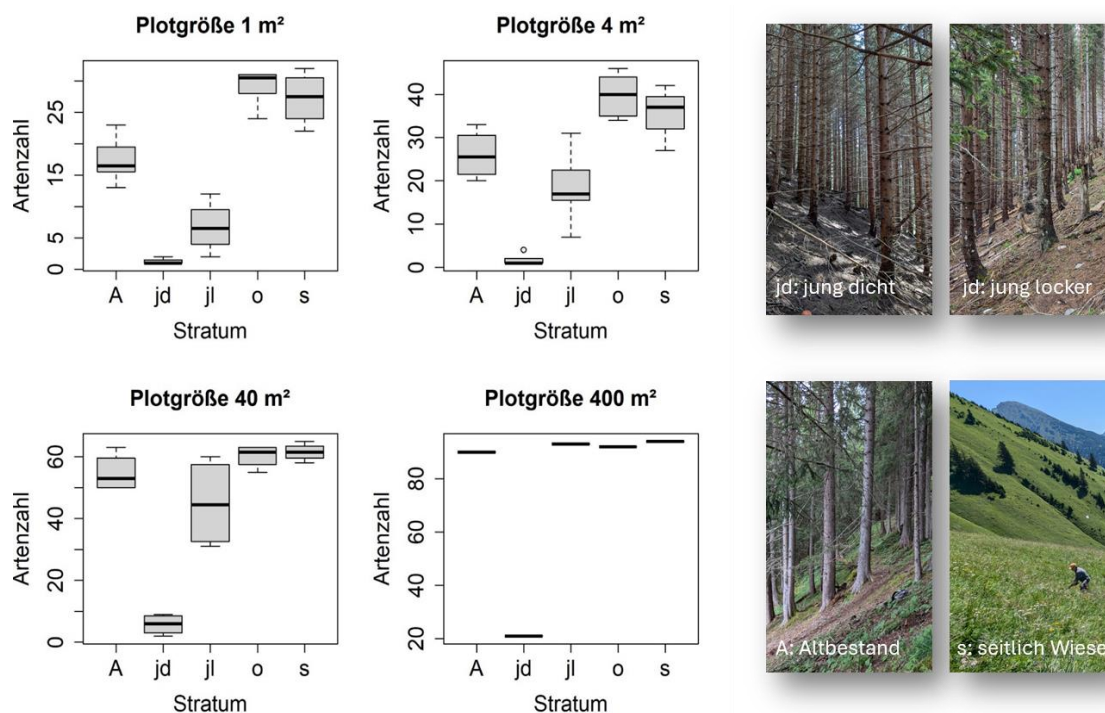


Abbildung 7: Artendichte in den Straten des Untersuchungsgebietes Bsclabs (A...Altbestand, jd...dichter Jungbestand, jl---lockerer Jungbestand vor 5 Jahren stark durchforstet, o...Freifläche oberhalb, s...Freifläche seitlich). Die Größe der Beobachtungsfläche spielt eine entscheidende Rolle. Als Beispiel dient hier die stark durchforstete Aufforstungsfläche (jl), deren vom Zufall abhängige Besiedlung von großwüchsigen Arten dazu führte, dass auf den 1 m² großen Flächen sehr geringe Artenzahlen auftraten, während auf der 400 m² großen Betrachtungsfläche vergleichbare Artenzahlen mit der seitlichen Freifläche erzielt wurden.

Freiflächen (ca. 90%). Die Deckung innerhalb der Aufforstungsflächen variierte aber erheblich, mit sehr geringen Werten in den dichten Fichtenbeständen in Bsclabs und bei der Sticklerhütte und höheren Werten in den aufgelockerten Beständen in Irschen und am Grappeskopf, sowie dem lichtdurchlässigeren Zirbenwald in Haggen.

Die Artendichte war in den Aufforstungsflächen ebenfalls signifikant geringer als außerhalb. Abbildung 7 zeigt beispielhaft die Artenzahl in den verschiedenen Behandlungen im Untersuchungsgebiet Bsclabs. Hier konnten zusätzlich zwei Durchforstungsintensitäten verglichen werden. Es zeigt sich, dass in den mehrheitlich dicht überschirmten Aufforstungsflächen nur mit geringer Artenvielfalt zu rechnen ist. Dass starke Durchforstungen bereits in wenigen Jahren eine artenreiche Krautschicht ermöglichen, wird an der kürzlich durchforsteten Aufforstungsfläche Bsclabs evident (Abb. 7). Durch die plötzliche Verfügbarkeit konkurrenzfreier Flächen, konnte sich hier in 5 Jahren sogar eine besonders diverse Artengemeinschaft etablieren. In den Altbeständen entstand durch frühere, einzelstammweise Nutzungen und/oder Absterbe-Ereignisse ein aufgelockertes Kronendach und damit durchaus artenreiche Pflanzengemeinschaften. Die Freiflächen beherbergen eine hoch deckende und zugleich artenreiche Krautschicht. Dass hier die über den Aufforstungen gelegenen Vergleichsflächen tendenziell artenärmer sind, als die Fläche „seitlich“, mag an den harschen Umweltbedingungen der waldfreien Hochlagen, die durch starke Winde, geringere Temperaturen, kürzere Vegetationszeit, andere Pedogenese u.a. geprägt sind, zurückzuführen sein.

Hinsichtlich der Pflanzengesellschaften ist die Freiflächenvegetation des Untersuchungsgebietes Grappeskopf hervorzuheben. Diese wurde als artenreiche Ausbildung eines Borstgrasrasens eingestuft und entspricht damit gem. Anhang 1 der FFH-Richtlinie dem Lebensraumtyp: 6230 Artenreiche montane Borstgrasrasen auf Silikatböden, womit es sich um einen prioritär zu schützenden Lebensraum handelt. Diese Flächen systematisch aufzuforsten wären aus Diversitätssicht problematisch. Allerdings ist anzumerken, dass die Aufforstung am Grappeskopf in „Rottenstruktur“ erfolgt, wobei hier gezielt Freiräume (ca. 30% der Gesamtfläche) zwischen den aufgeforsteten Rotten verbleiben.

Die Artenvielfalt des Waldgrenzökotons steht im Lichte des Klima- und Strukturwandels vor großen Herausforderungen. So könnte ein Nachrücken wärmebedürftigerer Arten in höhere Lagen, wozu in dieser Höhenlage auch Waldbewuchs zählt, zu einer Arealeinengung von Hochlagenarten führen. Ein ähnlicher Effekt geht von der häufig beobachteten Einstellung von Beweidung und Mahd aus - gelten extensiv betrieben doch als diversitätsfördernd - wodurch höherwüchsige Arten gefördert und die niedrigwüchsigen Spezialisten der Hochlagen verdrängt werden. Beides führt zur Einengung und Verinselung der Lebensräume für die alpine Flora.

Die durchgeführten Erhebungen bieten einen kleinen Einblick in die Muster der Artenvielfalt in der Kampfzone des Waldes. Welchen Einfluss das kleinstandörtliche Vegetationsmosaik sowohl auf der Freifläche als auch in rottenartig strukturierten Aufforstungsflächen auf die quantitative Artenvielfalt der Modellregionen besitzt muss einer allfällig weiteren Studie vorbehalten bleiben.

3.5 Diversität der Laufkäfer und Spinnen

In Summe wurden im Projekt ca. 1.400 Laufkäfer gefangen, die 35 Arten angehörten. In den Aufforstungsflächen wurden 40-409 Individuen gefangen, auf den Freiflächen zwischen 5 und 404. Es gab somit keinen klaren Trend hinsichtlich der Aktivitätsdichte der Laufkäfer innerhalb und außerhalb der Aufforstungsflächen (Abb.8). Auch die Diversitätsindizes deuten nicht auf einen Einfluss der Aufforstung hin (Abb. 8). Hinsichtlich des Artenspektrums unterschieden sich alle Standorte stark voneinander. So konnten 53 % der gefundenen Arten nur an jeweils einem der 5 Standorte nachgewiesen werden, und nur eine einzige Art (*Calathus micropterus*) wurde an jedem der 5 Standorte gefunden.

Während es einige Laufkäfer mit einer mehr oder weniger starken Habitatspräferenz gibt, handelt es sich bei den Laufkäfern, die im Projekt gefunden wurden, vorwiegend um eurytope Arten, die sowohl im Offenland als auch im Wald vorkommen. Darüber hinaus haben Laufkäfer, je nach Art, einen mehr oder weniger großen Bewegungsradius, weshalb es durchaus nicht unwahrscheinlich ist, dass sie sich zwischen den Fallen-Transekten im Wald und jenen in der benachbarten Wiese hin- und herbewegten. Die meisten Laufkäfer-Arten, die im Rahmen des Projektes gefunden wurden, gelten als ungefährdet.

Bei den Spinnen unterschieden sich die Fangzahlen. In den Aufforstungen wurden zwischen 87-262 Individuen gefangen, auf den Almwiesen hingegen waren es mit zwischen 519 und 994, im Mittel also fast doppelt so viele. Dies zeigt deutlich, dass Spinnen-Populationen, anders als jene der Laufkäfer, von Aufforstungsmaßnahmen betroffen sind. Die am häufigsten auftretende Familie bei den Erhebungen waren die Wolfsspinnen (Lycosidae), die sowohl in den Wald- als auch Almflächen auftraten. Auch Plattbauchspinnen (Gnaphosidae) waren in beiden Habitat-Typen vertreten. Besonders in den Almflächen wurden diverse Krabben-Spinnenarten (Thomisidae) gefangen, welche in den sehr dichten, lichtarmen Waldflächen fehlten. Besonders bemerkenswert ist hier der Fund der seltenen und als gefährdet eingestuften Gestreiften Krabbenspinne *Xysticus lineatus*, in der eher lichten Waldfläche am Grappeskopf in Vorarlberg.

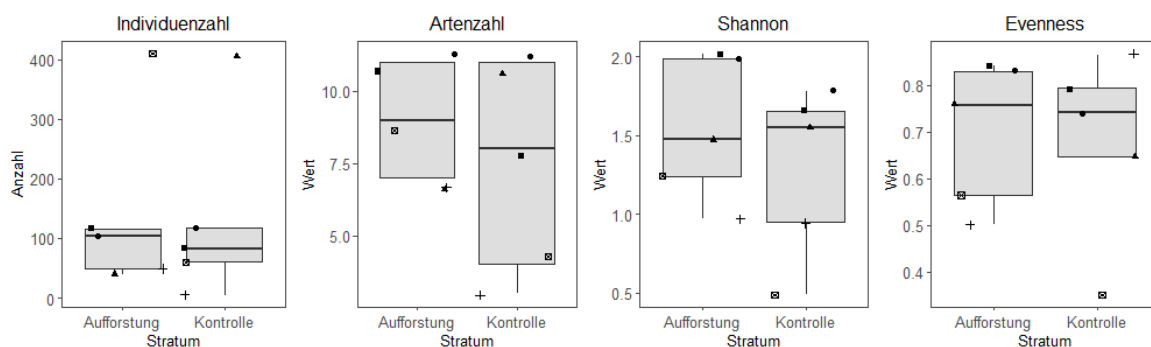


Abbildung 8: Übersicht über die Individuenzahl und die Diversitätsindizes der Laufkäfer. Keiner der Parameter zeigte signifikante Unterschiede zwischen Aufforstung und Kontrolle.

3.6 Waldgrenze und Aufforstungspotential

Die Ergebnisse der vorliegenden Waldgrenzenanalyse zeigen nur geringe Höhenverschiebungen zwischen den betrachteten Jahren 2005, 2015 und 2024. In den meisten Untersuchungsgebieten blieb die Baumgrenze weitgehend stabil, mit nur leichten, tendenziellen Anhebungen in Regionen wie Haggen und Irschen (Tabelle 3). Betrachtet man ausschließlich die Temperaturtoleranz der Baumverjüngung, dann hätte sich die Waldgrenze in den letzten 20 Jahren durch die Klimaerwärmung bereits deutlich nach oben bewegen müssen. Dass dies nicht feststellbar war, kann seine Ursache in der Landnutzung (Almwirtschaft, Schwenden) haben, andererseits gehen die Verbreitungsprozesse im Extremklima der alpinen Kampfzone generell nur äußerst langsam vor sich und hängen neben der Temperatur auch von weiteren Faktoren wie Wind, Schneeschub, etc. ab, die die Ausbreitung des Waldes nach oben verlangsamen oder überhaupt verhindern können.

Tabelle 3: Entwicklung der Waldgrenze in den 10 x10 km Kacheln rund um die Untersuchungsgebiete. Statistische Kennwerte der höchsten Waldgrenzpunkte je Untersuchungsregion und -jahr (Median, Standardabweichung, Anzahl der Punkte und p-Wert aus T-Test)

Region	Jahr	Waldgrenze (m)	STD (m)	Anzahl Punkte	P-Wert
Bschlabs	2005	2007,5	107,8	160	0,92
	2015	2013,7	109,5	159	0,93
	2024	2015,2	108,1	159	0,85
Grappeskopf	2005	1979,1	103,7	132	0,79
	2015	1982,4	101,6	130	0,70
	2024	1982,2	108,4	127	0,52
Haggen	2005	2095,1	88,2	89	0,28
	2015	2118,5	87,1	88	0,42
	2024	2123,8	89,1	92	0,06
Irschen	2005	1968,3	100,8	68	0,22
	2015	1987,1	104,0	71	0,62
	2024	1991,2	95,2	72	0,07
Sticklerhütte	2005	2032,7	73,0	263	0,86
	2015	2032,7	72,9	265	0,77
	2024	2033,5	72,8	272	0,91

Das Aufforstungspotenzial wurde anhand der topographischen Ähnlichkeit zu den bereits aufgeforsteten Flächen errechnet. Zusätzlich wurden die aus den Invekos Daten die Almflächen berücksichtigt und eine Überschneidung dieser mit der Fläche des Aufforstungspotenzials in Hochlagen angegeben. Die bestehende Waldfläche wurde als Potenzialfläche ausgeschlossen. Die Flächenanteile mit Aufforstungspotential und deren Überschneidung mit Almflächen (innerhalb der 10 x 10 km Kachel) wird in Tabelle 4 dargestellt. Die errechneten Potentiale variieren je nach Region stark in ihrer Fläche aber auch in der Landnutzung (% Anteil Almfläche). Es ist festzuhalten, dass die Aufforstungspotentiale mit einem relativ einfachen Algorithmus berechnet wurden, der ausschließlich auf Flächen-Ähnlichkeiten zu bestehenden Wäldern beruht. Eine detaillierte Evaluierung der Flächen mit Aufforstungspotenzial bedürfte genauerer Modellierungen unter Einbeziehung von weiteren topographischen Parametern wie der Lage von Lawenbahnen, Bodenbeschaffenheiten, etc.

Tabelle 4: Aufforstungspotenzial für das unmittelbare Umfeld der Untersuchungsgebiete (5km Umkreis; 10 x 10 km Kachel = 10.000 ha).

Region	Aufforstungspotenzial [ha]	Davon auf Almflächen [%]
Bschlabs	75	14
Grabbeskopf	257	47
Haggen	61	95
Irschen	195	95
Sticklerhütte	222	61

4. Forschungsbedarf

Das Projekt BERGAUF hat in seiner kurzen Laufzeit grundlegende Einblicke in die verschiedenen Ökosystemleistungen von Hochlagenaufforstungen gegeben, welche im alpinen Flächenmanagement von hoher praktischer Relevanz sind. Es konnte gezeigt werden, dass in den 50-70 Jahren nach Aufforstung im Schnitt um die 400 Tonnen CO₂ pro Hektar in den neu entstandenen Waldökosystemen gebunden wurden. Zum Untersuchungszeitpunkt war die Diversität der Bodenvegetation in den dichten Waldbeständen verringert, während die untersuchten Arthropoden- (Laufkäfer und Spinnen) Gemeinschaften und Bodenmikroorganismen nicht gelitten haben. BERGAUF liefert ein solides Datenfundament für weiterführende Forschung an der Waldgrenze.

Weitere wissenschaftliche und praktische Fragestellungen im Themenkomplex Landschaftsmanagement – Biodiversität - Waldgrenze:

- Das Projekt BERGAUF hat den Charakter einer Momentaufnahme, die zeitliche Dynamik von Kohlenstoffspeicherung und Biodiversitätsentwicklung nach Aufforstung bleibt weitgehend offen. Die Etablierung von Waldflächen oberhalb der natürlichen Waldgrenze verändert lokale Temperatur-, Feuchte- und Strahlungsverhältnisse signifikant. Weitere Forschung ist erforderlich, um diese mikroklimatischen Veränderungen zu quantifizieren und deren Auswirkungen auf Bodenentwicklung, Artenzusammensetzung sowie biotische Interaktionen im Detail zu verstehen.
- Die Untersuchung der zeitlichen Verzögerung (time-lag) ökologischer Prozesse in restaurierten alpinen Ökosystemen ist zentral, um realistische Zielwerte für Aufforstung und Biodiversitätsziele zu definieren. Dazu gehört auch die Evaluierung von assisted migration Strategien für Baum- und Nichtbaumarten sowohl oberhalb als auch unterhalb der heutigen Waldgrenze, um deren Potenzial zur Erhöhung des naturschutzfachlichen Wertes zu identifizieren.
- Zur besseren Bewertung der funktionellen Veränderungen durch Aufforstung sind umfassendere Studien zu trophischen Beziehungen (z. B. durch Food-Web-Analysen) notwendig. Diese sollten neben Mikroorganismen und Pflanzen auch höher trophische Ebenen (z. B. Insekten, Vögel) umfassen, um Auswirkungen auf Ökosystemleistungen wie Bestäubung, Nährstoffkreisläufe oder Erosionsschutz zu erfassen. Der Einsatz von Umwelt-DNA (eDNA) und metagenomischen Analysen hat sich hier als äußerst vielversprechend erwiesen.

- Die Biodiversitätserhebungen im Projekt BERGAUF beschränkten sich auf einer lokalen Skala im Nahgebiet in- und rund um die fünf Aufforstungen. Eine großräumigeren Betrachtung des Landschaftsmosaiks entlang der Waldgrenze würde die Diversitätsfolgen besser skalieren.
- Auch die Lage der Waldgrenze könnte auf einer größeren Skala analysiert werden. Es ist unklar ob, und wie schnell sich die Waldgrenze durch den Klimawandel nach oben bewegt. Gleichzeitig könnte die Identifikation von potenziellen zukünftigen Bewaldungsflächen unter Zuhilfenahme von Klima- und Naturgefahrenmodellierungen vorangetrieben (z.B. auf Bundesländer-Eben) werden.
- Die Kosten aktiver Aufforstungs- und Pflegeeingriffe sind erheblich, aber nur rudimentär dokumentiert und quantifiziert. Eine betriebswirtschaftliche Kalkulation würde die Kosten den zu erwartenden Einnahmen (z.B. durch CO₂ Zertifikate) gegenüberstellen und so Entscheidungshilfen liefern; unter Berücksichtigung aller Biodiversitätsfolgen.
- Der überwiegende Teil der bestehenden Hochlagenaufforstungen dient dem Schutz von Naturgefahren (Lawine, Hochwasser, etc.). Die aktuelle Schutzwirkung dieser Waldbestände ist nur schlecht dokumentiert, bzw. untersucht. Eine Evaluierung der Schutzfunktion und Schutzwirkung könnte wichtige Informationen für das Naturgefahrenrisikomanagement liefern.

LANGFASSUNG

AP 1: PROJEKTMANAGEMENT UND KOMMUNIKATION

Eine zentrale organisatorische Aufgabe war die Lokalisierung der fünf Modellregionen, Kontakt mit Grundeigentümern, Einholen diverser Bewilligungen. Die einzelnen Modellregionen wurden nach den folgenden Kriterien ausgewählt: (i) dokumentierte Aufforstung an der Baumgrenze aus den 1960er bis spätestens frühen 1980er Jahren, (ii) unbewaldete Kontrollfläche in unmittelbarer Nähe, (iii) Erreichbarkeit und Einverständnis der Eigentümer gegeben, (iv) Flächen auf verschiedene Bundesländer aufgeteilt, mindestens eine Fläche in Tirol und Kärnten (Vorgabe des Fördergebers). Folgende Modellregionen bzw. Versuchsflächen wurden festgelegt:

1. **Haggen**/Tirol.
2. **Bschlabs**/Tirol
3. **Irschen**/Kärnten
4. **Sticklerhütter** Muhr/Salzburg
5. **Grappeskopf** Gortipohl/Vorarlberg

Die Auswahl der Flächen erfolgte in Abstimmung und mit dankenswerter Unterstützung der jeweiligen Grundeigentümer und Gebietsbauleitungen der Wildbach und Lawinenverbauung. Alle zu untersuchenden Aufforstungen wurden einst entweder zum Zweck des Schutzes vor Lawinen oder zur Hangstabilisierung bzw. Abflussregulierung angelegt.

Wie vom Fördergeber angeregt wurde eine **Steuerungsgruppe** eingerichtet, welche den Projektfortschritt überwacht und unterstützend in die Projektgestaltung eingreift. Mitglieder der Steuerungsgruppe waren:

- DI Josef Fuchs, Landesforstdirektor von Tirol
- DI Georg Kanz, BMK – Abteilung V/10
- DI Magdalena Sumereder MA, BML Sektion III - Forstwirtschaft und Nachhaltigkeit

Die Steuerungsgruppe trat zum ersten Mal am 08.04.20024 zusammen, mit dem Zweck sich einen Überblick über die geplanten Arbeiten zu machen und bei der Auswahl der Versuchsflächen unterstützend einzugreifen. Ein weiteres Treffen der Steuerungsgruppe fand am 28.11.2024 statt. In diesem Meeting wurde über die Felddaufnahmen berichtet und die weitere Auswertung der gewonnenen Daten abgestimmt. Die letzte Sitzung der Steuerungsgruppe fand am 19.05.2025 statt. Es wurden die Projektergebnisse präsentiert und weitere Schritte zur Verbreitung bzw. Veröffentlichung derselben koordiniert.

Kommunikation und Dissemination: Grundlegende Angaben zu den Projektzielen und geplanten Arbeiten sind auf der BFW-Homepage veröffentlicht worden:

https://bfw.ac.at/rz/pip.startseite?pid=23500&status=2&jahr=%&suchstring_i=&suchstring=bergauf&acid=&peid= . Die erste Zwischenabrechnung erfolgt parallel zur Zwischenberichtslegung mit dem Rechnungsdatum 30.09.2024. Erste Ergebnisse des Forschungsprojektes wurden an folgenden Veranstaltungen präsentiert:

- TAGE DER BIODIVERSITÄT 2025, BOKU-Universität Wien 25. bis 28.2.2025; Beitrag: Kohlenstoffsенke versus Artenvielfalt – eine Fallstudie zu Arthropoden und Gefäßpflanzen in Hochlagenaufforstungen (Veronika Neidl, Vortrag)
- Forest Ecology Spring Symposium, BOKU-Universität Wien 14.3.2025; Beiträge: Effects of high altitude afforestation on soil and ecosystem carbon (Andreas Schindlbacher, Vortrag); Effects of high altitude afforestation on soil microorganisms (Katharina Keiblinger, Vortrag)

- General assembly of the European Geoscience Union 2025 (EGU 2025), Wien, 27.04.2025 - 02.05.2025. Beitrag: High-Altitude Afforestation in the Austrian Alps: Effects on Soil Organic Carbon and Microbial Communities (Erich Inselsbacher, Poster)
- BFW-Instituttag, Wien, 06.05.2025, Beitrag: Präsentation der BERGAUF Ergebnisse. (Andreas Schindlbacher, Vortrag)

AP 2: DIVERSITÄT DER VEGETATION

Einleitung

Gefäßpflanzen gehören zu einer jener Organismengruppen, die relativ stark mit der Gesamtdiversität von terrestrischen Lebensräumen korreliert (Obrist & Duelli 1998). Sie sind nur von geringen saisonalen und kaum witterungsbedingten Populationsschwankungen betroffen und eignen sich daher gut für Monitoring-Zwecke. Der Erhebungsaufwand zur Bestimmung der Pflanzenartenvielfalt ist zudem vergleichsweise gering.

Anders als die Baumschicht, unterliegt die Artenzusammensetzung der Krautschicht im Wald kaum gezielter anthropogener Veränderung. Solche passieren viel mehr indirekt über Veränderungen der Standortsfaktoren wie beispielsweise Lichtverhältnisse als Folge forstlicher Nutzungen. Im Grünland der subalpinen Stufe erfolgt direkte Einflussnahme auf die Artenzusammensetzung in Form von Schwenden der Almen oder der manuellen Bekämpfung einiger weniger Weideunkräuter. Eine Modifizierung der Artengemeinschaften erfolgt auch hier vorwiegend indirekt, beispielsweise über die Art der Weidetiere und die Intensität der Beweidung. Die vorgefundene Artenzusammensetzung ist somit das Resultat der verschiedenen einwirkenden Umweltbedingungen und der interspezifischen Konkurrenz. Die Bodenvegetation steht damit in gewissem Maße im Gleichgewicht mit den herrschenden Standortbedingungen. Durch das teils hohe Alter auch von Vertretern der Krautschicht von mehreren Jahrzehnten (Schweingruber & Poschlod 2005), ist damit auch zeitliche Komponente zu berücksichtigen.

Methodik

Die Vielfalt der Gefäßpflanzen (Pflanzenarten unter Ausschluss der Algen und Moose) war planmäßig an 4 Stellen je Untersuchungsgebiet zu erheben und zwar

1. innerhalb einer Hochlagenaufforstung „**Jungbestand**“(J) (im Bereich der Arthropoden-Fallenstandorte)
2. auf der Freifläche in nächster Nähe der Aufforstung „**frei-seitlich**“(s) (im Bereich der Arthropoden-Fallenstandorte)
3. auf der Freifläche oberhalb der Aufforstung „**frei-oben**“(o)
4. innerhalb eines standörtlich vergleichbaren Altbestandes „**Altbestand**“(A)

siehe Probeflächenanordnung am Beispiel Grappeskopf (Abb. 1).

Die Auswahl der Probeflächen zu Punkt 1 und 2 erfolgte in Abstimmung mit Veronika Neidel, um die Interpretationsmöglichkeiten bei der Arthropoden-Auswertung zu erweitern. Dabei wurde auf mehrere Kriterien Rücksicht genommen, wie vergleichbare, homogene Standortbedingungen, gleichmäßige Überschildung, geringer Beweidungsdruck und Zugänglichkeit.

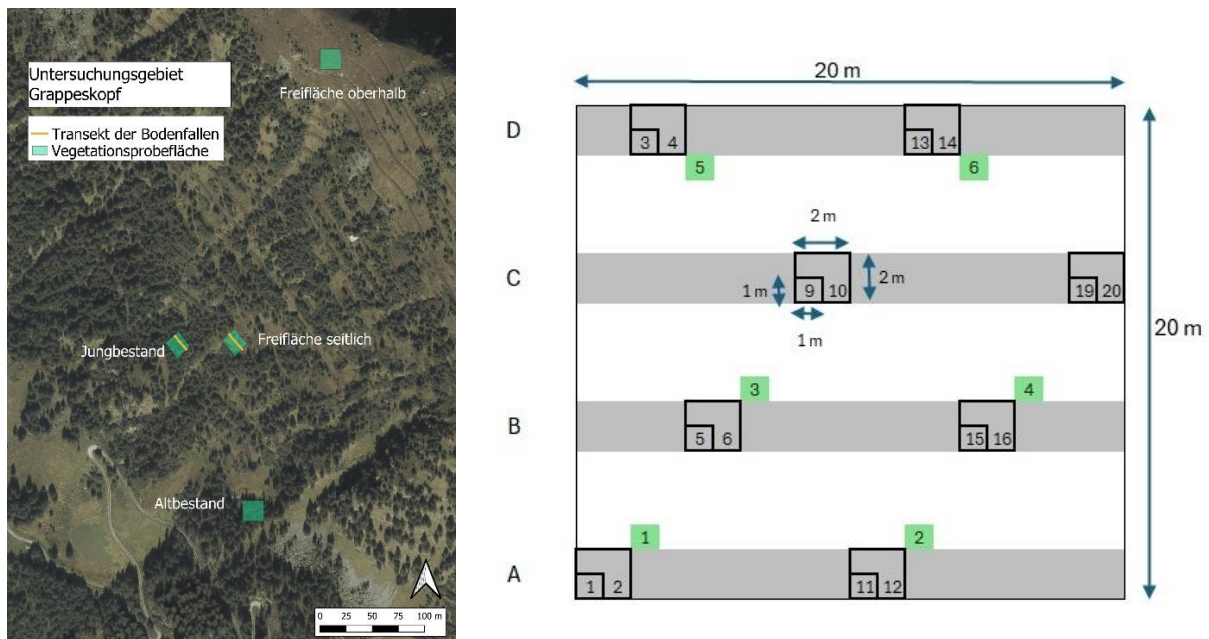


Abbildung 1: (links) Lage der Vegetations-probeflächen (grün) und Fallentransekten (gelb) am Beispiel des Untersuchungsgebietes Grappeskopf. (rechts) Geschachteltes Erhebungs-design zur Aufnahme der Gefäßpflanzen-vielfalt. Gesamtprobefläche 20 x 20 m mit 4 Subplots (A, B, C, D) á 2 x 20 m, 8 Subplots (Nr.: 2, 4, 6, 10, 12, 14, 16, 20) á 2 x 2 m und 8 Subplots (1, 3, 5, 9, 11, 13, 15, 19) á 1 x 1 m. Messstellen zur Vegetationshöhe 1-6 sind grün hervorgehoben.

Für die Auswahl der Freifläche oberhalb (ad. 3) und den Altbestand (ad. 4) wurde versucht ähnlich geneigte und exponierte, sowie möglichst homogene Flächen zu finden. Abhängig von den räumlichen Gegebenheiten bzw. der Verfügbarkeit von Altbeständen befinden sich diese Probeflächen allerdings teils mehrere 100 m von den Probeflächen der Jungbestände entfernt. Für das Projekt wurden geschlossene Jungbestände gesucht.

Um unterschiedliche Maßstabsebenen abzudecken und die Variabilität der Vegetation und Varianz der Artenzahlen bestmöglich abzudecken, wurde ein geschachteltes Erhebungsdesign entworfen. Die im Projektantrag angegebenen 400 m²-Probeflächen wurden daher in Subplots unterschiedlicher Größe unterteilt: 8 Probeflächen á 1 m² und 4 m², sowie 4 Probestreifen á 40 m² (siehe Abb. 1). Die Abgrenzung der einzelnen Flächen erfolgte mittels Schnüren, 2 m-Stäben und eines Zollstabes (siehe Abb. 2).

Die Vegetationserhebung basiert auf folgenden Erhebungen:

- Gesamtdeckung der Kraut- und Moosschicht (inkl. Flechten) auf sämtlichen Probeflächen
- Presence/Absence-Erhebung der Gefäßpflanzenarten auf sämtlichen Probeflächen
- Schätzung der Artdeckung in Prozent auf der 400 m²-Probefläche

Als Grundlage für die Bestimmung wurde die Exkursionsflora von Österreich, Liechtenstein u. Südtirol (Fischer & al. 2008), sowie die Flora-Vegetativa (Eggenberg & Möhl 2009) herangezogen. Die Taxonomie wurde der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs (Schratt-Ehrendorfer & al.

2022) angepasst. Nicht immer war es möglich Pflanzenindividuen auf Artniveau zu bestimmen. In diesen Fällen erfolgte die Ansprache nur bis zum Aggregat oder der Gattung. Sämtliche Erhebungen erfolgten durch Herfried Steiner. Eine Liste aller erhobenen Gefäßpflanzenarten befindet sich im Annex (Anhang 1).

Weitere erhobene Parameter waren:

- Vegetationshöhe an 6 Stellen innerhalb der 400 m²-Probefläche
- Exposition (Gon)
- Neigung (%)
- Schlussgrad der Baumschicht
- Bodenbedeckung in % nach Fels, Schutt, Totholz/Lebendholz, Streu sowie offenem Boden.

Die Vegetationsaufnahmen erfolgten zu folgenden Zeiten:

Grappeskopf	8.7.-10.7.2024
Haggen	10.7.-12.7.2024 und 24.10.2024
Bschlabs	29.7.-2.8.2024
Irschen	28.8.-30.8.2024
Sticklerhütte	2.9.-4.9.2024



Abbildung 2: (links) Ausrüstung für die vegetationskundliche Bearbeitung: 4 x 20 m Schnur mit div. Längenmarkierungen, 2 x 2 m Stäbe, 1 Zollstab, Erdanker zum Verankern der Schnur an den Probeflächen-Eckpunkten, Pflanzenstecher, Bussole, Neigungsmesser, Baumhöhenmesser Vertex III mit Transponder, GPS, Schreibunterlage, Formulare, Kugelschreiber. (rechts) Abgrenzung eines Probestreifens 2 x 20 m, eines 4 m² Subplots sowie eines 1 m²-Subplots (Haggen).

Tabelle 1: Standortsangaben zu den 400 m²-Probeflächen. UG=Untersuchungsgebiete, STRAT= Stratum (A: Altbestand, J: Jungbestand, s: frei-seitlich, o: frei-oberhalb, jd: dichter Jungbestand, jl: lockerer Jungbestand) Flächen mit Fallentransekten sind mit * gekennzeichnet. EXPO: Exposition, NEIG: Neigung, SH: Seehöhe, KS: Krautschicht, MS: Moosschicht, F: Flechtenbewuchs, Fels: bloßer Fels, Schutt: freiliegende Steine, TH/LH: Totholz und Lebendholz, off. Bod: freiliegender Boden, Streu: unzersetztes, abgestorbenes Pflanzenmaterial.

						Deckung Vegetation (%)			Bodenbedeckung (%)					
	UG	STRAT	EXPO (Gon)	NEIG (%)	SH (m)	KS	MS	F	Fels	Schutt	TH/LH	off. Bod	Streu	Σ
Bschrabs	B	A	210	72	1550	40	40	0	0	3	3	50	44	100
	B	jd	176	54	1715	1	2	0	0	1	15	19	65	100
	B	jl*	190	60	1700	10	2	0	0	2	4	30	64	100
	B	o	155	65	1820	98	1	0	0	1	0	19	80	100
	B	s*	165	61	1700	97	1	0	0	1	0	9	90	100
Grappeskopf	G	A	257	65	1810	17	75	1	10	5	2	70	13	100
	G	J*	255	68	1855	25	30	1	1	0	1	34	64	100
	G	o	207	62	2080	75	1	1	1	0	0	3	96	100
	G	s*	256	72	1880	90	1	0	0	0	0	2	98	100
Haggen	H	A	227	86	1710	10	15	1	2	2	2	10	84	100
	H	J*	213	61	1920	45	1	1	1	0	1	2	96	100
	H	s	275	66	1810	90	8	9	1	0	0	1	98	100
	H	o*	220	50	1985	75	2	5	1	0	0	1	98	100
Irschen	I	A	205	68	1800	10	16	1	1	3	3	25	68	100
	I	J*	225	47	1885	60	10	1	0	0	1	15	84	100
	I	o	174	57	2105	75	1	3	12	3	0	8	77	100
	I	s*	155	42	1890	77	1	1	15	1	0	4	80	100
Sticklerhütte	S	A	274	75	1770	75	3	1	0	2	2	6	90	100
	S	J*	193	48	1830	1	2	0	1	1	10	10	78	100
	S	o	198	56	2050	90	3	1	0	0	0	5	95	100
	S	s	149	52	1830	80	10	1	0	1	0	3	96	100

Witterungsbedingt und aus organisatorischen Gründen konnte die Erhebung der seitlichen Freifläche in Haggen erst im Oktober durchgeführt werden. Im Untersuchungsgebiet Bschrabs konnte eine zweite Erhebungsfläche im Aufforstungsbestand (im Bereich einer vor 5 Jahren durchgeführten Durchforstung) aufgenommen werden. Insgesamt wurden somit 21 Probeflächencluster erhoben.

Schnittstelle Arthropodenuntersuchungen (AP3)

Die Fallentransekte lagen je Untersuchungsgebiet grundsätzlich im Bereich der *Jungbestand*-Probeflächen und *frei-seitlich*-Probeflächen (Abb. 1). Ausnahmen sind Haggen, wo sich der Transekt der Freifläche in der Probefläche „frei-oben“ befindet und Sticklerhütte, wo sich der Fallentransekt der Freifläche nicht mit einer Vegetationsprobefläche überschneidet.

Ergebnisse

Standort, Vegetationsdeckung und Vegetationshöhe

Der Wuchsgebietsgliederung nach Kilian & al. 1993 folgend, befinden sich die Untersuchungsgebiete in den Wuchsgebieten Nördliche Zwischenalpen-Westteil (Grappeskopf, Bschlabs), Südliche Zwischenalpen (Irschen), Subkontinentale Innenalpen-Westteil (Haggen) und Subkontinentale Innenalpen-Ostteil (Sticklerhütte).

Die Probeflächen selbst liegen in Seehöhen zwischen 1550 und 2100 m im Bereich potenziell walddauglicher Standorte bzw. dessen Kampfzone in der hochmontanen bis hochsubalpinen Höhenstufe. Bei südöstlicher bis westlicher Exposition und Neigungen von 47-86% (siehe Tab. 1) handelt es sich um für diesen Höhengürtel thermisch begünstigte Standorte. Bodenkundliche Informationen sind anderen Arbeitspaketen zu entnehmen.

Hinsichtlich der Deckung der Krautschicht bestehen zwischen den Bestandes- und Freiflächen-Straten signifikante Unterschiede. So zeigt die Krautschicht in den von Bäumen überschirmten Flächen der Alt- und Jungbestände eine große Spreitung (Tab. 1). Auf den 400 m²-Probeflächen variieren die Werte zwischen 10 und 75% in den Altbeständen und 1-60% in den Jungbeständen. Die Mittelwerte liegen bei 26 bzw. 30%. Auf den Freiflächen fällt die Amplitude bei insgesamt sehr hohen Werten vergleichsweise gering aus. Sie liegen im Mittel bei 82 bei den oberhalb und 87% bei den seitlich gelegenen Flächen (s. Tab. 1, Abb. 3). Diese Heterogenität in der Deckung setzt sich auch auf niedrigerer Maßstabsebene fort, dargestellt an den 4 m²-Teilflächen (Abb. 4).

Die Moosdeckung stellt sich grundsätzlich anderes dar. Hier finden sich die höchsten Deckungswerte mit bis zu 75% in den Altbeständen. Der Mittelwert liegt hier bei 30%, während er bei Jungbeständen bei 8% und bei den Flächen oberhalb und seitlich nur bei 2 bzw. 4% liegt (Abb. 5).

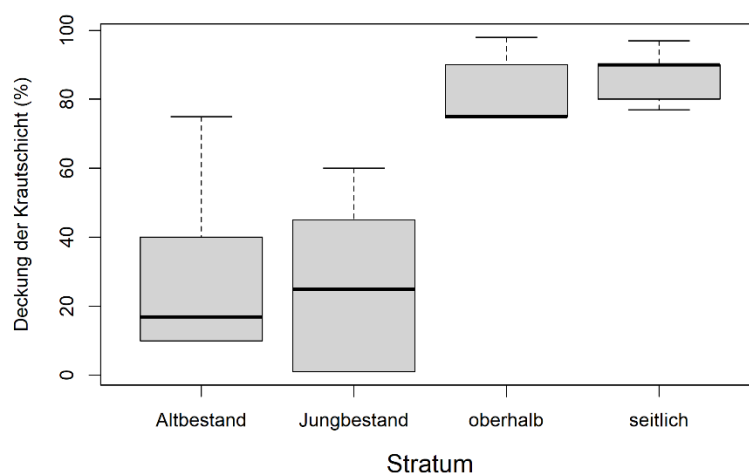


Abbildung 3: Krautschichtdeckung der 400 m²-Probeflächen in den vier Straten der fünf Untersuchungsgebiete. Box-Whisker-Plot: schwarze Linie kennzeichnet den Median, grauer Kasten das 50%-Quantil und punktierte Ausleger die Mini- bzw. Maximalwerte.

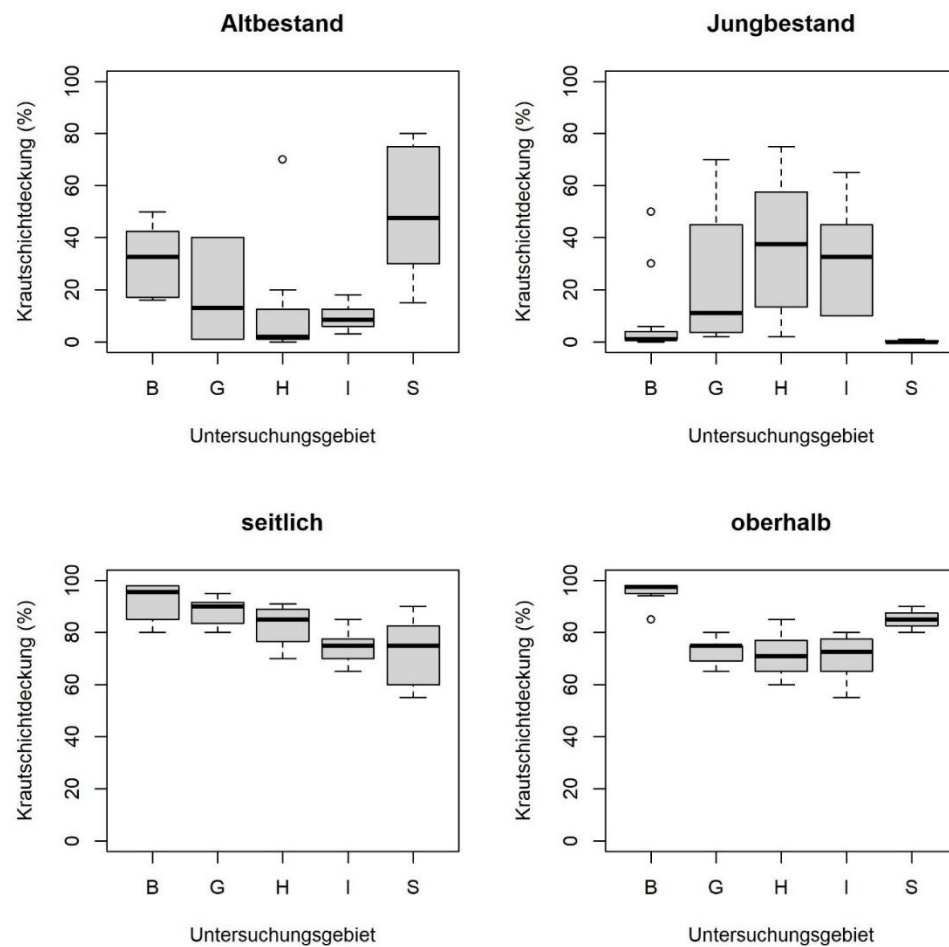


Abbildung 4: Deckung der Krautschicht auf den 4 m² Teilflächen in den Untersuchungsgebieten (B: Bsclabs -inkl. dichter und locker überschirmter Probefläche, G: Grappeskopf, H: Haggen, I: Irschen und S: Sticklerhütte).

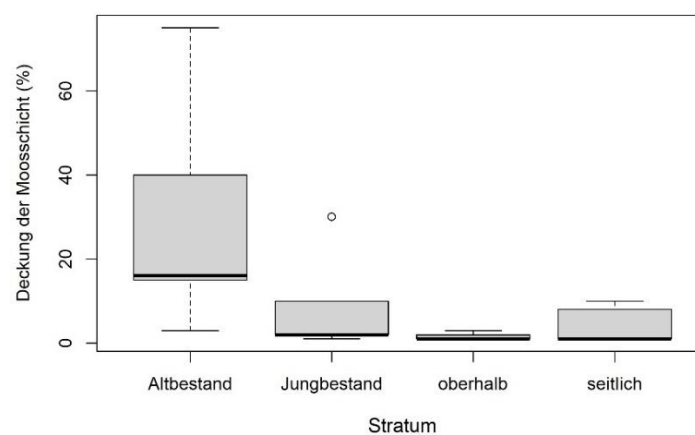


Abbildung 5: Moosschichtdeckung in den vier Straten der fünf Untersuchungsgebiete (Datenbasis 400 m²-Flächen).

Die Wuchshöhen variieren aufgrund des Probeflächendesigns erwartungsgemäß stark zwischen den Beständen (Tab. 2, Abb. 8). Während Altbestände im Mittel Höhen von 19-29 m erreichten, sind die Jungbestände derzeit zwischen 8 und 19 m hoch. Auch auf den Freiflächen sind Unterschiede in den Wuchshöhen der Krautschicht festzustellen. So erreichen die seitlich gelegenen Probeflächen stets etwas größere Wuchshöhen, als die höher gelegenen Freiflächen oberhalb der Jungbestände (Tab. 2, Abb. 6).

Historische Beweidung ist für sämtliche Untersuchungsflächen anzunehmen. Offensichtlich aktuell beweidet werden die Freiflächen der Untersuchungsgebiete Irschen, Sticklerhütte und Haggen, wobei das im Gebiet Irschen relativ intensiv erfolgt.

Tabelle 2: Standortsangaben zu den 400 m²-Probeflächen. UG=Untersuchungsgebiete, STRAT= Stratum (A: Altbestand, J: Jungbestand, s: frei-seitlich, o: frei-oberhalb, jd: dichter Jungbestand, jl: lockerer Jungbestand) Flächen mit Fallentransekten sind mit * gekennzeichnet. Wuchshöhe: gemessen an 6 Bereichen innerhalb der Probeflächen, Datum: Zeitpunkt der floristischen Erhebung.

	UG	STRAT	Schlussgrad	Wuchshöhe (m)						Datum
				1	2	3	4	5	6	
Bsclabs	B	A	licht	36.00	25.20	28.60	27.40	27.20	30.60	01.08.2024
	B	jd	gedrängt	siehe WZP						01.08.2024
	B	jl*	räumdig	19.80	19.40	20.60	19.00	20.80	19.40	31.07.2024
	B	o		0.20	0.35	0.25	0.30	0.20	0.35	30.07.2024
	B	s*		0.50	0.30	0.50	0.30	0.35	0.30	31.07.2024
Grappeskopf	G	A	licht	22.50	21.40	17.30	17.30	19.20	16.90	10.07.2024
	G	J*	geklumpt	6.80	7.50	8.30	8.40	9.30	9.40	09.07.2024
	G	o		0.15	0.20	0.15	0.20	0.15	0.15	08.07.2024
	G	s*		0.25	0.35	0.30	0.35	0.30	0.35	09.07.2024
Haggen	H	A	räumdig	26.50	28.70	31.90	26.70	29.70	29.40	11.07.2024
	H	J*	locker	10.70	9.20	10.10	7.90	10.10	11.70	11.07.2024
	H	s		0.15	0.20	0.20	0.20	0.25	0.25	24.10.2024
	H	o*		0.20	0.15	0.17	0.15	0.20	0.20	11.07.2024
Irschen	I	A	locker	17.20	23.40	24.60	23.40	20.00	25.00	29.08.2024
	I	J*	räumdig	17.60	15.80	14.00	15.60	12.80	13.20	28.08.2024
	I	o		0.20	0.15	0.15	0.20	0.20	0.15	29.08.2024
	I	s*		0.20	0.30	0.20	0.50	0.30	0.30	28.08.2024
Sticklerhütte	S	A	räumdig	20.80	10.80	18.40	26.00	17.60	19.00	04.09.2024
	S	J*	locker	12.50	12.30	13.20	15.70	11.90	13.40	03.09.2024
	S	o		0.60	0.50	0.40	0.60	0.40	0.50	03.09.2024
	S	s		0.75	0.30	0.90	0.70	0.60	0.70	02.09.2024

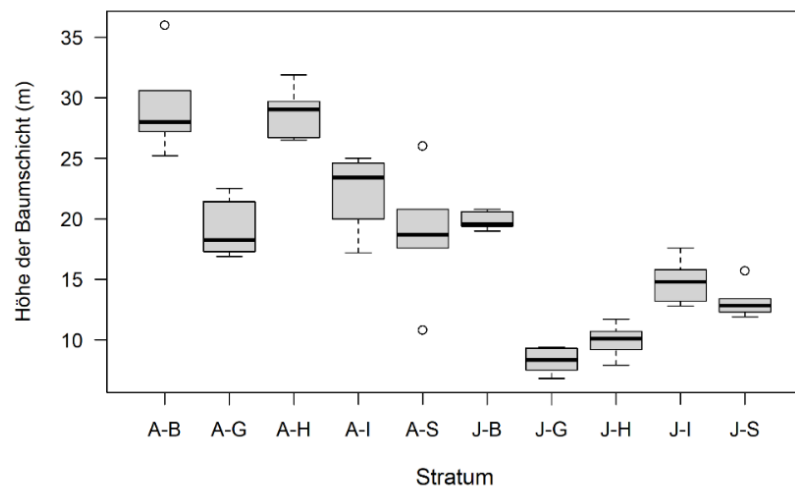


Abbildung 6: Bestandeshöhe in Meter auf den Probeflächen der Alt- (A) und Jungbestände (J) der fünf Untersuchungsgebiete (B: Bsclabs, G: Grappeskopf, H: Haggen, I: Irschen und S:Sticklerhütte).

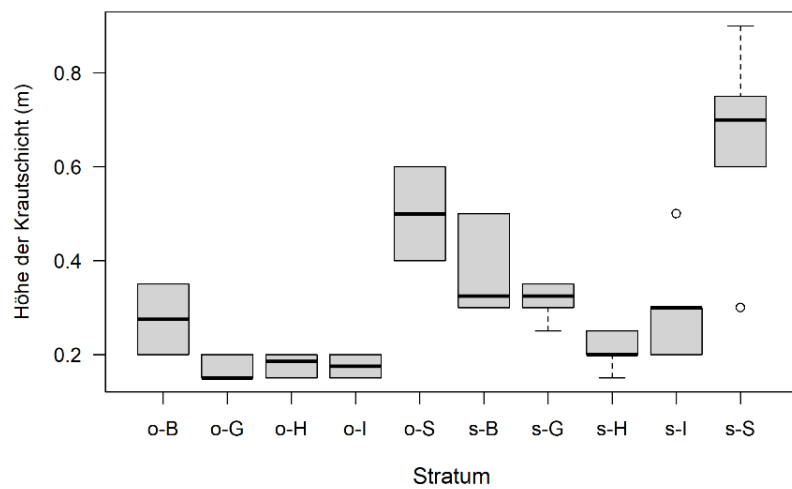


Abbildung7: Vegetationshöhe in Meter auf den Probeflächen der Freiflächen „oberhalb“ (o) und „seitlich“ (s) der fünf Untersuchungsgebiete (: Bsclabs, G: Grappeskopf, H: Haggen, I: Irschen und S:Sticklerhütte)

Alpha Diversität:

Als Alpha-Diversität wird die Anzahl an Arten innerhalb eines Lebensraumes verstanden (Härdtle 2024). In dieser Maßstabsebene werden nicht so hohe Artenzahlen erreicht, wie dies bei Einbeziehung mehrerer Lebensräume der Fall ist.

Im Untersuchungsgebiet Bschlabs sind durch die zusätzliche Aufnahme eines weiteren erst vor 5 Jahren durchforsteten Jungbestandes 5 Straten verfügbar.

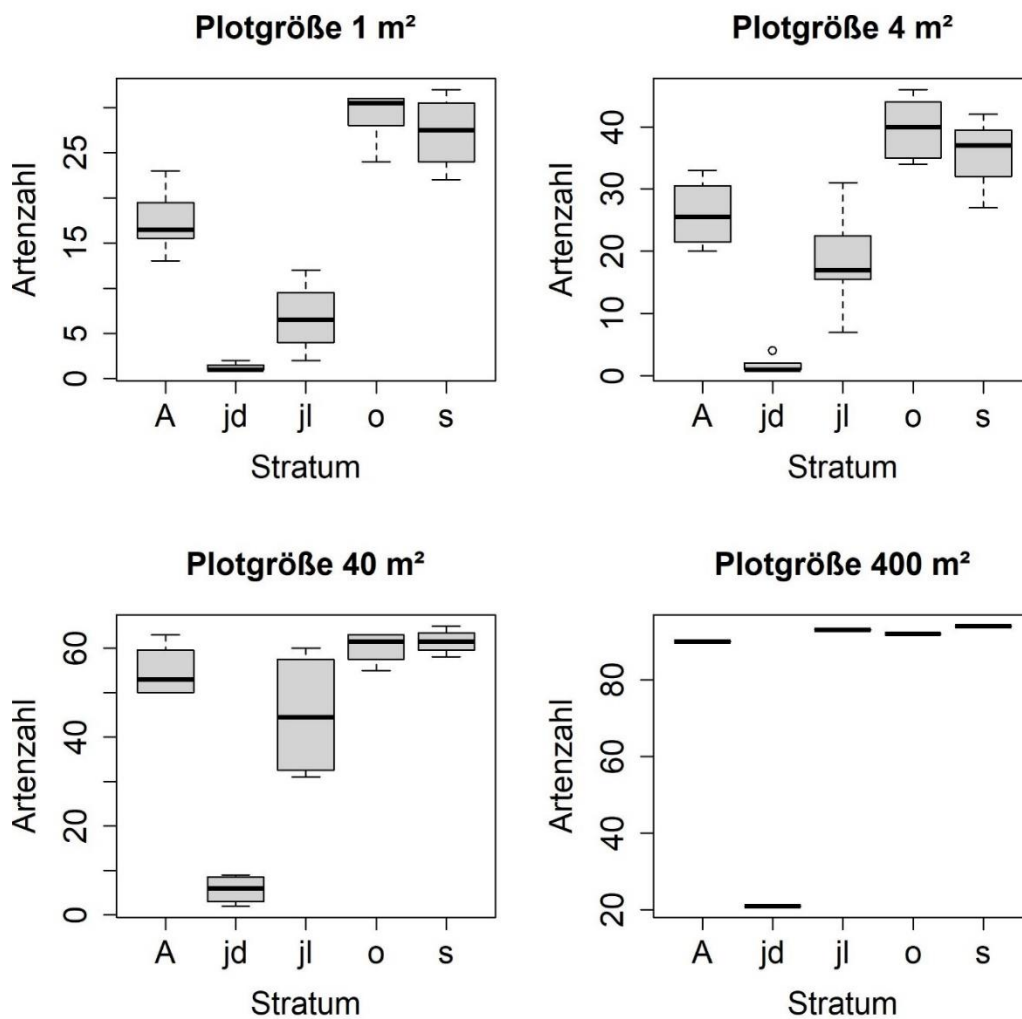


Abbildung 8: Artendichte in den Straten des Untersuchungsgebietes **Bschlabs**. (A: Altbestand), J: Jungbestand, dj: dichter Jungbestand, lj: lockerer Jungbestand, o: oberhalb, s: seitlich).

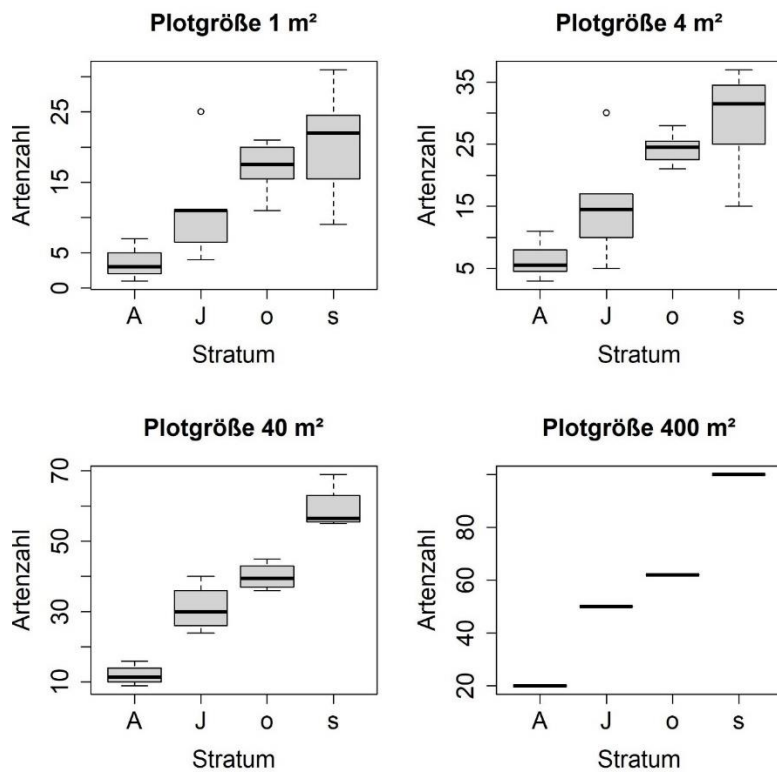


Abbildung 9: Artendichte in den Straten des Untersuchungsgebietes **Grappeskopf**. (A: Altbestand), J: Jungbestand, dj: dichter Jungbestand, lj: lockerer Jungbestand, o: oberhalb, s: seitlich).

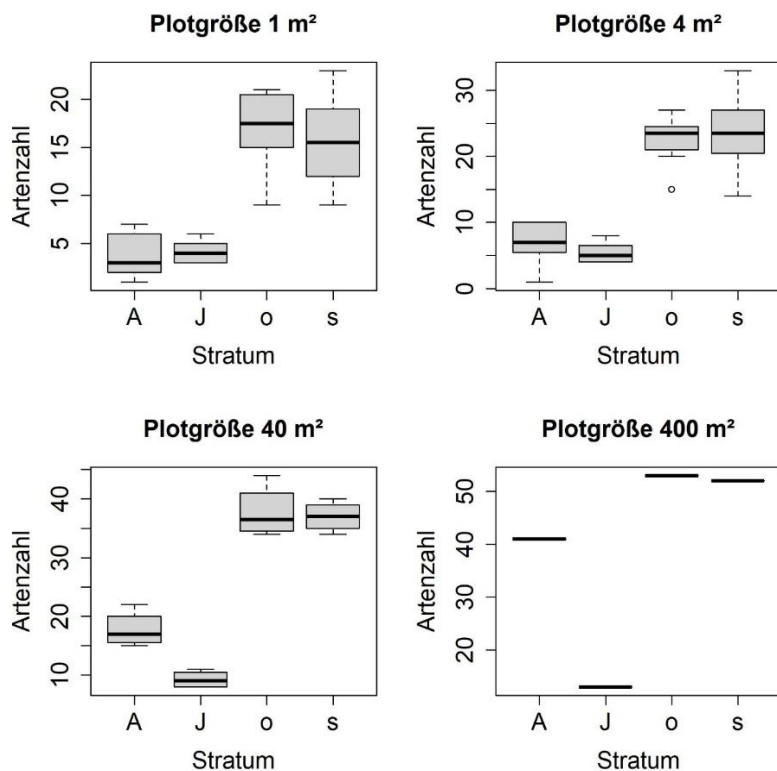


Abbildung 10: Artendichte in den Straten des Untersuchungsgebietes **Haggen**. (A: Altbestand), J: Jungbestand, dj: dichter Jungbestand, lj: lockerer Jungbestand, o: oberhalb, s: seitlich).

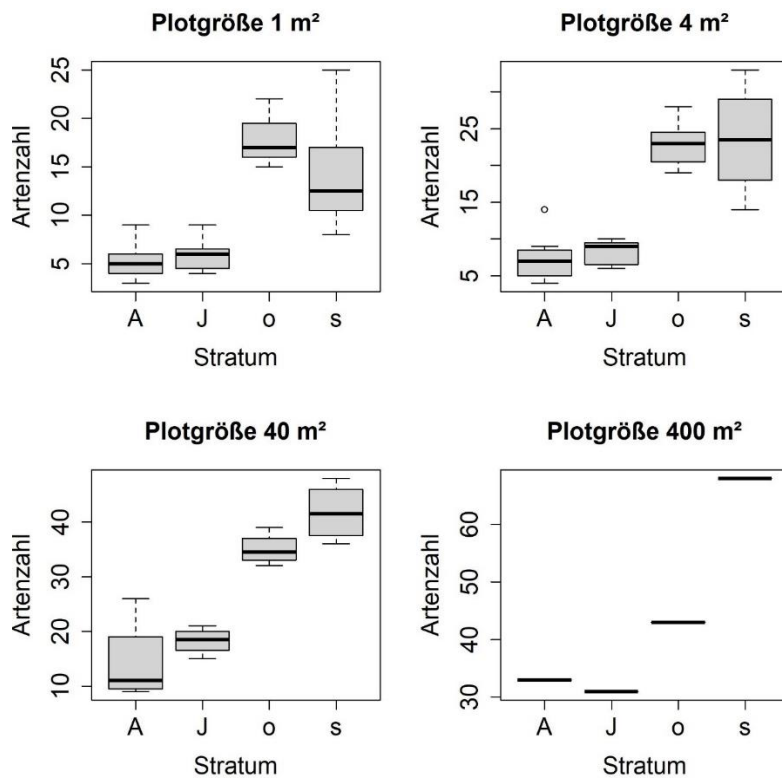


Abbildung 11: Artendichte in den Straten des Untersuchungsgebietes **Irschen**. (A: Altbestand), J: Jungbestand, dj: dichter Jungbestand, lj: lockerer Jungbestand, o: oberhalb, s: seitlich).

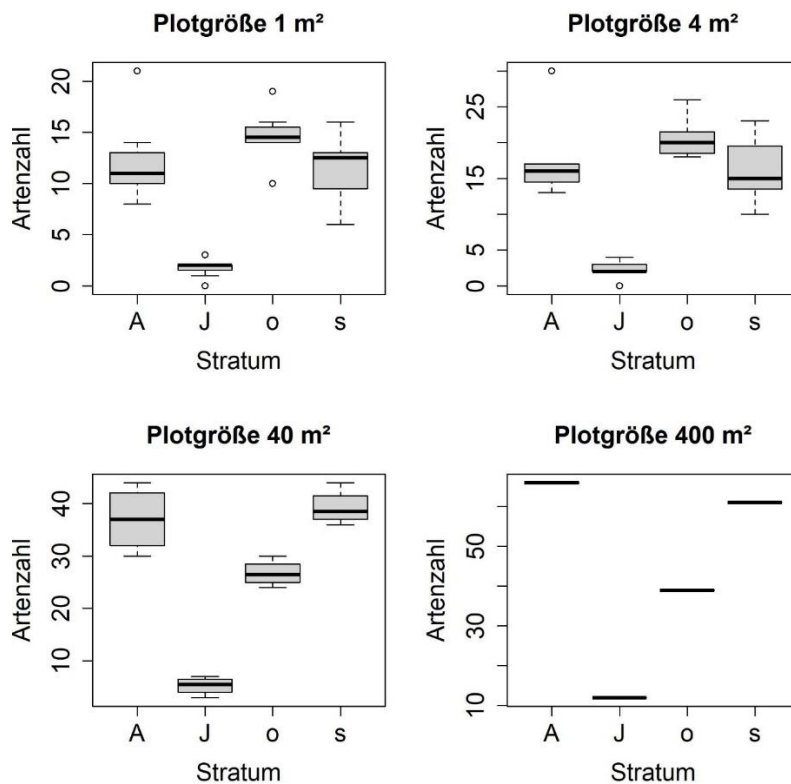


Abbildung 12: Artendichte in den Straten des Untersuchungsgebietes **Sticklerhütte**. (A: Altbestand), J: Jungbestand, dj: dichter Jungbestand, lj: lockerer Jungbestand, o: oberhalb, s: seitlich).

Anhand der 4 m²-Plots kann eine Korrelation zwischen Deckungswert und Artenzahl der Krautschicht (Abb. 13) beobachtet werden.

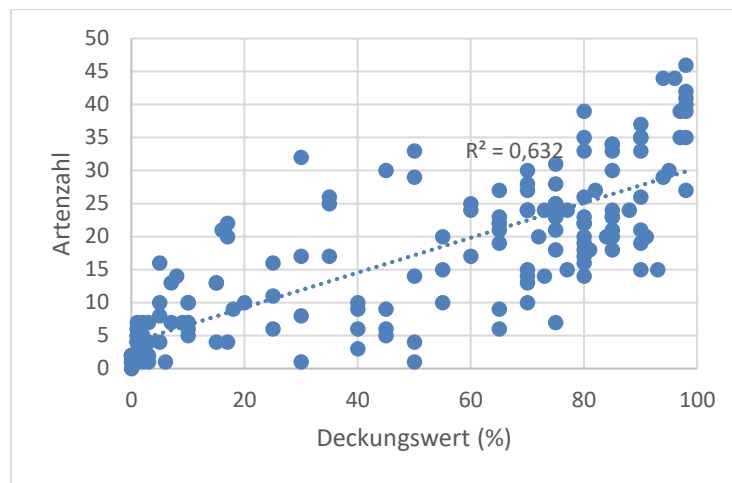


Abbildung 13: Zusammenhang von Deckungswert der Krautschicht und Artenzahl anhand der 4 m²-Probeflächen.

Vergleich von Jungbestand und seitlicher Freifläche anhand Artenzahl und Diversitätsindizes

Neben der absoluten Artenzahl ist auch deren Durchmischung bzw. der relative Anteil der Arten untereinander bei der Beurteilung der Diversität von Bedeutung. Um diese Durchmischungen zu vergleichen haben sich in der Ökologie Biodiversitätsindizes etabliert. Am häufigsten angewandt wird der Shannon-Index, der als die Unbestimmtheit interpretiert werden kann, mit der ein zufällig ausgewähltes Individuum einer bestimmten, vorhergesagten Art angehört. Dieser in hohem Maße von der Gesamtartenzahl abhängige Index, wird durch die auf diesem Index aufbauende Evenness relativiert (Zelený 2025).

Shannon-Index H

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \log p_i$$

- S...Artenzahl
- p_i..relative Bedeutung der Art
- log..natürlicher Logarithmus

Shannon's Evenness Index J

$$J = \frac{H}{\log S}$$

- H...Shannon-Index
- S...Artenzahl

Für den folgenden Diversitätsvergleich der Probeflächen wurden die 4 m²-Subplots verwendet. Als Bedeutungswert der einzelnen Arten wurden die Frequenzen der Arten in den 8 Subplots herangezogen. Die Verwendung von presence / absence – Werten hat den Vorteil, dass auf subjektive, fehleranfällige und gleichzeitig zeitaufwändige Deckungswert-Schätzungen verzichtet werden kann.

Wie in Abbildung 14 ersichtlich besteht ein deutlicher Unterschied zwischen Aufforstung und Kontrolle hinsichtlich der Artenzahl und Indizes.

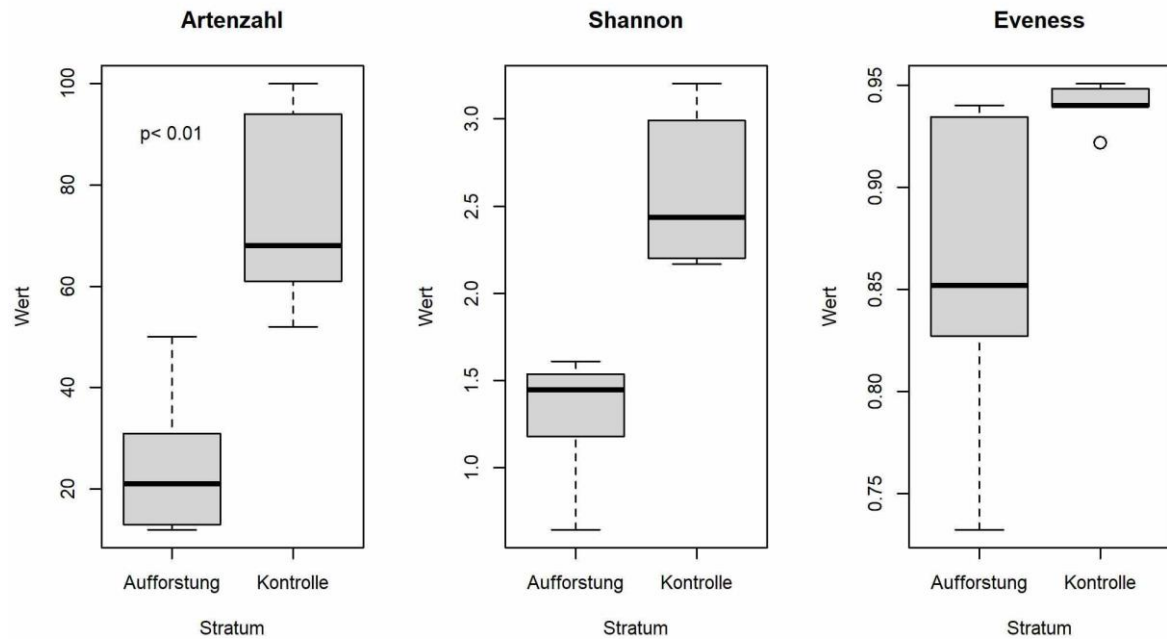


Abbildung 14: Vergleich von Aufforstungsflächen mit den seitlichen Freiflächen (Kontrolle) hinsichtlich Artenzahl und den Diversitätsindizes von Shannon und Eveness. Datengrundlage sind für die Artenzahlen die 400 m²-Flächen, für Indizes die Artfrequenzen der 4 m²-Subplots.

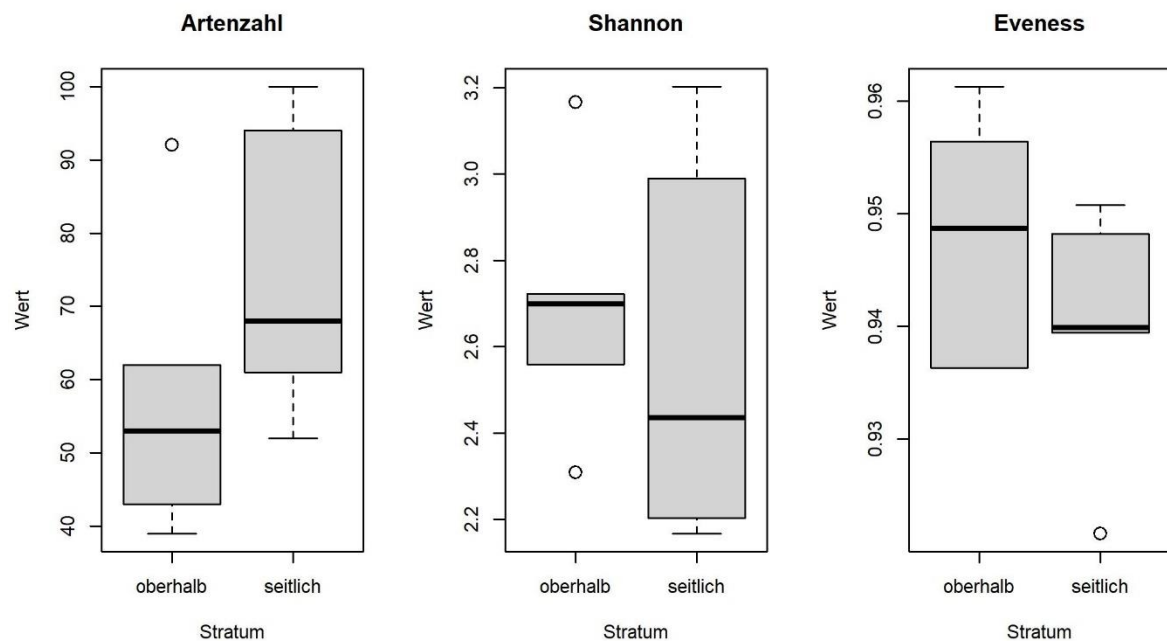


Abbildung 15: Vergleich der Freiflächen seitlich und oberhalb der Aufforstungsflächen hinsichtlich Artenzahl und den Diversitätsindizes von Shannon und Eveness. Datengrundlage sind für die Artenzahlen die 400 m²-Flächen, für Indizes die Artfrequenzen der 4 m²-Subplots.

Im Vergleich von Freiflächen „oberhalb“ und „seitlich“ sind die Unterschiede deutlich geringer, wobei der Fall zu beobachten ist, dass trotz geringerer Gesamtartenzahl der Einheit „oberhalb“ die Durchmischung mindestens ebenso stark ist wie bei der Einheit „seitlich“ (Abb. 15).

Beta Diversität

Die Beta-Diversität zielt auf die Unterschiede oder Veränderungen im Artengefüge zwischen zwei verschiedenen Lebensgemeinschaften oder Habitaten entlang eines Lebensraumgradienten ab (Härdtle 2024, Seite 17).

Jaccard-Ähnlichkeitsindex (Härdtle 2024, Seite 19)

$$S_J = \frac{a}{a + b + c}$$

a...gemeinsame Arten beider Vergleichsflächen

b...Exklusivarten der Vergleichsfläche 1

c...Exklusivarten der Vergleichsfläche 2

Die Tabellen 3 und 4 stellen jeweils zwei Straten der Untersuchungsgebiete hinsichtlich ihrer gemeinsamen und exklusiven Arten gegenüber. Der Jaccard-Index fasst die Ähnlichkeit in Zahlen.

Tabelle 3: Exklusivarten und Jaccard-Ähnlichkeitsindex zwischen Aufforstungs- und Kontrollfläche (= seitliche Vergleichsfläche). Angeführt sind die Anzahl der Arten, die in beiden Vergleichsflächen (A&K) vorkommen, sowie jene, die nur in der betreffenden Fläche vorkommen.

Gebiet	Aufforstung	A&K	Kontrolle	Auff. locker	At&K	Kontrolle	Jaccard Ähnlichkeitsindex	
Bschlabs	15	6	87	46	47	46	5.6	33.8
Grappeskopf	7	43	57				40.2	
Haggen	5	8	44				14.0	
Irschen	5	26	41				36.1	
Sticklerhütte	1	11	50				17.7	

Tabelle 4: Exklusivarten und Jaccard-Ähnlichkeitsindex zwischen seitlicher- (entspricht „Kontrolle“ in Tab. 3) und oberer Vergleichsfläche. Angeführt sind die Anzahl der Arten, die in beiden Vergleichsflächen (S&O) vorkommen, sowie jene, die nur in der betreffenden Fläche vorkommen.

Gebiet	Seite	S&O	Oben	Jaccard Ähnlichkeitsindex	
Bschlabs	26	67	24	57.3	
Grappeskopf	61	39	22	32.0	
Haggen	13	39	14	59.1	
Irschen	36	31	12	39.2	
Sticklerhütte	30	31	8	44.9	

Der Vergleich der freien seitlichen Fläche mit jener der Aufforstungsfläche, sowie der oberen Freifläche zeigt erhebliche Unterschiede. So ist die Ähnlichkeit der beiden Freiflächen (oberhalb vs. seitlich) trotz zum Teil großer räumlicher Distanz höher als jene der unmittelbar benachbarten Aufforstungsfläche.

Gamma Diversität

Die Gamma-Diversität beschreibt die Vielfalt an Arten von mehreren Habitaten oder Lebensgemeinschaften innerhalb einer Landschaft oder geographischen Region (Härdtle 2024).

Insgesamt wurden in den 5 Untersuchungsgebieten mehr als 280 verschiedene Gefäßpflanzenartennotiert, wobei sich das Gebiet Bsclabs durch eine besonders artenreiche und eigenständige Flora mit 101 Exklusivarten auszeichnete (s. Anhang). Die gefundenen Pflanzenarten gehören 60 verschiedenen Familien an. Deutlich am häufigsten wurden Vertreter der Korbblütler (Asteraceae) mit über 45 Arten, gefolgt von den Süßgräsern (Poaceae) mit mehr als 30 Arten gefunden. Es folgen Hahnenfußgewächse (Ranunculaceae) mit 14, Orchideen (Orchidaceae) mit 13 und Ericaceae (Heidegewächse) sowie Schmetterlingsblütler (Fabaceae) mit je 12 Arten.

Die standörtlich abweichende Stellung des Untersuchungsgebietes Bsclabs kann mittels der Ordination der Plots anhand der Ellenberg-Zeigerwerte für Reaktion und Licht (Karrer 2024) dargestellt werden.

Die mit ausgefüllten Symbolen hervorgehobenen Altbestände (Abb. 16) befinden sich naturgemäß im unteren Teil des Lichtgradienten. Auffällig ist ferner, dass sich die Altbestandsaufnahmen der Untersuchungsgebiete Stickler-Hütte und Grappeskopf durch abweichende Reaktionszahl unterscheiden.

Auch hinsichtlich der Artenzahl bestanden beträchtliche Unterschiede. Diese reichten von 12 bis 100 Arten je 400 m².

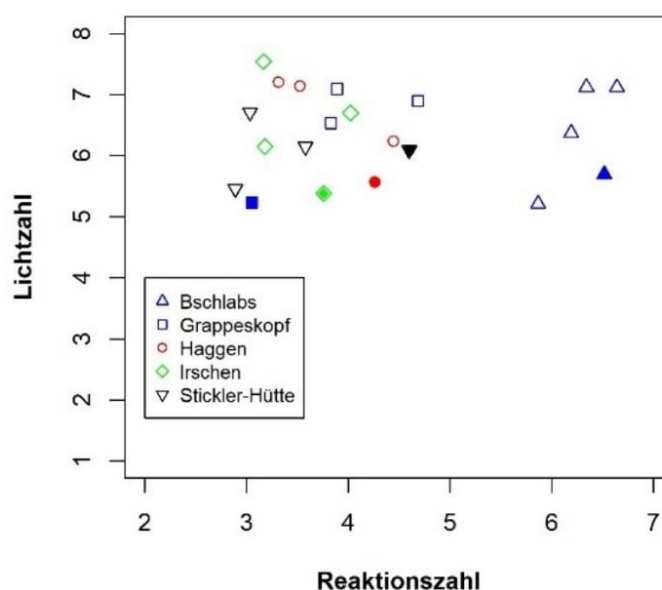


Abbildung 16: Die 400 m²-Probeflächen, dargestellt entlang der Ellenberg-Zeigerwert-Gradienten für Reaktion und Licht. Die Altbestände sind mit ausgefüllten Symbolen dargestellt.

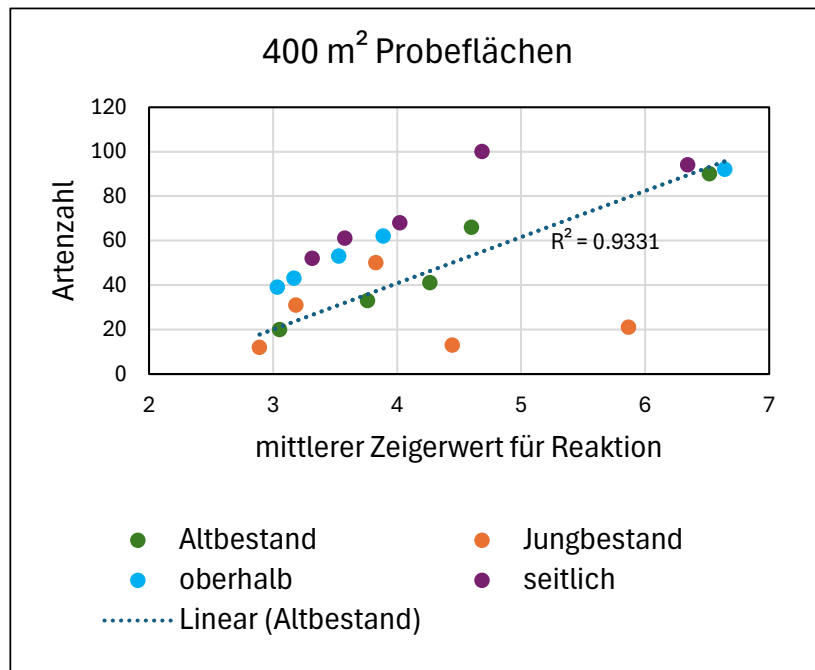


Abbildung 17: Ordination der 400 m²-Probeflächen nach mittlerer Reaktionszahl und Artenzahl. Für die Altbestände ist eine Trendlinie mit Bestimmtheitsmaß R^2 eingezeichnet.

Naturschutzfachlicher Aspekt

Für eine naturschutzfachliche Bewertung einer Fläche ist weniger die Anzahl an vorkommenden Arten ausschlaggebend, als vielmehr deren naturschutzfachlicher Wert. Für letzteren können Rote Listen wichtige Hinweise liefern. Die notierten Arten wurden daher mit der aktuellen Roten Liste der Gefäßpflanzen Österreichs (Schratt-Ehrendorfer et. al. 2022) abgeglichen.

Tabelle 5: Vorgefundene Arten mit Rote Liste-Gefährdungskategorie (Rote Liste Schratt-Ehrendorfer et. al. 2022)

RL	Species	Art
Stark gefährdet		
	<i>Cynoglossum germanicum</i>	Deutsche Hundszunge
Vorwarnstufe		
	<i>Carex montana</i>	Berg-Segge
	<i>Crepis conyzifolia</i>	Großkopfiger Pippau
	<i>Cuscuta epithymum subsp. epithymum</i>	Quendel-Seide
	<i>Danthonia decumbens</i>	Dreizahn
	<i>Dianthus superbus</i>	Pracht-Nelke
	<i>Festuca rupicola</i>	Furchen-Schwingel
	<i>Fraxinus excelsior</i>	Gemeine Esche
	<i>Koeleria pyramidata</i>	Pyramiden-Schillergras
	<i>Orobanche gracilis</i>	Blutrote Sommerwurz
	<i>Pinus mugo subsp. uncinata</i>	Spirke
	<i>Prunella grandiflora</i>	Großblütige Braunelle
	<i>Thymus praecox</i>	Frühblühender Thymian
	<i>Viola canina</i>	Hunds-Veilchen

Tabelle 6: Anzahl an Arten mit Rote Liste – Gefährdungskategorie „stark gefährdet“ oder „Vorwarnstufe“ in den 400 m²-Probeflächen der Untersuchungsgebiete (: Bschlabs, G: Grappeskopf, H: Haggen, I: Irschen und S: Sticklerhütte) und Straten (A: Altbestand, J: Jungbestand, dj: dichter Jungbestand, lj: lockerer Jungbestand, o: oberhalb, s: seitlich).

UG	A	J	dj	lj	o	s
B	3			3	6	7
G		2				3
H					1	2
I					1	1
S	1				1	1

Wie aus Tab. 6 hervorgeht, finden sich in den Jungbeständen kaum Arten mit Rote Listen-Gefährdungskategorien, wenn auch die Deutsche Hundszone (*Cynoglossum germanicum*) als einzige stark gefährdete Art im lockeren Jungwuchs des Untersuchungsgebietes Bschlabs zu finden war. Die meisten Arten der Vorwarnstufe waren in den seitlichen Freiflächen anzutreffen.

Hinsichtlich der Pflanzengesellschaften ist die seitliche Freiflächenvegetation des Untersuchungsgebietes Grappeskopf hervorzuheben. Diese wurde als artenreiche Ausbildung eines Borstgrasrasens eingestuft und entspricht damit gem. Anhang 1 der FFH-Richtlinie dem Lebensraumtyp: 6230 Artenreiche montane Borstgrasrasen auf Silikatböden, womit es sich um einen *prioritär* zu schützenden Lebensraum handelt.

Diskussion

Im Mittelpunkt der Untersuchung stand der Vergleich von Aufforstung vs. Freifläche „seitlich“, die auch in enger Nachbarschaft auf vergleichbaren Standorten durchgeführt wurde. Die Vergleichsflächen „oberhalb“ und „Altbestand“ mussten zum Teil in größerem räumlichen Abstand eingerichtet werden. Damit einher gehen unterschiedliche ökologische Bedingungen. Die „oberhalb“-Flächen sind teils nicht nur extremeren Klimabedingungen ausgesetzt, sondern waren seit jeher auch anderer Pedogenese unterworfen, womit auch edaphische Unterschiede vorgegeben sind. Die „Altbestand“-Flächen blieben auf Flächen beschränkt, auf denen Wald über viele Jahrzehnte erhalten blieb und damit z.T. nur auf solchen Standorten, die sich weniger für die Beweidung eigneten (blockiges Material beim Grappeskopf), z.T. ist durch andere geologische Bedingungen auch der Basenhaushalt abweichend (Sticklerhütte mit stärkerem Baseneinfluss).

Im Rahmen der Untersuchung konnte festgestellt werden, dass die Artenzahl auf der der Aufforstung benachbarten Freifläche (Kontrollfläche) höher ist, als jene der Aufforstungsfläche (Abb.14). Dass dieser Unterschied so deutlich ausfiel, liegt wohl nicht zuletzt an der bevorzugten Auswahl von Jungbeständen mit dicht geschlossenem Kronendach, bzw. erst kürzlich durchforsteten Flächen. Insgesamt wurden die höchsten Artenzahlen in den seitlichen Freiflächen erreicht, gefolgt von der Fläche „oberhalb“ und den Altbeständen.

Für die Interpretation werden im Folgenden verschiedene ökologische Faktoren betrachtet:

Hier ist zunächst die Lichtverfügbarkeit am Boden zu nennen, denn den Boden abschattende Bäume sorgen für einen Mangel an Licht, der zentralen Ressource allen Pflanzenlebens. Wenn auch deckungsreiche Flächen durch die Dominanz sehr konkurrenzkräftiger Pflanzenarten sehr artenarm ausfallen können, belegt Abbildung 15 doch eine gewisse Abhängigkeit von Artenzahl und Pflanzendeckung. In den mehrheitlich dicht überschirmten Aufforstungsflächen ist daher nur mit geringer Artenvielfalt zu rechnen. Dass starke Durchforstungen bereits in wenigen Jahren eine artenreiche Krautschicht ermöglichen, wird an der kürzlich durchforsteten Aufforstungsfläche Bsclabs evident. Durch die plötzliche Verfügbarkeit konkurrenzfreier Flächen, konnte sich hier in 5 Jahren sogar eine besonders diverse Artengemeinschaft etablieren.

In den Altbeständen entstand durch frühere, einzelstammweise Nutzungen und/oder Absterbeereignisse ein aufgelockertes Kronendach und damit durchaus artenreiche Pflanzengemeinschaften. Edaphische Besonderheiten können den Artenreichtum allerdings auch hier stark beeinflussen.

Die Freiflächen beherbergen eine hoch deckende und zugleich artenreiche Krautschicht. Dass hier die obere Vergleichsfläche tendenziell artenärmer ist, als die Fläche „seitlich“, mag an den harschen Umweltbedingungen der waldfreien Hochlagen, die durch starke Winde, geringere Temperaturen, kürzere Vegetationszeit, andere Pedogenese u.a. geprägt sind, zurückzuführen sein. Diese Faktoren schlagen sich unter anderem in der geringeren Wuchshöhe (Abb. 9) nieder. Demgegenüber wird in den seitlichen Freiflächen durch den Windschutz der angrenzenden Jungbestände ein günstiges Lokalklima erzeugt, das einer Vielzahl an Arten die Existenz erlaubt.

Die extremen ökologischen Bedingungen auf den Freiflächen der Hochlagen bedingen darüber hinaus aufgrund von Schneeverteilung, Frost, Wind, Bodengründigkeit, etc. ein für Pflanzen kleinräumiges Standortsmosaik (Ellenberg 1996, Battlori 2009), das zu einer kleinflächig strukturierten Vegetationsdecke führt. Da für den durchgeführten Vergleich möglichst homogene Standorte ausgewählt wurden, wird dies in der vorliegenden Untersuchung nur ungenügend abgebildet, bzw. überhaupt ausgeschaltet. Auf nächst höherer Maßstabsebene ist daher von einem noch deutlicheren Unterschied in der Artenzahl auszugehen.

Das geschachtelte Probeflächendesign mit Probeflächen von 1-4-40-400 m² zeigt bereits auf dieser Skala die Bedeutung des Betrachtungsmaßstabs bei Untersuchungen zur Biodiversität. An den Abbildungen 10-14 wird deutlich, dass die Artenzahlen auf den 1 m²-Flächen nicht ohne weiteres linear auf 400 m²-Flächen extrapoliert werden können. Als Beispiel sei auf die stark durchforstete Aufforstungsfläche in Bsclabs hingewiesen, deren stark vom Zufall abhängige Besiedlung von großwüchsigen Arten dazu führte, dass auf den 1 m²-Flächen sehr geringe Artenzahlen auftraten, während auf der 400 m²-Fläche vergleichbare Artenzahlen mit der seitlichen Freifläche erzielt wurden. Mehrfach ist auch erkennbar, dass die Artenvielfalt auf den Freiflächen „oberhalb“ kleinräumiger differenziert ist, als auf der Freifläche „seitlich“ und mit der Probeflächengröße unter den gegebenen, homogenen Standortbedingungen daher weniger stark zunimmt.

Die Artenvielfalt des Waldgrenzökotons steht im Lichte des Klima- und Strukturwandels vor großen Herausforderungen. So könnte ein Nachrücken wärmebedürftigerer Arten in höhere Lagen, wozu in dieser Höhenlage auch Waldbewuchs zählt, zu einer Arealeinengung von Hochlagenarten führen. Ein ähnlicher Effekt geht von der häufig beobachteten Einstellung von Beweidung und Mahd aus - gelten extensiv betrieben doch als diversitätsfördernd (Dirnböck & al. 2003, Dullinger 2003) - wodurch höherwüchsige Arten gefördert und die niedrigwüchsigen Spezialisten der Hochlagen verdrängt werden. Beides führt zur Einengung und Verinselung der Lebensräume für die alpine Flora (Dirnböck & al. 2003).

Die durchgeführten Erhebungen bieten einen kleinen Einblick in die Muster der Artenvielfalt in der Kampfzone des Waldes. Welchen Einfluss das kleinstandörtliche Vegetationsmosaik sowohl auf der Freifläche als auch in rottenartig strukturierten Aufforstungsflächen auf die quantitative Artenvielfalt der Modellregionen besitzt muss einer allfällig weiteren Studie vorbehalten bleiben.

Literaturverzeichnis AP2:

Batllori, E. u. a. (2009): Vegetation patterns at the alpine treeline ecotone: the influence of tree cover on abrupt change in species composition of alpine communities. *Journal of Vegetation Science*, 20, S. 814–825.

Ellenberg, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Aufl.

Dirnböck, T., Dullinger, S. und Grabherr, G. (2003): A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *Journal of Biogeography*, 30, S. 401–417.

Dullinger, S., Dirnböck, T., Greimler, J. & Grabherr, G. (2003): A resampling approach for evaluating effects of pasture abandonment on subalpine plant species diversity. *Journal of Vegetation Science*, 14, S. 243–252.

Eggenberg, S. und Möhl, A. (2009): *Flora Vegetativa - Ein Bestimmungsbuch für Pflanzen der Schweiz in blütenlosem Zustand*. 2. Aufl. Haupt. Bern-Stuttgart-Wien.

Fischer, M.A., Oswald, K., Adler, W. (2008): *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol*. 2. Aufl. Biologiezentrum d. OÖ Landesmuseen.

Härdtle, W. (2024): *Biodiversität, Ökosystemfunktionen und Naturschutz*. Springer Spektrum-Berlin.

Karrer, G. (2024): Ökologische Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Österreichs. *Stapfia*, 117(1), S. 1–146.

Obrist, M. K. & Duelli, P. (1998): Wanzen und Pflanzen - Auf der Suche nach den besten Korrelationen zur Biodiversität. *Infoblatt des Forschungsbereichs Landschaftsökologie*, 37, S. 1–5.

Schratt-Ehrendorfer, L. u. a. (2022): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs. *Stapfia*, 114 Land Oberösterreich, Linz, S. 357.

Schweingruber, F. H. & Poschlod, P. (2005): Growth Rings in Herbs and Shrubs: life span, age determination and stem anatomy. *Forest Snow and Landscape Research*, 79, S. 1–415.

Zelený, D. (2025): Analysis of community ecology data in R (<https://www.davidzeleny.net/anadat-r/doku.php/en:div-ind>)

AP 3: DIVERSITÄT DER INSEKTEN

Einleitung

Die Aufforstung von bisher unbewaldeten Hochlagenflächen geht mit einer massiven Veränderung der vorhandenen Landschaftsstrukturen einher: vorhandene Offenland-Biotop (Weiden, Wiesen, Almflächen) werden in Wälder umgewandelt, wodurch vollkommen neue Ökosysteme entstehen. Um zu ermitteln, wie stark sich derartige Eingriffe auf die lokal angesiedelten Populationen von wirbellosen Tieren auswirken, wurde im Projekt eine Untersuchung von epigäischen Gliederfüßern durchgeführt. Als Beispiel-Organismen wurden konkret Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) und Spinnen (Araneae) ausgewählt. Diese Artengruppen gelten als Indikatoren für die Heterogenität von Lebensräumen und werden zur Erhebung der Vielfalt von Ökosystemen und Umweltstress verwendet (Lautenbach et al., 2017; Oettel & Lapin, 2021). Die Untersuchungen sollen zeigen, wie sich Biodiversitätsparameter, zum Beispiel Artenzusammensetzung, -vielfalt und -häufigkeit, verändern, wenn ein Standort wenige Jahrzehnte zuvor aufgeforstet wurde. Die Ergebnisse sollen dazu beitragen, dass bei der Planung von Hochlagen auch gezielt Maßnahmen gesetzt werden können, die zur Erhaltung der biologischen Vielfalt beitragen können.

Methodik

Vorbereitung, Konzeption

Um die Flora und Fauna innerhalb und außerhalb der bestehenden Aufforstungsflächen zu vergleichen, wurden an jedem der 5 Standorte (Haggen, Bschlabs, Grappeskopf, Irschen, Sticklerhütte) zwei 20 m



Abbildung 1. An jedem Untersuchungsstandort wurden 10 Barber-fallen entlang zwei 20m langen Transekten aufgestellt. Zum Vergleich der Biodiversität wurden je ein Transekt innerhalb und eines außerhalb des Waldes angelegt. Hier beispielhaft der Vergleich zwischen den Habitatstypen Bergwiese und Aufforstung auf der Untersuchungsfläche nahe Bschlabs in Tirol.

lange Transekte angelegt, wobei sich eines im geschlossenen Waldbestand und eines auf einer nahegelegenen Freifläche befand (Abb. 1).

Die Sammlung der Spinnen und Laufkäfer im Projekt erfolgte mit Hilfe von 5 unbeködeten Barber-Fallen pro Transekt, also in Summe 10 Fallen pro Standort. Das Fangen mittels Barber-Fallen ist eine gängige Methode für die Untersuchung von epigäischen Arthropoden-Arten, wie Laufkäfern und Spinnen. Die Fallen im Projekt bestanden aus einem Kunststoffbecher (Durchmesser der Öffnung ca. 7,5 cm, Tiefe 10 cm) in einem Kunststoffrohr, das bündig mit dem Untergrund im Boden eingegraben wurde. Jeder Auffangbehälter wurde mit einem 15 x 15 cm großen, weißen Kunststoffdach (3 mm Stärke) vor Regen geschützt (Abb. 2). Als Fangflüssigkeit wurden ca. 100 ml gesättigte Salzlösung mit einem Tropfen geruchloser Seife verwendet.

Vor der Durchführung der Untersuchungen wurde bei den entsprechenden Bezirkshauptmannschaften ein Antrag auf Sammelgenehmigung gestellt. Von der BH Tamsweg (Salzburg) wurde die Genehmigung nur unter der Auflage erteilt, die Selektivität der Fallen gegenüber Kleinsäugern zu verbessern. Aus diesem Grund wurden alle Fallen mit überkreuzten Drähten ausgestattet, um die Fangöffnung zu verkleinern. Zusätzlich wurde von den BHs Tamsweg (Salzburg), Spittal an der Drau (Kärnten) und Bludenz (Vorarlberg) gefordert, die erhobenen Daten und daraus entstandene Publikationen jeweils den entsprechenden Einrichtungen zur Verfügung zu stellen.



Abbildung 2: Arthropoden-Monitoring mittels Barber-fallen: Material und Werkzeuge für die Barber-Fallen (links), Anlage der Transekte (oben rechts), fertige Falle im Feld (unten rechts).

Ablauf der Feldarbeiten

Die Fallen wurde im Zeitraum 10.-13.6.2024 aufgebaut. Die Entleerungen der Fallen erfolgte drei Mal in einem Abstand von jeweils 3 Wochen, an den Terminen 1 - 4.7., 22.-25.7. und 12 -14.8.2024. An dem letzten der drei Termine erfolgte auch der Abbau der Fallen. Sowohl die Entleerung als auch der Abbau der Fallen wurde von Mitarbeiter*innen des Instituts für Waldschutz (Veronika Neidel, Andreas Daxer, Philip Menschhorn und Duncan Self) durchgeführt.

Bei der Entleerung wurde der Inhalte einer Barber-Falle direkt im Feld mit Hilfe eines feinmaschigen Siebes von der Fangflüssigkeit getrennt und in Bechern mit Schraubverschluss in 70%igem Ethanol für die weitere Bearbeitung im Labor konserviert (Abb. 3). Da die Fallen ohne zusätzliche Zäune im Wald und auf Weideflächen ausgebracht waren, wurden in Summe 5 Fallen an jeweils einem Termin durch größere Tiere (Wild, Weidevieh) beschädigt. Bei der 1. Absammlung waren hiervon jeweils eine Wald-Falle in Bschlabs und Haggen betroffen. Im 2. Durchgang fehlten 3 Fallen in der Wiesenfläche in Irschen. Diese Proben fallen für die Untersuchung vollständig aus. Eine Aussage zum jeweiligen Artenspektrum und der Aktivitätsdichte sollte jedoch über die anderen Termine und replizierten Fallen möglich sein. In Summe wurden somit 145 Einzelproben für die Arthropoden-Biodiversitätsuntersuchung gesammelt.



Abbildung 3: Inhalt einer Barberfalle nach 3-wöchiger Exposition im Feld. Alle Proben wurden im Feld zur weiteren Konservierung direkt in 70%-igen Ethanol überführt.

Ergebnisse

Laufkäfer

In Summe wurden im Laufe der 9 Wochen 1.386 Laufkäfer gefangen (Bschlabs 220, Grappeskopf 444, Haggen 199, Irschen 54, Sticklerhütte 469), die 35 Arten angehörten (Tab. 1). In den Aufforstungsflächen wurden 40-409 Individuen gefangen ($MW \pm SD = 143,4 \pm 152,1$), auf den Freiflächen waren es zwischen 5 und 404 ($MW \pm SD = 133,8 \pm 156,5$). Es gab keinen klaren Trend hinsichtlich der Aktivitätsdichte innerhalb und Außerhalb der Aufforstungsflächen (Abb. 4).

Tabelle 1: Anzahl der Individuen pro Laufkäferart, aufgeteilt nach Standort und Untersuchungsfläche (Wald = Aufforstungsfläche, Alm = Freifläche)

Art	Autorität		Bsclabs		Grappeskopf		Haggen		Irschen		Sticklerhütte	
		Gesamt	Wald	Alm	Wald	Alm	Wald	Alm	Wald	Alm	Wald	Alm
<i>Abax parallelepipedus</i>	(Piller & Mitterpacher, 1783)	203	2	19	21	161						
<i>Amara aenea</i>	(DeGeer, 1774)	1						1				
<i>Amara gebleri</i>	Dejean, 1831	1				1						
<i>Amara lunicollis</i>	Schiödt, 1837	1								1		
<i>Bembidion lampros</i>	(Herbst, 1784)	2			1					1		
<i>Calathus micropterus</i>	(Duftschmid, 1812)	38	1	1	1		26	5	2		2	
<i>Carabus arcensis</i>	Herbst, 1784	18				11	7					
<i>Carabus auronitens auronitens</i>	Fabricius, 1792	23	21	2								
<i>Carabus auronitens intercostatus</i>	Gredler, 1854	12									11	1
<i>Carabus carinthiacus</i>	Sturm, 1815	24					21	3				
<i>Carabus coriaceus</i>	Linnaeus, 1758	1				1						
<i>Carabus depressus</i>	Bonelli, 1810	1					1					
<i>Carabus glabratus</i>	Paykull, 1790	6					5	1				
<i>Carabus hortensis</i>	Linnaeus, 1758	40	9		7	24						
<i>Carabus sylvestris</i>	Panzer, 1793	3									3	
<i>Carabus violaceus germarii</i>	Sturm, 1815	26						24	2			
<i>Cychrus attenuatus</i>	(Fabricius, 1792)	4	1						3			
<i>Cychrus caraboides</i>	(Linnaeus, 1758)	9	4	2			3					
<i>Dyschirius globosus</i>	(Herbst, 1784)	9						9				
<i>Harpalus latus</i>	(Linnaeus, 1758)	5				5						
<i>Leistus nitidus</i>	(Duftschmid, 1812)	22					18		1		3	
<i>Molops picus</i>	(Panzer, 1793)	6			1	5						
<i>Notiophilus biguttatus</i>	(Fabricius, 1779)	11			8		1		1		1	
<i>Poecilus versicolor</i>	(Sturm, 1824)	29				29						
<i>Pterostichus aethiops</i>	(Panzer, 1796)	1		1								
<i>Pterostichus burmeisteri</i>	Heer, 1837	178		41		137						
<i>Pterostichus illigeri</i>	(Panzer, 1802)	58									58	
<i>Pterostichus jurinei</i>	(Panzer, 1802)	228	15	16			23	27			95	52
<i>Pterostichus melanarius</i>	(Illiger, 1798)	25				25						
<i>Pterostichus multipunctatus</i>	(Dejean, 1828)	62	26	25	6	5						
<i>Pterostichus pumilio</i>	(Dejean, 1828)	4	2	2								
<i>Pterostichus strenuus</i>	(Panzer, 1796)	1										1
<i>Pterostichus subsinuatus</i>	(Dejean, 1828)	239	6								227	6
<i>Pterostichus unctulatus</i>	(Duftschmid, 1812)	89	16	6			14	13	37	3		
<i>Trechus longiusculus</i>	Jeannel, 1927	12							3		9	
<i>Trichotichnus laevicollis</i>	(Duftschmid, 1812)	4		2			2					



Abbildung 1: Anzahl der gefangenen Laufkäfer (oben) und Laufkäfer-Arten (unten) in den Hochlagenflächen (lila) und den Wiesenflächen (gelb) während des 9-wöchigen Untersuchungszeitraums an den 5 Untersuchungsgebieten im Jahr 2024.

In den Aufforstungen wurden über den Untersuchungszeitraum hinweg zwischen 7-11 Arten gefangen (MW = 9), auf den unbewaldeten Kontrollflächen waren es 3-11 Arten (MW = 7,4; Abb. 4). An drei Standorten wurden mehr Arten innerhalb der Aufforstungen gefangen, an einem war es andersherum und an einem weiteren Standort unterschieden sich die Strata hinsichtlich der Artenzahl nicht (Abb. 4). Der Shannon Index war in den Aufforstungsflächen mit einem Mittel von 1,54 (0,97-2,02) tendenziell etwas höher als in den Freiflächen (MW=1,28; 0,49-1,78), mit Ausnahme der Fläche Grappeskopf (Abb. 5).

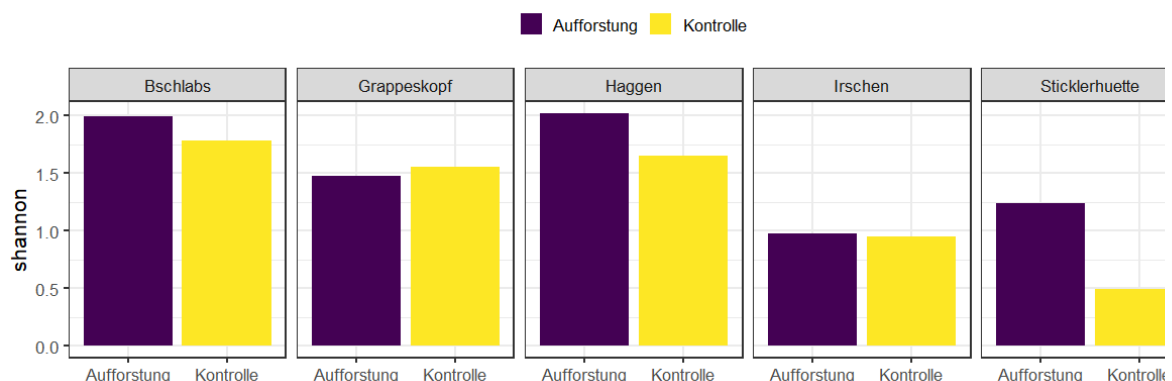


Abbildung 5: Der Shannon-Diversitätsindex errechnet für die Laufkäfer in den Hochlagenflächen (lila) und den Wiesenflächen (gelb) an den 5 Untersuchungsstandorten.

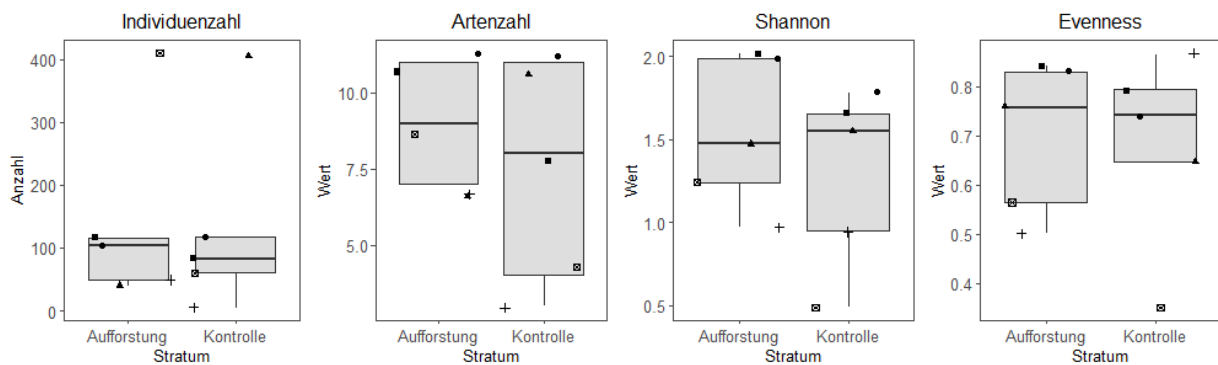


Abbildung 2: Übersicht über die Diversitätsindices der Laufkäfer. Die Punkte geben die Tatsächlich gemessenen Werte an, die Formen paarweise den Standort.

Fasst man die Anzahl an Arten, die je Standort gesamt (Wald & Wiese) aufgetreten waren zusammen, waren es in Haggen, am Grappeskopf und in Bschlabs jeweils 14, in Irschen und bei der Sticklerhütte jeweils 9. An 3 der Standorte (Haggen, Irschen, Bschlabs) trugen jene Arten, die ausschließlich im Wald gefunden wurden, den größten Teil zum Gesamtartenspektrum bei (Tab. 2).

Tabelle 2: Anzahl der „Exklusiv-Arten“ des jeweils untersuchten Habitats: Angegeben ist die Anzahl an Arten die jeweils nur innerhalb des Waldes („Aufforstung“), nur auf der Wiese („Kontrolle“) oder in beiden Straten („A & K“) gefunden wurden.

Gebiet	Aufforstung	A&K	Kontrolle	Gesamt
Haggen	6	5	3	14
Irschen	6	1	2	9
Sticklerhütte	6	2	1	9
Grappeskopf	3	4	7	14
Bschlabs	3	8	3	14

Hinsichtlich des Artenspektrums unterschieden sich alle Standorte stark voneinander. So konnten 53 % der gefundenen Arten nur an jeweils einem der 5 Standorte nachgewiesen werden, und nur eine einzige Art (*Calathus micropterus*) wurde an jedem der 5 Standorte gefunden (Tab. 1).

Die meisten Laufkäfer-Arten, die im Rahmen des Projektes gefunden wurden, gelten als ungefährdet. Da für Österreich insgesamt keine aktuelle Rote Liste für Laufkäfer aufliegt, gibt Tab. 3 eine Übersicht über die nachgewiesenen Arten, die in einer oder mehreren regionalen Roten Listen aufscheinen.

Tabelle 3: Übersicht zum Gefährdungsstatus der im Projekt nachgewiesenen Laufkäferarten

RL Bayern 2020	RL Steiermark 2021	RL Kärnten 2023
Kategorie 3 - Gefährdet	VU - gefährdet	VU - gefährdet
<i>Carabus arcensis</i> <i>Carabus violaceus germarii</i>	<i>Carabus carinthiacus</i>	<i>Carabus carinthiacus</i>
V - Vorwarnliste	NT - nahezu gefährdet	NT - nahezu gefährdet
<i>Calathus micropterus</i> <i>Carabus glabratus</i> <i>Leistus nitidus</i> <i>Pterostichus aethiops</i> <i>Pterostichus pumilio</i> <i>Pterostichus unctulatus</i>	<i>Amara gebleri</i> <i>Carabus depressus</i> <i>Pterostichus pumilio</i>	<i>Amara gebleri</i> <i>Pterostichus subsinuatus</i>

Während es einige Laufkäfer mit einer mehr oder weniger starken Habitatspräferenz gibt (Abb. 6 & 7), handelt es sich bei den Laufkäfern, die im Projekt gefunden wurden, vorwiegend um eurytope Arten, die sowohl im Offenland als auch im Wald vorkommen. Darüber hinaus haben Laufkäfer, je nach Art, einen mehr oder weniger großen Bewegungsradius, weshalb es durchaus wahrscheinlich ist, dass sie sich zwischen dem Wald und der Wiese hin- und herbewegen.



Abbildung 6: Laufkäfer-Arten, die bevorzugt im Wald vorkommen: *Cychrus caraboides*, *Leistus nitidus*, *Carabus carinthiacus* (v.l.n.r)



Abbildung 7: Offenland-Arten: *Poecilus versicolor* (links) und der 3 mm kleine *Dyschirius globosus* (rechts) kommen bevorzugt im offenen Gelände vor.

Spinnen & Weberknechte

Insgesamt wurden im Rahmen der Untersuchungen 3.142 Spinnen und 1.077 Weberknechte gefangen. Die höchste Aktivitätsdichte der Spinnen wurde am Anfang der Fangsaison verzeichnet: beim ersten Absammlungstermin in der Kalenderwoche 27 wurden 1.229 Spinnen gefangen, bei den Folgeterminen waren es 927 (KW30) und 986 (KW33). Bei den Weberknechten war hingegen der erste Termin, jener mit der geringsten Fangzahl. In den ersten 3 Wochen gingen lediglich 254 Weberknechte in die Fallen, während es später 417 (KW 30) bzw. 406 (KW 33) waren.

Bei den Spinnen unterschieden sich die Fangzahl zwischen den Untersuchungsflächen im Wald und im offenen Gelände deutlich, und das an allen untersuchten Standorten (Abb. 8). Im Wald wurden zwischen 87-262 Individuen ($MW \pm SD$ $198,4 \pm 69,5$) innerhalb der 9 Wochen gefangen, auf den Almwiesen hingegen waren es mit zwischen 519 und 994, im Mittel also ($430 \pm 78,1$) fast doppelt so viele (Abb. 8). Dies zeigt deutlich, dass Spinnen-Populationen, anders als jene der Laufkäfer, von Aufforstungsmaßnahmen stark betroffen sind.

Die meisten Spinnen wurden an den Standorten bei der Sticklerhütte und in Irschen gefangen. Bei den Weberknechten konnte kein derartiger Trend festgestellt werden (Abb 9).

Die am häufigsten auftretende Familie bei den Erhebungen waren die Wolfsspinnen (Lycosidae), die sowohl in den Wald- als auch Almflächen auftraten (Abb. 10). Diese Spinnenfamilie ist sehr artenreich und die diversen Vertreter sind auf unterschiedliche Lebensräume angepasst. Auch Plattbauchspinnen (Gnaphosidae) waren in beiden Habitat-Typen vertreten.

Besonders in den Almflächen wurden diverse Krabben-Spinnenarten (Thomisidae) gefangen, welche in den sehr dichten, lichtarmen Waldflächen fehlten. Besonders bemerkenswert ist hier der Fund der seltenen und als gefährdet eingestuften Gestreiften Krabbenspinne *Xysticus lineatus*, in der eher lichten Waldfläche am Grappeskopf in Vorarlberg (Abb. 11).

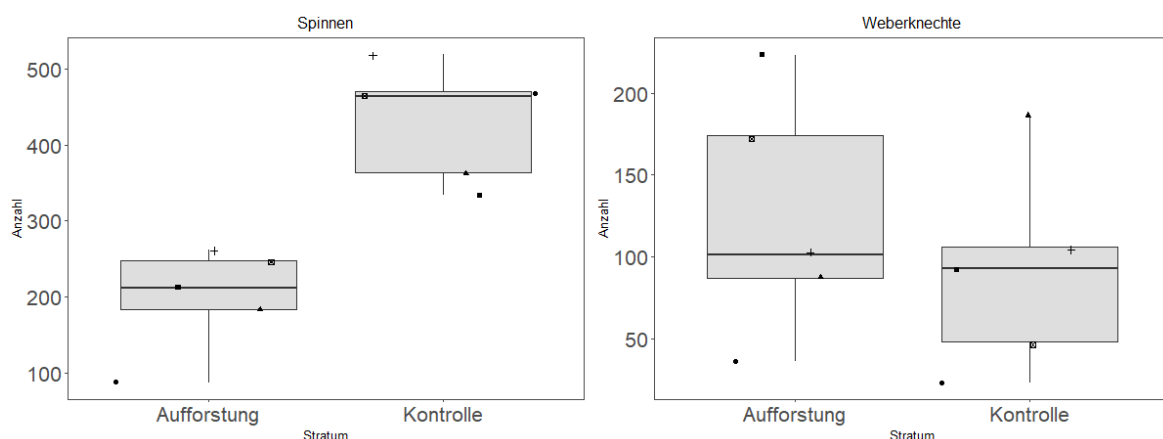


Abbildung 8: Anzahl der Spinnen (links) und Weberknechte (rechts) auf den Untersuchungsstandorten mit Hochlagenaufforstungen.



Abbildung 9: Anzahl der gefangenen Spinnen (oben) und Weberknechte (unten) über den Versuchszeitraum von 9 Wochen an den 5 Untersuchungsstandorten in den Aufforstungsflächen (lila) und den Wiesenflächen (gelb).

Auch Springspinnen (Salticidae) wurden häufiger in den Almflächen gefangen. Die Familie der Baldachinspinnen (Linyphiidae) was eine dominante Gruppe der im Wald lebenden Spinnenarten im Projekt.



Abbildung 10: Die Kleine Scheintarantel (*Alopecosa pulverulenta*) ist eine häufige Spinnenart auf Wiesen und lichten Wäldern. Das abgebildete Weibchen wurde auf der Almwiese in Bschiabs gefangen.



Abbildung 11: Krabbenspinnen-Arten aus den Hochlagen-Untersuchungsgebieten: von oben links im Uhrzeiger-Sinn: Große Zwergkrabbenspinne (*Ozyptila atomaria*); Magerrasen-Krabbenspinne (*Xysticus bifasciatus*); Gestreiften Krabbenspinne (*Xysticus lineatus*), Anspruchslose Krabbenspinne (*Xysticus kochi*)

Literaturverzeichnis AP3:

Lautenbach, S., Jungandreas, A., Blanke, J., Lehsten, V., Mühlner, S., Kühn, I., & Volk, M. (2017). Trade-offs between plant species richness and carbon storage in the context of afforestation—examples from afforestation scenarios in the Mulde Basin, Germany. *Ecological Indicators*, 73, 139–155.

Oettel, J., & Lapin, K. (2021). Linking forest management and biodiversity indicators to strengthen sustainable forest management in Europe. *Ecological Indicators*, 122, 107275.

AP 4: DIVERSITÄT DER BODENMIKROORGANISMEN

Einleitung

Während die Auswirkungen der Aufforstung oder Wiederbewaldung auf die Bodenvegetation mit freiem Auge erkennbar sind, bleibt jedoch oft unbeachtet, wie solche Eingriffe die unterirdische biologische Vielfalt beeinflussen könnten. Insbesondere die mikrobielle Gemeinschaft im Boden – bestehend aus Bakterien, Pilzen und anderen Mikroorganismen – spielt eine zentrale Rolle für zentrale Ökosystemfunktionen wie Nährstoffkreisläufe, Humusbildung und Pflanzengesundheit. Veränderungen in der Vegetationsstruktur durch Aufforstungsmaßnahmen können jedoch tiefgreifende Auswirkungen auf Zusammensetzung, Aktivität und Funktionalität dieser mikrobiellen Gemeinschaften haben. Faktoren wie veränderte Beschattung, Wurzelauausscheidungen oder Streufall beeinflussen das Mikroklima und die organische Substanz im Boden – und damit auch die Lebensbedingungen für Mikroorganismen. Ziel dieser Arbeit ist es daher, die potenziellen Auswirkungen von Hochlagenaufforstungen auf die Bodenmikrobiologie zu beleuchten und mögliche ökologische Konsequenzen zu diskutieren.

Methodik

Zur Bestimmung der Bodenmikroorganismen wurden zwei Standorte mit unterschiedlicher Bodenbeschaffenheit ausgewählt: ein kalkhaltiger und ein silikathaltiger Untergrund. Auf den Untersuchungsflächen Bschlabs (kalkhaltig) und Sticklerhütte (silikathaltig) wurden jeweils 60 Bodenproben entnommen, die sich gleichmäßig auf drei Vegetationsarten und zwei Bodentiefen aufteilten. Jeweils 2x10 Proben wurden von Hochlagenaufforstung, Altbestand und Keine Aufforstung/Wiese zur DNA-Extraktion bereitgestellt, an jeder Stelle wurde Boden aus zwei Tiefen entnommen: 0-10 cm und 10-20 cm. Die Bodenproben wurden am BFW Wien für alle weiteren Versuche aufbereitet und die DNA der Bodenmikroorganismen extrahiert, die Sequenzierung der DNA-Proben wurde von einer externen Firma (LGC Genomics) durchgeführt.

Probenvorbereitung DNA

Die Bodenproben wurden nach der Entnahme gekühlt und im Labor weiter aufbereitet, dazu wurden sie gesiebt, um etwaige Rückstände, wie Wurzeln, Steine oder Insekten zu entfernen und eine homogene Struktur zu erhalten. Die DNA wurde mittels DNeasy PowerLyzer PowerSoil Kit (QIAGEN) extrahiert. Hierzu wurden jeweils $0,25 \text{ g} \pm 0,01 \text{ g}$ in das mitgelieferte PowerBead-Röhrchen eingewogen und wie vom Hersteller empfohlen extrahiert, mit Ausnahme der mechanischen Lyse, diese wurde mit dem TissueLyzer II (QIAGEN) durchgeführt (Hersteller-Protokoll: <https://www.qiagen.com/de-us/products/discovery-and-translational-research/dna-rna-purification/dna-purification/microbial-dna/dneasy-powerlyzer-powersoil-kit>):

1. Zellyse: zum eingewogenen Bodenmaterial wurden PowerBead- und C1-Lösung zur Zellyse hinzugegeben, um ein Aufbrechen der Zellen zu bewirken. Die mechanische Zellyse und vollständiges homogenisieren der Probe erfolgte mittels TissueLyzer II, bei 30 Hz für 2 min (vier Wiederholungen).

2. Proteinfällung: durch Zugabe von C2-Lösung wurden organische/anorganische Stoffe und Proteine ausgefällt, welche die DNA-Reinheit verringern und nachfolgende Anwendungen behindern könnten.
3. Entfernung von Hemmstoffen: die Zugabe von C3 ist ein weiterer Schritt, um vorhandene Hemmstoffe und Proteine aus der Probe zu lösen und auszufällen.
4. Bindung der DNA an die Membran: C4 ist eine hochkonzentrierte Salzlösung, dadurch verändert sich die Salzkonzentration in der Probelösung und die DNA bindet somit an die Silica-Membran im MB Spin Column.
5. Waschschrift: die auf Ethanol basierende Waschlösung C5 wird zur Reinigung der gebundenen DNA verwendet. Etwaige Salzreste, Huminsäure oder andere Verunreinigungen werden herausgewaschen, während die DNA gebunden bleibt.
6. Elution: bei diesem letzten finalen Schritt wird die DNA von der Membran gelöst. Durch die niedrigere Salzkonzentration der Elution-Lösung C6 (10mM TrisHCl) wird die durch hohe Salzkonzentrationen gebundene DNA von der Silica-Membran gelöst. Die fertige DNA ist nun für weitere Anwendungen, wie die Sequenzierung fertig oder kann bei 4°C (Kurzzeit)/-20°C (Langzeit) gelagert werden.

Quantifizierung DNA

Die DNA-Konzentration wurde mittels Qubit Fluorometer (ThermoFisher Qubit 4 Fluorometer) bestimmt, da es schnell und präzise misst. Die Qualität wurde mit Hilfe eines Nanoready micro UV-Vis Spectrophotometers (Hangzhou Lifereal Biotechnology) ermittelt, dabei gibt es zum einen das Verhältnis von A260 zu A280 wieder (Verhältnis von DNA zu Proteinen) und zum anderen das Verhältnis von A260 zu A230 (Verhältnis von DNA zu Verunreinigungen wie phenolischen Verbindungen und Polysacchariden). Für eine erfolgreiche Sequenzierung werden Qualitäts- und Quantitätsanforderungen an die Proben erhoben (Konzentration $\geq 1\text{-}10\text{ ng}/\mu\text{L}$; Quantität 20-200 ng).

DNA-Sequenzierung

Die DNA-Proben wurden zur Sequenzierung an LGC Genomics (Berlin, Deutschland) übermittelt. Die Amplikonsequenzierung mikrobieller Gemeinschaften in Bodenproben wurde mittels Next-Generation-Sequencing (NGS) auf der der Illumina MiSeq Plattform durchgeführt. Als Methode wurde eine Paired-End-Sequenzierung gewählt, mit einer Leselänge von 2 x 300 bp. Die Ziel-Amplikonregionen umfassen das prokaryotische 16S-rRNA-Gen (Primerpaar: Seq5F – Seq7R) und die eukaryotische ITS-Region (Primerpaar: ITS3F – ITS4R).

Zur Sequenzierung wurden 2x120 Proben geschickt (60 je Standort und diese je einmal für die Bakterien- und einmal für die Pilzbestimmung), zusätzlich wurden 144 weitere Proben mitgeschickt. Diese 144 Proben waren Bodenproben, die mehrfach extrahiert werden mussten, aufgrund von zu niedrigen Qualitätswerten, die unterschiedlichen Qualitätswerte sind auf die nicht idealen Wetterbedingungen bei der Probennahme zurückzuführen (viel Regen).

Ein erfolgreiches Sequenzierergebnis besteht aus DNA-Sequenzen aller vorhandener Mikroorganismen, diese werden mit internationalen DNA-Datenbanken abgeglichen und eine Liste der gefundenen Organismen wird erstellt. LGC Genomics führte erste grobe Vergleiche der Standorte, der Vegetationsarten und Bodentiefen durch.

Bestimmung der mikrobiellen Biomasse:

Neben der Analyse der Biodiversität der bodenmikrobiologischen Gemeinschaft wurde auch deren Biomasse bestimmt. Der in der mikrobiellen Biomasse gebundene Kohlenstoff und Stickstoff wurde mit der Chloroform-Fumigation-Extraktionsmethode (CFE) nach Kaiser et al. (2011) bestimmt. Dazu wurde ein Aliquot der Böden direkt mit 1M Kaliumchlorid extrahiert. Ein zweites Aliquot der Böden wurde zuerst für 48 h mit Chloroform fumigiert und anschließend mit 1M Kaliumchlorid extrahiert. Alle Extrakte wurden

auf den Gesamtgehalt an extrahiertem Kohlenstoff und Stickstoff mit einem Shimadzu TOC-L/TNM-L Analysator bestimmt. Die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der unfumigierten Proben wurden im Anschluss von den Gehalten in den fumigierten Proben abgezogen, um die mikrobielle Biomasse zu bestimmen. Ein Korrekturfaktor für unvollständige Extraktion von $K_{EC} = 0,45$ und $K_{EN} = 0,54$ wurde dabei angewendet (Jenkison et al., 2004).

Datenanalyse:

Der Einfluss des Grundgesteins (Standort), der Bodentiefe, und der Treatments (Aufforstung, Wiese, Altbestand) auf die mikrobielle Biomasse (Kohlenstoff und Stickstoff, Cmic, Nmic) wurde mittels ANOVA (saturated model with interaction) analysiert und mittels Tukey Post-Hoc Test wurde auf Unterschiede zwischen einzelnen Treatment-Kombinationen innerhalb der beiden Standorte getestet. Mikrobielle Biomassen in den einzelnen Plots wurden mit anderen parallel gemessenen Bodenparametern wie Corg, Ntot, und pH-Wert korreliert (Spearman).

DNA-Datenanalyse: Folgende Schritte wurden vom Sequenzierlabor LGC Genomics mit Standardmethoden durchgeführt: Demultiplexing, d.h. Auflistung der Roh-Sequenzen (alle gefunden Sequenzen pro Probe, mit Illumina bcl2fastq v2.20 software; Illumina o.J.), Adapter Clipping (Entfernung der während der Analyse angefügten Adaptor-Sequenzen), Primer Clipping (Entfernung der Primer-Sequenzen aus der PCR), forward and reverse merging - Zusammenführung der Sequenzierungen aus beiden Richtungen mit BBMerge v34.48 (Bushnell o.J.).

Für die Identifizierung der Arten als vorläufige taxonomische Einheiten (original taxonomic units, OTUs), die Analyse der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften (Community analysis) wurden die Software-Pakete Mothur 1.35.1 (Schloss et al. 2009), QIIME v1.9.0 (Caporaso et al. 2010) und NCBI BLAST+ v2.10.0 (Altschul et al. 1990) verwendet; Details mit den Einstellungen dazu sind in einem eigenen Dokument angeführt. Es wurden jeweils die Standorte gesondert betrachtet, und die Pilze (Fungi) und Bakterien (Prokaryoten); innerhalb derselben dann die Vegetationstypen.

Mit diesen Listen für OTUs pro Probe die Shannon- (Alpha-)Diversität und die Beta- (Bray-Curtis-) Diversität nach Standardmethoden berechnet; letztere wurde einer Principle Coordinate Analysis (PCoA) unterzogen, um die Proben zu gruppieren. Die funktionellen Gruppen wurden mit dem Programm bzw. der Datenbank FungalTraits ermittelt (Pölme et al. 2020). Für die Prokaryonten/Bakterien wurde FAPROTAX verwendet (Louca et al. 2016). Statistische Analysen und funktionelle Zuordnung wurden in der R-Software Umgebung (Version 4.3.1) mit dem package „microeco“ (Liu et al. 2021) durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Mikrobielle Biomasse:

Die beiden Versuchsstandorte unterschieden sich grundsätzlich hinsichtlich der mikrobiellen Biomassegehalte im Boden, wobei die mikrobielle Biomasse (C als auch N) in den Silikatböden am Standort Sticklerhütte signifikant geringer waren als in den Böden am Karbonatstandort Bschlabs (Anova, $p < 0.001$). Auch die Bodentiefe hatte einen Einfluss auf die mikrobielle Biomasse, welche im Unterboden (10-20 cm Tiefe) signifikant niedriger war als im Oberboden ($p < 0.001$). Insgesamt hatte auch der Vegetationstyp (Treatment: Aufforstung, Wiese/Weide, Altbestand) einen signifikanten Einfluss auf die mikrobielle Biomassegehalte im Boden ($p = 0.02$).

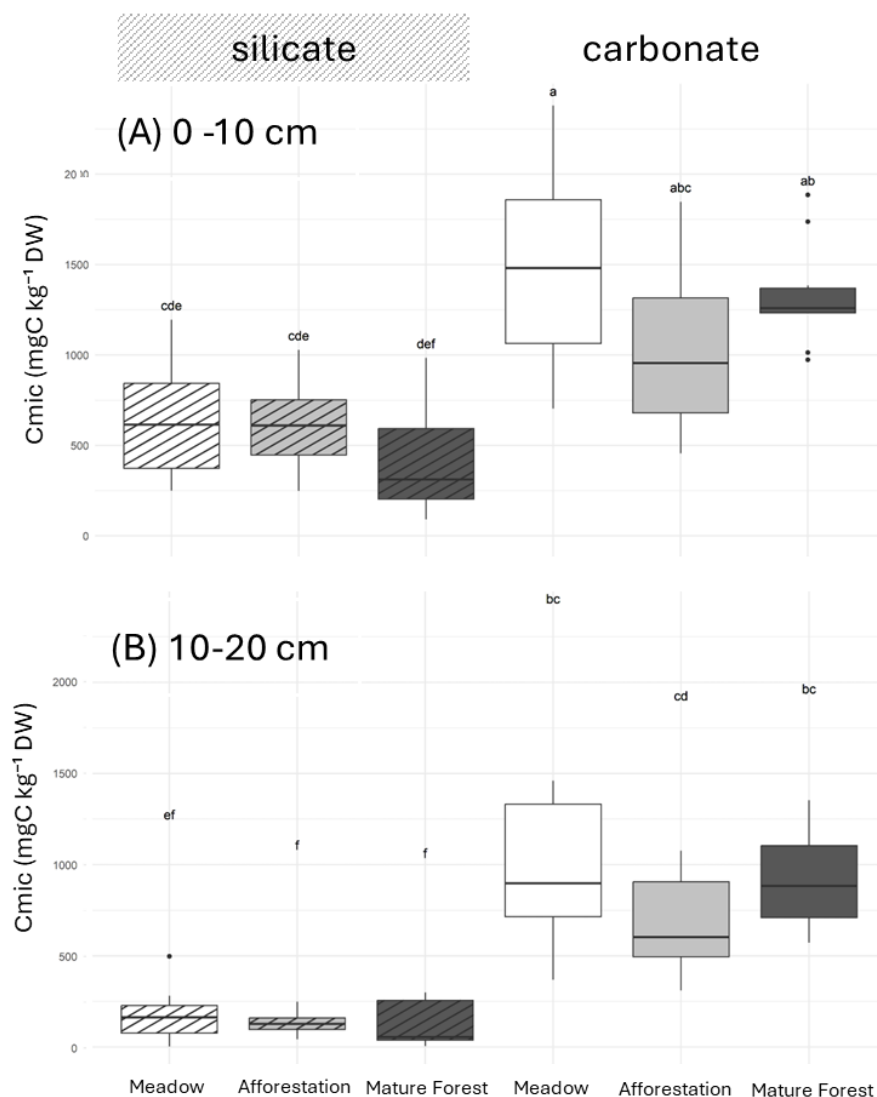


Abbildung 1: Mikrobielle Biomasse in den Böden der beiden Untersuchungsgebiete Sticklerhütte (silicate) und Bschlabs (carbonate) in den Bodenschichten (A) 0-10 cm Tiefe, (B) 10-20 cm Tiefe. Boxplots stellen die Verteilung der Cmic-Werte dar, wobei der Median als Linie innerhalb jeder Box dargestellt ist und die Whisker den 1,5-fachen Interquartilsbereich angeben. Unterschiedliche Kleinbuchstaben weisen auf statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Treatments (weiß: Wiese/Weide, grau: Aufforstung, dunkelgrau: Altbestand) hin ($p < 0.05$, Post-Hoc-Test).

Abbildung 1 zeigt die Verteilung der mikrobiellen Biomasse im Ober- und Unterboden der beiden Standorte (Sticklerhütte = Silikat; Bsclabs = Karbonat). Am Silikat-Standort waren die Mikrobiellen Biomassen generell niedriger als in Bsclabs, wobei besonders im Unterboden nur mehr sehr geringe Werte auftraten. Am Karbonat-Standort waren die Unterschiede zwischen den Biomassen im Ober- und Unterboden bedeutend kleiner als am Silikat-Standort (Abb. 1).

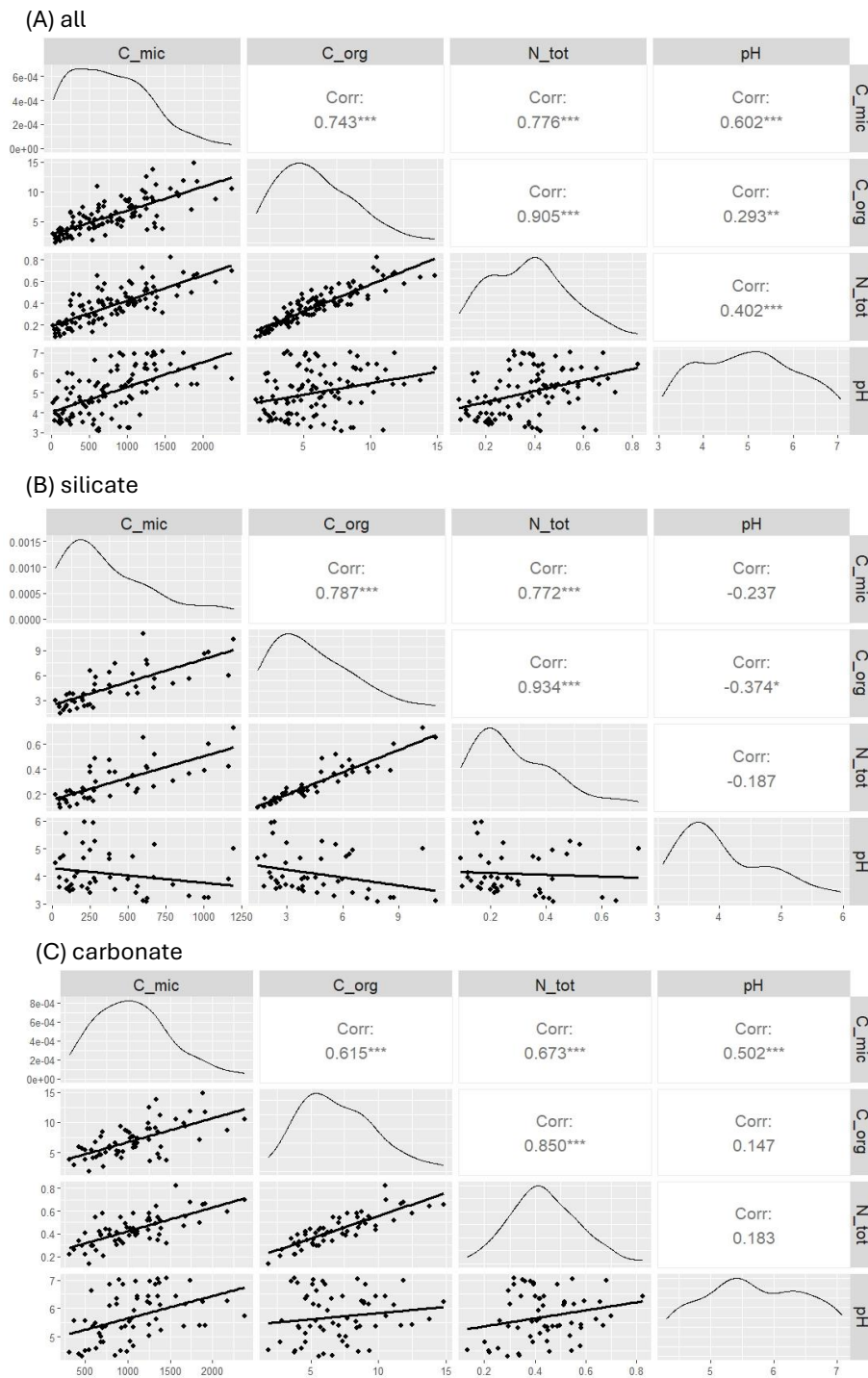


Abbildung 2: Korrelationsmatrix (Spearman) der Variablen mikrobieller Biomasse-Kohlenstoff (C_mic), organischer Bodenkohlenstoff (C_org), Bodenstickstoff (N_tot) und Boden pH-Wert. Corr.: Korrelationskoeffizient (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$)

Die mikrobiellen Biomassen in den Aufforstungen unterschieden sich nicht signifikant von den Biomassen in den benachbarten Wiesen bzw. Weideflächen (Abb. 1). Die mikrobielle Biomasse im Altbestand zeigte innerhalb der jeweiligen Standorte auch keine klare Tendenz gegenüber den Biomassen der anderen Behandlungen.

Die Mikrobielle Biomasse war mit dem Gehalt an organischen Boden-Kohlenstoff positiv korreliert (Abb. 2). Das war erwartbar, da besonders bodenbewohnende Bakterien, Protozoen und andere Eukaryoten kohlenstoff- und/oder stickstofflimitiert sind, und bei höherer Verfügbarkeit von abbaubaren organischen Verbindungen, typischerweise auch höhere mikrobielle Biomassen im Boden vorhanden sind. Da die N-Gehalte des Bodens ebenfalls positiv mit der mikrobiellen Biomasse korrelierten, kann schwer gesagt werden, ob der Kohlenstoffgehalt im Boden oder der Stickstoffgehalt ausschlaggebender waren (C/N zeigte keinen Einfluss auf die mikrobielle Biomasse). Die niedrigeren Corg und Ntot Gehalte im Boden auf silikatischem Grundgestein erklären somit höchstwahrscheinlich auch die deutlich geringeren Biomassen am Standort Sticklerhütte. Über alle Standorte, Bodentiefen und Behandlungen hinweg (Abb. 2A) waren die mikrobiellen Biomassen auch mit dem pH-Wert des Bodens positiv korreliert. Ein ähnliches Muster zeigte sich auch am Einzelstandort Bschlabs (auf Karbonat, Abb. 2C), während am Standort Sticklerhütte (Silikat) keine Korrelation zwischen Cmic und pH-Wert festgestellt war (Abb. 2B). Die Aufforstung hat generell zu einer Versauerung der Böden geführt (siehe AP5), somit wurden am Standort Bschlabs die etwas niedrigeren mikrobiellen Biomassen in den Aufforstungsflächen (Abb. 1) möglicherweise durch die dortige Versauerung des Oberbodens hervorgerufen. Die Corg Gehalte in den Böden der verschiedenen Behandlungen waren innerhalb beider Standorte ähnlich hoch (siehe AP5) und sollten somit keinen Einfluss auf die mikrobielle Biomasse in den Böden der unterschiedlichen Behandlungen ausgeübt haben.

Mikrobielle Diversität

Von LGC „Genomics wurden die „rohen“ DNA-Sequenzen (alle gefundenen Sequenzen pro Probe), dieselben ohne die während der Analyse angefügten Adaptor-Sequenzen, ohne die Primer aus der PCR, die zusammengefüigten Sequenzen nach Zusammenführung der Sequenzierungen aus beiden Richtungen, und erste Datenanalysen der Community Diversity-Analyse von Prokaryonten und Eukaryonten geliefert. Dafür wurden die übereinstimmenden Sequenzen zu vorläufigen taxonomischen Einheiten (OTUs) zusammengefasst. Diese wurden auf der Grundlage von Datenbank-Vergleichen einer biologischen Art (oder, wenn das nicht möglich war, einem Genus oder einer Familie) zugeordnet und entsprechende Tabellen erstellt. Erste Analysen der Diversität innerhalb jeder Probe (Alpha-Diversität) und Unterschiedlichkeit der Proben (Beta-Diversität) wurden ebenfalls geliefert, auch aufgeschlüsselt nach Standort und Treatment. Dabei zeigte sich, dass der größte Unterschied zwischen den Standorten bestand (und ein Vergleich der Vegetationsformen über beide Standorte hinweg wenig aussagekräftig war). Es wurden insgesamt 12132 vorläufige taxonomische Einheiten bei Bakterien/Prokaryonten und 12835 bei den Eukaryonten gezählt. Unter den ersteren fanden sich fünf Gruppen von Archaeen und 36 von Bakterien; unter den letzteren stellten die Fungi (Pilze) und Metazoa (mehr- bzw. vielzellige Tiere) den Großteil der gefundenen Arten. Auf den ersten Blick unterschieden sich die Proben vor allem nach den Standorten, d.h. nach dem Grundgestein.

Die Analysen wurden also für beide Standorte getrennt wiederholt. Bezüglich der Unterschiedlichkeit nach Anzahl der gefundenen Arten (Alpha-Diversität) zeigte sich ein relativ klarer, ansteigender Trend

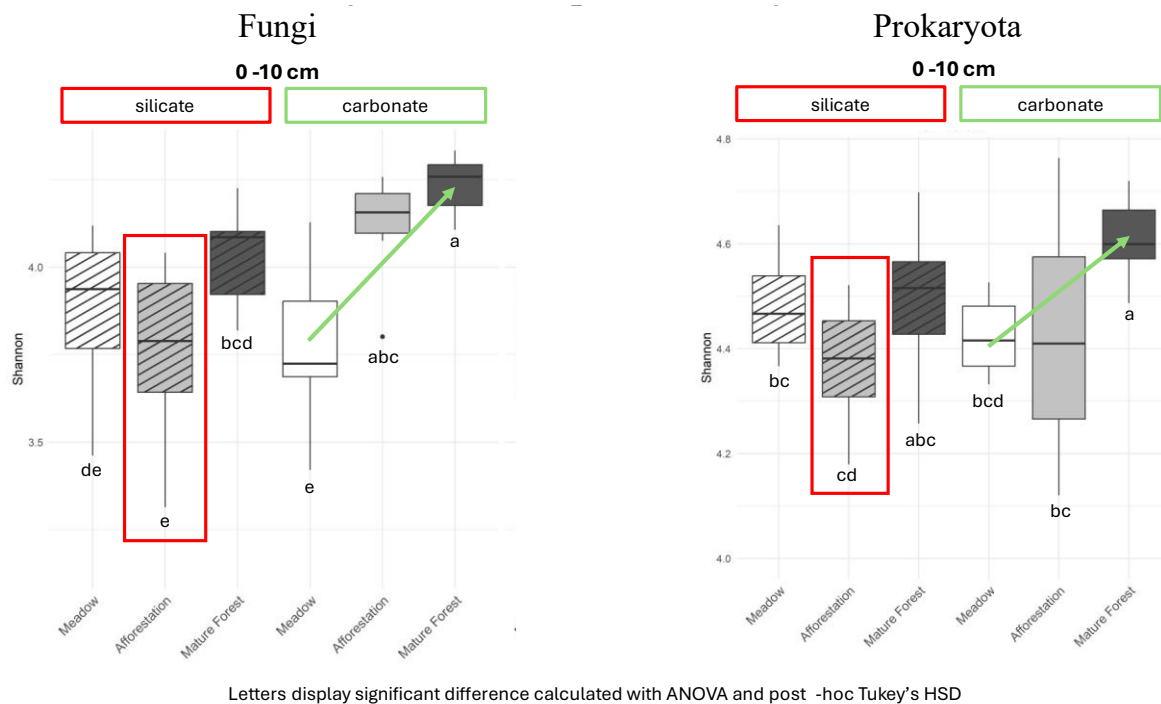


Abbildung 3: Diversitätsindices zur Alpha-Diversität (Shannon-Index) für Pilze (Fungi, links) und Bakterien (Prokaryota, rechts) am Silikat- (silicate) und Karbonatstandort (carbonate) jeweils unter Wiese (meadow), Aufforstung (afforestation) und Altbestand (mature forest). Gleiche Kleinbuchstaben bezeichnen statistisch nicht unterschiedliche Werte.

über Karbonat von Wiese über Aufforstung zum Altbestand, während über Silikat die Werte für die Wiese etwas höher als über Karbonat, aber im selben Größenbereich waren, in der Aufforstung leicht absanken, um im Altbestand zwar auch erhöht zu erscheinen, aber doch hinter dem Karbonatbestand zurückbleibend (Abb. 3).

Die Beta-Diversität (Unterschiedlichkeit in der Zusammensetzung) zeigte ebenfalls interessante Gruppierungen (nach einer principal coordinate analysis, PCoA; Abb. 4). Die Pilze in der Wiese des Karbonat-Standortes unterschieden sich deutlich von der Aufforstung und dem Altbestand, zwischen denen es eine starke Überlappung, aber dennoch Unterschiede gab. Im Silikat war es ähnlich, wobei die Aufforstung einen Teilbereich der Diversität des Altbestandes abdeckte. Die Diversitäten der beiden Wiesen berührten sich, während es bei den Baumbeständen die geringsten Ähnlichkeiten gab. Für die Bakterien ist die Unterscheidung nicht so leicht interpretierbar; in der Karbonat-Wiese ist ein Teilbereich der Ellipse der Aufforstung inkludiert; der Altbestand überlappt sich teilweise mit beiden und ist leicht verschoben. Demgegenüber sind die Breiche (Ellipsen) im Silikat größer, die von Wiese und Altbestand überlappen in einem großen Teilbereich, und die Aufforstung deckt nur einen ziemlich engen Bereich dieser Überlappung mit ab.

Man kann die Arten nach funktionellen Gruppen eingeteilt betrachten; dabei spielt ihre Lebensweise und Spezialisierung die größte Rolle. Demnach (Abb. 5) ist im Silikat von der Wiese zur Aufforstung und weiter zum Altbestand zuerst eine prozentuale Steigerung der häufigsten Spezialisierungen (most abundant functional groups) als auch Mycorrhizsa-Pilzgruppen (mycorrhizae relative abundance)

festzustellen (die Werte erreichen mehr als 100 %, da einzelne Arten mehr als einer Spezialisierung zugerechnet werden können), zum Altbestand hinsinkt sie wieder etwas ab. Man gewinnt den Eindruck einer „Übergangsgesellschaft“, die funktionelle Elemente beider Vegetationsformen (Wiese und Altbestand) vereint. Dies geht jedoch nicht mit einer steigenden Anzahl von Arten an sich einher (vgl. Abb. 3). Im Karbonat hingegen steigen in beiden Betrachtungsweisen die summierten Prozentwerte in dieser Abfolge (Wiese zu Aufforstung zu Altbestand) jeweils kontinuierlich an, etwas ausgeprägter bei den Mykorrhizen, was logisch erscheint (zunehmende Präsenz von Mykorrhiza in den reifenden Baumbeständen). In der Wiese gibt es jeweils weniger Wurzel-Endophyten, mehr Wurzel-assoziierte Pilze, weniger Ektomykorrhiza, weniger corticoide Pilze, mehr Wurzel-abbauende Pilze und weniger aquatische Pilze. Speziell auf die Mykorrhiza bezogen, ist in allen Fällen eine große Mehrheit von Ektomykorrhiza zu sehen, wobei in der Wiese auch erikoide Mykorrhiza eine Rolle spielen; diese nehmen mit dem Reifen der Bestände naturgemäß ab.

Auch für die Bakterien (Prokaryota; Abb. 6) zeigt sich als erster Eindruck dieser Anstieg beim „Übergang“ von Wiese zu Aufforstung, und die nachfolgende leichte Reduktion hin zum Altbestand bei den funktionellen Gruppen. Möglicherweise ist die Spezialisierung im Silikat für beide Lebensformen wichtiger; in der Aufforstung halten sich eventuell noch Wiesen-Spezialisten, zu denen sich bereits die des Baumbestandes gesellen. Im Altbestand nehmen die Wiesen-Arten vielleicht wieder ab. Im Gegensatz dazu steigt auch bei den Bakterien die Summe der Prozentwerte der Spezialisierungen mit

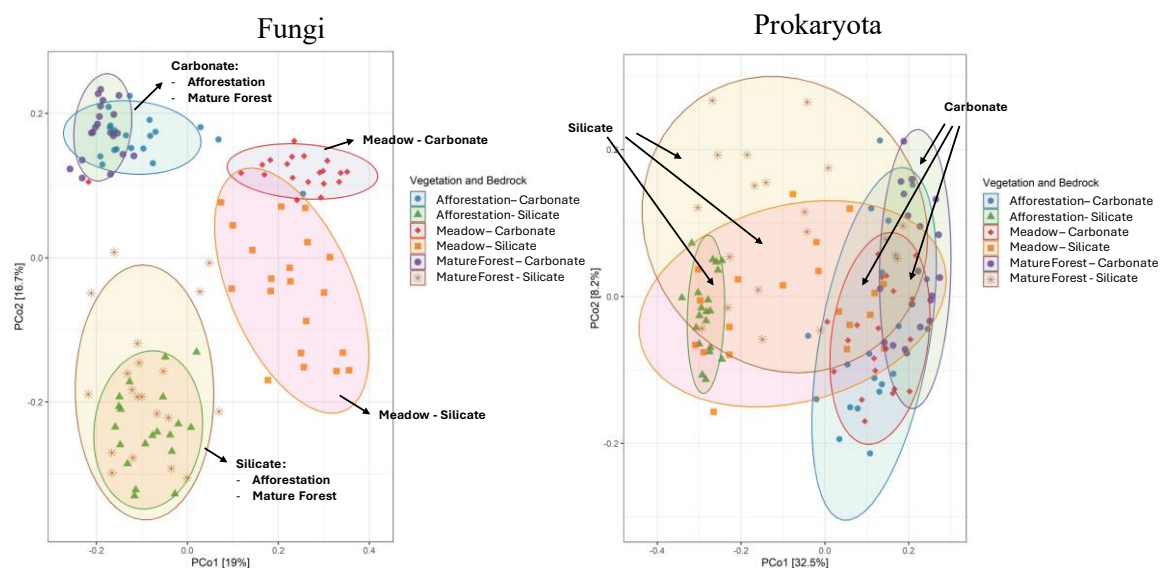


Abbildung 4: Principal coordinates analysis (PCoA) der Beta-Diversität basierend auf Bray–Curtis Unterschiedlichkeiten für Pilze (links) und Bakterien (rechts), nach Vegetationstypen und Standort/Grundgestein gruppiert. Jeder Punkt stellt eine Probe dar, und die Ellipsen umfassen jeweils 95 %ige Konfidenz-Intervalle dieser Gruppen. Die Prozentwerte der gesamten Variation, die durch die ersten beiden Achsen der PCoA erklärt werden, sind dort angeführt.

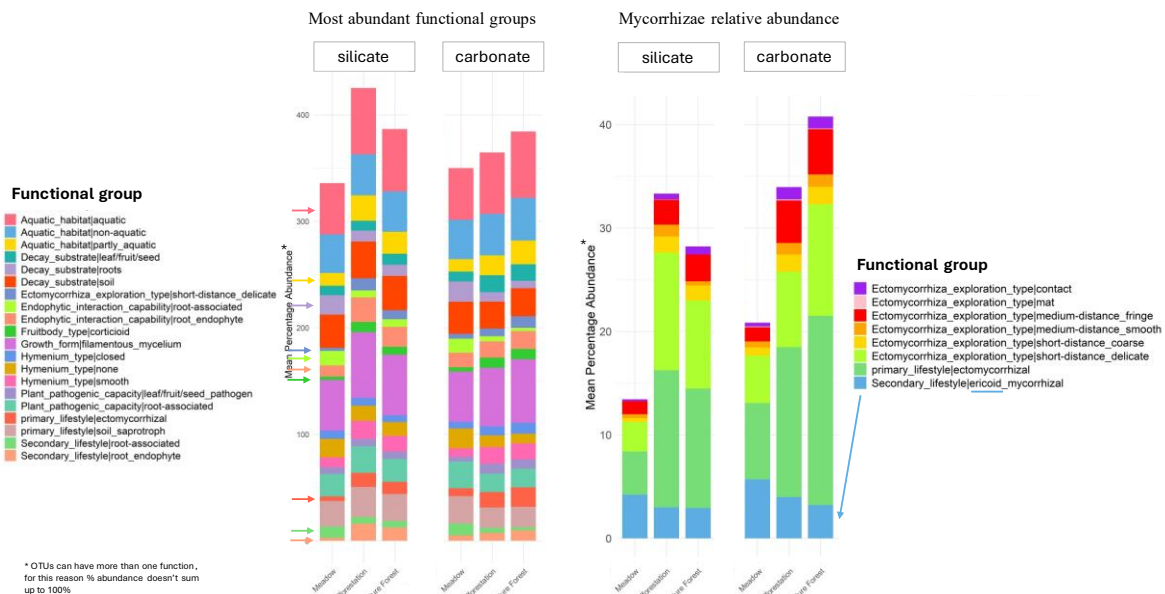


Abbildung 5: Zusammensetzung der funktionellen Gruppen nach Vegetationstyp und Grundgestein, analysiert mit der FungalTraits Datenbank. Links – Häufigste pilzliche funktionelle Gruppen, als aufsummierte durchschnittliche Prozentwerte der Häufigkeit dargestellt. Rechts – Mykorrhiza Gruppen nach ihrer unterschiedlichen Lebensweise.

diesem Übergang; möglicherweise unterstützt dieses Grundgestein einfach generell mehr Diversität im Altbestand – hier bietet sich ein Vergleich mit der Pflanzen-Vegetation und den anderen erhobenen Elementen der Biodiversität an. Dennoch gibt es allgemein große Überschneidungen bei den biologischen Arten zwischen den Vegetationstypen am jeweiligen Standort, und nur wenige Arten

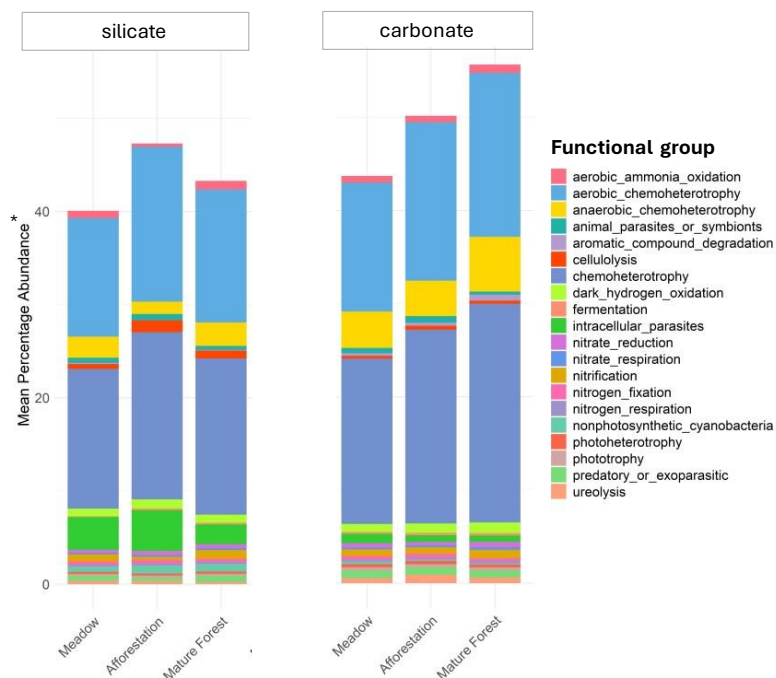


Abbildung 6: Relative Häufigkeiten der 20 häufigsten prokaryotischen funktionellen Gruppen (FAPROTAX Software). Die Balken zeigen wieder die aufsummierten durchschnittlichen Prozentwerte der Häufigkeit.

würden sich für deren Differenzierung anbieten. Um die bzw. deutlich über 90 % der Arten (89-97 %) finden sich in allen Vegetationstypen, wobei bei den Pilzen etwas mehr Differenzierung festgestellt werden kann (Abb. 7: Venn-Diagramm).

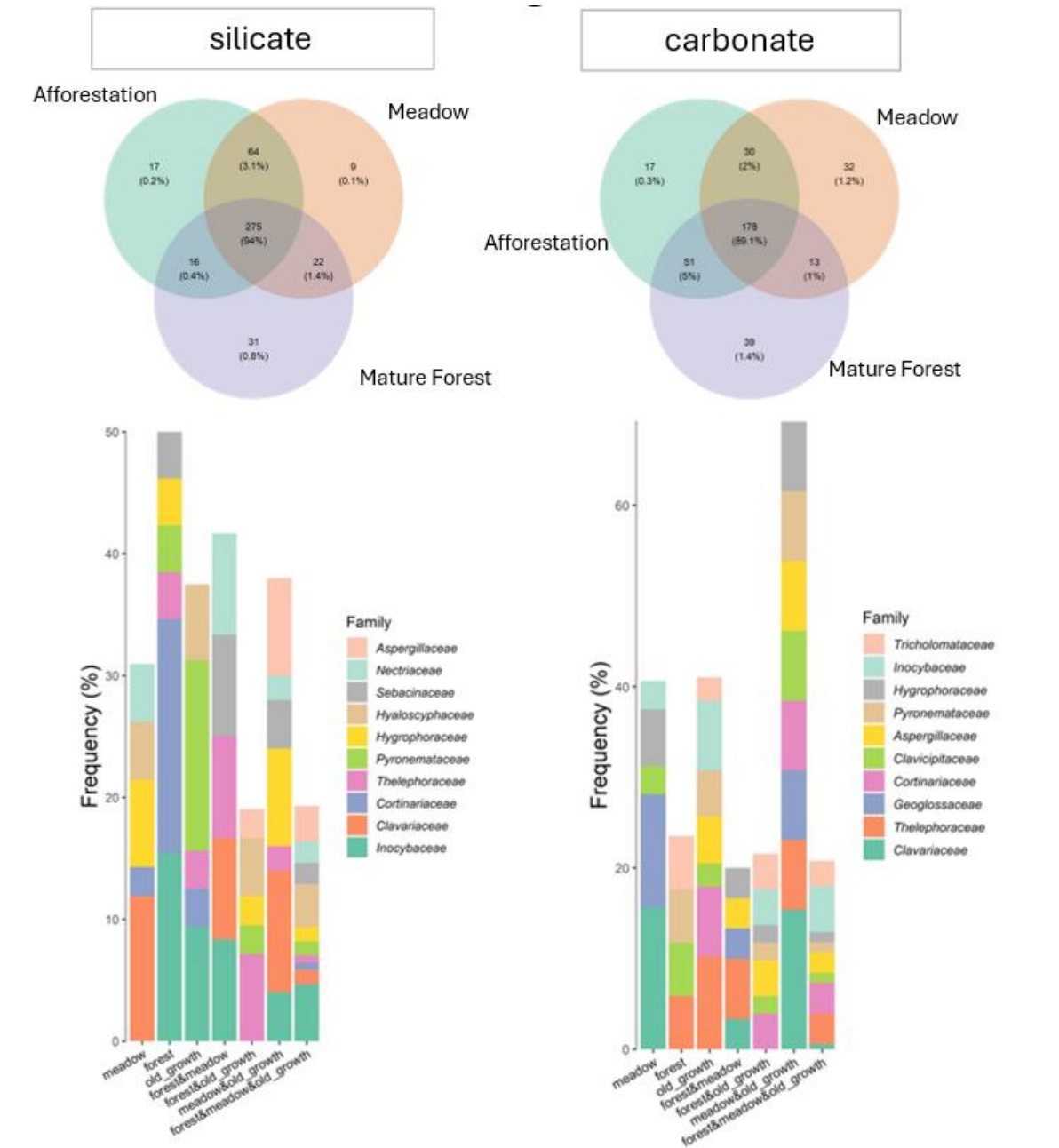


Abbildung 7: VENN-Diagramme der Überschneidungen zwischen verschiedenen Vegetationstypen in der Zusammensetzung der Pilze, jeweils im Silikat (silicate) und im Karbonat (carbonate). Darunter sind die Häufigkeiten nach Familien-Zugehörigkeit der biologischen Arten in Balkendiagrammen dargestellt.

Literaturverzeichnis AP4:

Altschul, S. F., Gish, W., Miller, W., Myers, E. W., & Lipman, D. J. (1990). Basic local alignment search tool. *Journal of molecular biology*, 215(3), 403-410.

Caporaso, J. G., Kuczynski, J., Stombaugh, J., Bittinger, K., Bushman, F. D., Costello, E. K., Fierer, N., Peña, A. G., Goodrich, J. K., & Gordon, J. I. (2010). QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. *Nature Methods*, 7(5), 335-336. URL: <http://qiime.org/>.

Illumina (ohne Jahr) bcl2fastq2 Conversion Software. URL: https://support.illumina.com/sequencing/sequencing_software/bcl2fastq-conversion-software.html.

Jenkinson D.S., Brookes P.C., Powlson D.S. (2004) Measuring soil microbial biomass. *Soil Biology & Biochemistry* 36, 5-7.

Kaiser, C., Fuchslueger, L., Koranda, M., Gorfer, M., Stange, C.F., Kitzler, B., Rasche, F., Strauss, J., Sessitsch, A., Zechmeister-Boltenstern, S., Richter, A. (2011) Plants control the seasonal dynamics of microbial N cycling in a beech forest soil by belowground C allocation. *Ecology* 92, 1036-1051

Liu, C., Cui, Y., Li, X., & Yao, M. (2021). microeco: an R package for data mining in microbial community ecology. *FEMS microbiology ecology*, 97(2), fiae255.

Louca, S., Parfrey, L. W., & Doebeli, M. (2016). Decoupling function and taxonomy in the global ocean microbiome. *Science*, 353(6305), 1272-1277. <https://doi.org/doi:10.1126/science.aaf4507>

Pöhlme, S., Abarenkov, K., Henrik Nilsson, R., Lindahl, B. D., Clemmensen, K. E., Kauserud, H., Nguyen, N., Kjoller, R., Bates, S. T., Baldrian, P., Frøslev, T. G., Adojaan, K., Vizzini, A., Suija, A., Pfister, D., Baral, H.-O., Järv, H., Madrid, H., Nordén, J., . . . Tedersoo, L. (2020). FungalTraits: a user-friendly traits database of fungi and fungus-like stramenopiles. *Fungal Diversity*, 105(1), 1-16. <https://doi.org/10.1007/s13225-020-00466-2>

Schloss, P. D., Westcott, S. L., Ryabin, T., Hall, J. R., Hartmann, M., Hollister, E. B., Lesniewski, R. A., Oakley, B. B., Parks, D. H., & Robinson, C. J. (2009). Introducing mothur: open-source, platform-independent, community-supported software for describing and comparing microbial communities. *Applied and Environmental Microbiology*, 75(23), 7537-7541. URL: <http://www.mothur.org>.

AP 5: BODENKOHLENSTOFF

Einleitung

Böden speichern große Mengen an organischem Kohlenstoff, der sich über Jahrhunderte, oder Jahrtausende, durch den Abbau von toter Biomasse (Blätter, Wurzeln, Bodenorganismen, etc.) ansammelte. Dieser organische Kohlenstoff (Corg) im Boden ist verschieden stark in der Bodenmatrix festgelegt. Ein beträchtlicher Anteil des Kohlenstoffs ist stark in Humuskomplexen oder an mineralischen Oberflächen gebunden (stabiler Bodenkohlenstoff), während andere Teile aufgrund ihrer chemischen Zusammensetzung leichter für Bodenmikroorganismen abbaubar und verfügbar sind (labiler Bodenkohlenstoff). Böden an der Waldgrenze weisen generell hohe Konzentrationen von Corg auf, weil der Abbau von Bodenkohlenstoff aufgrund der niedrigen Temperaturen verlangsamt ist. Bergwiesen können besonders hohe Kohlenstoffvorräte haben, da Gräser über ein ausgedehntes Feinwurzelgeflecht verfügen, über welches ein Großteil des vom oberirdischen Pflanzenteil assimilierten Kohlenstoffs in den Boden transportiert wird. In Bergwäldern werden oft ähnlich hohe Bodenkohlenstoff-Gehalte gemessen, wobei hier ein größerer Teil in der sogenannten Bodenaufgabe vorkommt, welche aus der Nadel- oder Laubstreu und der darunterliegenden Humusschicht besteht. Der Kohlenstoffeintrag unterscheidet sich grundlegend zwischen Wald und Grasland, sowohl hinsichtlich der Mengen als auch hinsichtlich der chemischen Zusammensetzung der unterschiedlichen Komponenten (Laub- und Wurzelstreu). Diese Unterschiede können sich auf die Kohlenstoffspeicherung im Boden, als auch auf die Diversität des Bodenlebens (siehe AP4) auswirken.

Die Bewaldung von Flächen mit Wiesen- oder Zwergstrauchvegetation nahe der Waldgrenze kann sich somit auch auf unterschiedliche Weise auf die Kohlenstoffspeicherung im Boden auswirken: (1) Hochlagenaufforstungen können die Kohlenstoffeinträge in den Boden quantitativ und qualitativ beeinflussen. So können zum Beispiel Einträge aus Laub- und/oder Nadelstreu zunehmen, während gleichzeitig der Kohlenstofffluss in den Boden über die Wurzeln (Wurzelstreu und Abgabe von labilem Kohlenstoff aus den lebenden Wurzeln – die sogenannte „Exudation“) kleiner wird, da die Wurzelbiomasse in Wäldern generell geringer ist als in Grasland (2) Der Wandel in der Vegetation von Wiese hin zu Wald kann sich auf die Qualität des Bodenkohlenstoffs und seine Abbauraten auswirken. Ändert sich das Bodenmikroklima, oder wird der Corg leichter verfügbar für Bodenmikroorganismen, dann kann dieser verstärkt abgebaut werden, was schlussendlich zu einem Verlust von Bodenkohlenstoff in Form von CO₂ an die Atmosphäre führt. Tritt dies ein, könnte ein Teil des CO₂, welches nach der Aufforstung in der Baumbiomasse gebunden wird, durch den Verlust von Bodenkohlenstoff wieder wettgemacht werden und die Gesamt CO₂-Sequestrierung entsprechend geringer ausfallen. Andererseits könnte durch den höheren Streueintrag im Wald nach der Aufforstung zusätzlicher Kohlenstoff im Boden gebunden werden, was den Effekt der CO₂-Sequestrierung sogar verstärken könnte.

Wissenschaftliche Untersuchungen zur Auswirkung von Aufforstungen in Hochlagen nahe der Waldgrenze auf die Kohlenstoffspeicherkapazität der dortigen Böden sind rar und beschränken sich auf einzelne Fallstudien. Im Projekt BERGAUF werden erstmals überregional an mehreren Aufforstungsstandorten nicht nur die Kohlenstoffvorräte untersucht, sondern auch die Qualität und Abbaubarkeit des Bodenkohlenstoffs untersucht und mit jenen von unbewaldeten Standorten gegenübergestellt. Ein weiteres Augenmerk liegt auf der Durchwurzelung der unterschiedlichen Böden, welche zentral für die CO₂-Sequestrierung ist.

Methodik

Die Böden von Aufforstungen und entsprechenden unbewaldeten Flächen wurden an allen fünf Standorten intensiv beprobt. Insgesamt wurden 100 Bodenprofile ausgehoben, eine beträchtliche und in früheren Studien kaum erreichte Anzahl. Fünfzig dieser Bodenprofile wurden in den Aufforstungen ausgehoben und weitere 50 außerhalb der Aufforstungen auf angrenzenden unbewaldeten Flächen. Von diesen Bodenprofilen wurden Bodenproben in mehreren Tiefenstufen zur Bestimmung von Gesamtkohlenstoff (C) und Gesamtstickstoff (N), sowie zur Bestimmung der Qualität des organischen Kohlenstoffs mittels Fourier-Transform-Infrarot (FTIR)-Analyse entnommen (Abb. 1). Die Profile wurden bis zu einer maximalen Tiefe (wo möglich) von 60 cm gegraben. Für die Berechnung der C- und N-Vorräte wird des Weiteren die genaue Bestimmung der Lagerungsdichte des Bodens (g/cm^3) benötigt. Zu diesem Zweck wurden Proben zur Dichtebestimmung ebenfalls in allen Bodentiefen mithilfe von Edelstahlzylindern mit definiertem Volumen (6 cm innerer Durchmesser; 3,5 cm Höhe; 99 cm^3 Volumen) genommen.

Neben der Lagerungsdichte ist ein wichtiger Parameter zur Berechnung der Kohlenstoffvorräte der Grobskelettanteil, also der Steingehalt des Bodens. Die Masse und das Volumen der Steine in den Stahlzylindern wurde bestimmt und bei der Berechnung der Lagerungsdichte ebenfalls berücksichtigt. Der Grobskelettanteil im Boden wurde zusätzlich auch direkt in den Bodenprofilen optisch mit Hilfe der Vorlage des Bestimmungsschlüssels Österreichischer Böden als Hilfestellung geschätzt, was aufgrund der teils sehr hohen Steingehalte dennoch herausfordernd war. Zur Schätzung wurden einerseits der sichtbare Steingehalt in der Profilwand herangezogen, andererseits wurde auch der Steingehalt im ausgehobenen Material berücksichtigt (Abb. 2). Da die Schätzung immer eine gewisse subjektive Komponente der schätzenden Person beinhaltet, wurden alle Steingehalte aller Bodenprofile von derselben erfahrenen Person vorgenommen um jedweden Einfluss auf die Vergleichs-Ergebnisse zwischen den unterschiedlichen Behandlungen (Aufforstung, unbewaldete Vergleichsfläche) auszuschließen.



Abbildung 1: Zwei exemplarische Bodenprofile am Standort Bsclabs (auf kalkhaltigem Grundgestein). Links der Waldboden, rechts der Boden auf der angrenzenden Grasfläche. Bodenproben wurden in den links angedeuteten Bodentiefen geworben. Die Probenwerbung erfolgte mittels Klappschaufel (rechts oben), wobei besonders darauf geachtet wurde, dass keine Vermischung von Boden aus darüberliegenden Schichten vorkam. Für die Bestimmung der Lagerungsdichte der Böden in den einzelnen Schichten wurde mit Hilfe eines Edelstahlzylinders (rechts unten) eine volumengetreue ungestörte Probe in der jeweiligen Schichtmitte genommen.

Die Feinwurzeln der Bäume und Gräser/Sträucher spielen eine besondere Rolle in der Kohlenstoffdynamik von Böden. Zu deren Bestimmung wurden auf jedem Probepunkt Bohrkerne mit definiertem Volumen in einer Tiefe von 0-10 cm und 10-20 cm genommen. Die Probennahme erfolgte mittels Profilbohrer, welcher bis zur entsprechende Bodentiefe eingeschlagen wurde (Abb. 3).

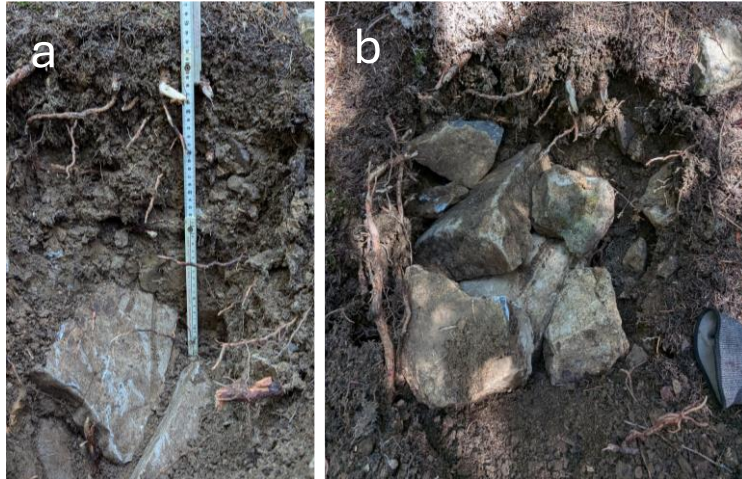


Abbildung 2: (a) Grobskelett-gehalt, wie er sich an der Wand des Bodenprofils darstellt. (b) Dasselbe Bodenprofil gefüllt mit jenen größeren Steinen, die beim Ausgraben desselben zum Vorschein kamen. Eine Ansprache nur nach der Profilwand würde tendenziell zu einer Unterschätzung des Steingehaltes führen.

Die Wurzelproben wurden grobsortiert und auf 5mm gesiebt, um Steine und wurzelfrei Erde abzuscheiden. In einem letzten Schritt wurden die Wurzeln in einem feinen Sieb gewaschen um auch Feinbodenpartikel zu entfernen. Danach wurden die gewaschenen Wurzeln bei 80°C über 24h hinweg getrocknet und anschließend wurde deren Masse durch Wägung bestimmt. Feinwurzeln wurden anhand ihres Durchmessers (< 2mm) aussortiert und deren Masse gesondert bestimmt.

In den Aufforstungen wurde auch die organische Auflage, oder auch Humusschicht, beprobt. Die Auflage setzt sich aus totem organischen Material wie Nadeln, Blättern, feinen Zweigen etc. zusammen, die an der Bodenoberfläche liegen und sich in verschiedenen Stadien der Zersetzung befinden. Dazu muss die Auflage flächen- und volumengetreu gesammelt werden, wobei ein Humusrahmen (Abb. 3) mit definierter Fläche (25 cm x 25 cm = 625 cm²) zum Einsatz kam. Die Auflagenproben wurden in einem nächsten Schritt getrocknet und gewogen um anschließend deren C- und N-Konzentrationen zu messen.



Abbildung 3: Von links nach rechts: Humusrahmen mit bereits daraus gesampelter Humusschicht, Einschlagbohrer für Wurzelproben. 10cm tiefes Loch aus der Wurzelprobennahme. Die Wurzelprobe für die 10-20 cm Bodenschicht wurde anschließend an derselben Stelle durch weiteres Einschlagen gewonnen.

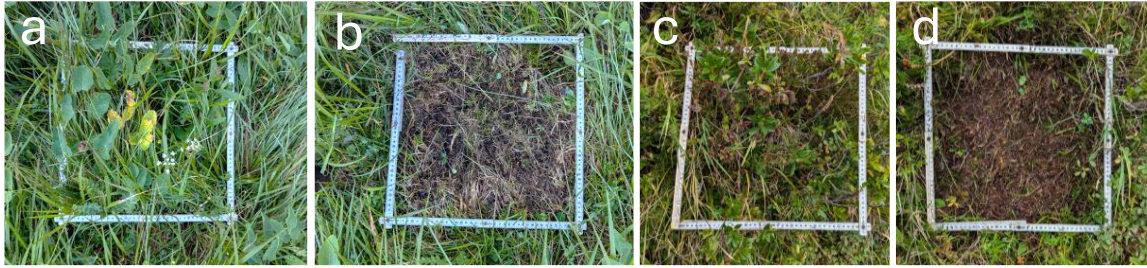


Abbildung 4: Biomassebestimmung der Bodenvegetation auf unbewaldeten Standorten. Die Vegetation war zwischen, aber auch innerhalb der Untersuchungsgebiete sehr unterschiedlich. (a) Gras und krautige Vegetation, (c) grasige Vegetation mit Zwergsträuchern und Almrausch. (b, d) Dieselben Stellen nach Aberntung der oberirdischen Biomasse.

Im Zuge der Bodenerhebungen wurde im Feld auch die oberirdische Biomasse auf den unbewaldeten Flächen beprobt. Dazu wurden alle oberirdischen Pflanzenteile innerhalb eines 40x40cm großen Quadrates geerntet (Abb. 4; auf je 10 Standorten pro Versuchsgebiet). Die geerntete Biomasse wurde 48 Stunden bei 80 °C getrocknet und im Anschluss gewogen. Für die Pflanzenbiomasse kann ein C-Anteil von 50% angenommen werden.

An je einer Stelle im aufgeforsteten Wald, sowie außerhalb davon wurde ein Temperatur-Datenlogger in einer Tiefe von exakt 10 cm vergraben (Abb. 5a). Der besonders resistente Messensor und integrierte Datenlogger kann für ein Jahr im Boden verbleiben und danach ausgelesen werden. Die Bodentemperatur wird halbstündlich aufgezeichnet. Die Daten sollen Aufschluss geben, wie sich die Aufforstung auf die Bodentemperatur auswirkt. Sensoren wurden in allen fünf Untersuchungsgebieten installiert und werden im Sommer 2025 ausgelesen. Um die Temperatursensitivität der mikrobiellen Abbauraten zu analysieren, wurden aus dem Oberboden (0-10 cm) zusätzliche Bodenproben entnommen und im Labor unter kontrollierten Bedingungen bei Temperaturen von 3-15°C inkubiert. Die CO₂ Flussraten aus den inkubierten Bodenproben geben Aufschluss über die mikrobielle Aktivität, bzw. darüber ob bei gleicher Temperatur in den aufgeforsteten und un-



Abbildung 5: (links) Sensoren zur Messung der Bodentemperatur im Feld (10 cm und 20 cm Tiefe). (rechts) Inkubationsanlage zur automatischen Messung der CO₂ Freisetzung im Labor.

aufgeforsteten Böden mehr oder weniger CO₂ produziert wird. Die Inkubation wurde in einer automatisierten Laboranlage am BFW durchgeführt (Abb. 5b).

Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) Bestimmung, sowie zur Bestimmung der Qualität des organischen Kohlenstoffs mittels FTIR-Analyse

Für die Berechnung der C und N Vorräte wurde die Bodendichte (g/cm³) nach ÖNORM EN ISO 11272 bestimmt. Dazu wurden in allen Horizonten unter weitgehendem Erhalt der natürlichen Lagerung des Bodens mithilfe von Edelstahlzylindern mit definiertem Volumen (99 cm³) geworben. Die ungestörten Proben wurden im Anschluss im Labor für drei Tage bei 105 °C getrocknet und die Masse des trockenen Bodens gravimetrisch bestimmt. Für die Berechnung der C und N Vorräte wurde auch der Grobskelettgehalt (Steingehalt) mitberücksichtigt (siehe Methodik). Der Gehalt an Gesamtkohlenstoff und Gesamtstickstoff (jeweils in %) und das C/N Verhältnis wurden im Anschluss an gesiebten (< 2mm) Böden mittels trockener Verbrennung in einem Elementaranalysator (Thermo Flash EA) nach DIN EN 15936 und nach DIN EN 13654-2 bestimmt. Zusätzlich wurde der Carbonatgehalt (in %) mittels Scheibler-Methode nach ÖNORM L 1084 analysiert, um den anorganischen Kohlenstoffgehalt zu ermitteln. Der organische Kohlenstoffgehalt wurde als die Differenz von Gesamtkohlenstoff und anorganischem Kohlenstoff berechnet. Im Anschluss konnten die Gesamtgehalte (kg/m²) von Kohlenstoff und Stickstoff unter Berücksichtigung des Steingehalts und mithilfe der Lagerungsdichte berechnet werden. Dadurch konnte bestimmt werden, wieviel Kohlenstoff und Stickstoff in den Böden der Aufforstungsflächen und in den danebenliegenden Freiflächen gespeichert ist.

Da der pH-Wert einen starken Einfluss auf chemische und biologische Bodenprozesse hat, wurde auch der pH-Wert nach ÖNORM EN ISO 10390 in allen Tiefenstufen bestimmt. Dazu wurden jeweils 20 g gesiebter (< 2mm) und luftgetrockneter Boden mit 100 ml 0,01 M CaCl₂-Lösung extrahiert und mit einem pH-Meter bestimmt.

Chemische Charakterisierung des organischen Kohlenstoffs im Boden – FTIR

Um nicht nur den organischen Kohlenstoff quantitativ zu bestimmen, sondern auch qualitative Informationen über die organische Substanzen in den Böden zu gewinnen, wurden die Bodenproben mittels Fourier-Transform-Infrarot (FTIR) Spektroskopie analysiert. Die Infrarotspektroskopie beruht auf den Wechselwirkungen von elektromagnetischen Wellen (Infrarotstrahlung) mit Molekülen bzw. funktionellen Gruppen. Dabei werden die Moleküle zu unterschiedlichen Schwingungen angeregt, welche zu einer Energieabsorption führen. Diese Absorption wird über einen Wellenzahlbereich (hier 4000 – 400 cm⁻¹) registriert. Diese Aufzeichnung wird Spektrum genannt. Die Absorptionsbanden können bestimmten Molekülen bzw. Molekülgruppen zugeordnet werden. Da die meisten auf der Erde befindlichen Substanzen und Verbindungen infrarotaktiv sind, bekommt man einen „chemischen Fingerabdruck“ der Probe. Dieser Fingerabdruck (charakteristisches Muster von Absorptionsbanden) wird verwendet, um Aussagen über die Zusammensetzung der Probe treffen zu können.

Die FTIR-Spektroskopie ist eine spezielle Form der Infrarotspektroskopie, die sowohl zur Strukturaufklärung als auch zur qualitativen Bestimmung von Substanzen eingesetzt wird. Im Unterschied zu dispersiven IR-Spektrometern wird das Spektrum dabei nicht direkt bestimmt, sondern mittels einer Fourier-Transformation aus dem aufgenommenen Interferogramm berechnet. Ein FTIR-Spektrometer ist in seinem Grundaufbau ein Michelson-Interferometer: Es bedient sich eines schwarzen Körpers als Strahlungsquelle im IR-Spektrum (nicht im optischen). Der so erzeugte Strahl wird durch einen Strahlengang kontinuierlich auf einen Strahlteiler gelenkt, der den Strahl in zwei

Einzelstrahlen aufspaltet. Einer der beiden Einzelstrahlen trifft auf einen beweglichen Spiegel und wird durch diesen reflektiert, der andere durch einen unbeweglichen. Auf diese Weise wird das Licht zurück zum Strahlteiler geworfen. Hinter dem Strahlteiler überlagern sich die beiden Strahlen, wodurch die Interferenz entsteht. Diese ist am größten, wenn beide Spiegel den selben Abstand vom Strahlteiler hatten. Das Licht muss anschließend auf die zu untersuchende Probe geleitet werden. Dort absorbieren die Moleküle einen Teil des Lichts. Der nicht-absorbierte Teil wird anschließend von einem Detektor aufgenommen und als Interferogramm dargestellt. Das so entstandene Interferogramm muss abschließend noch in ein Spektrum umgewandelt werden. Dabei handelt es sich nicht um einen technischen Vorgang, sondern um einen mathematischen, bei dem die namensgebende Fourier-Transformation zum Einsatz kommt.

Für die Messung einer Probe mittels FTIR-Spektroskopie muss das Probenmaterial speziell aufbereitet werden: Ein Aliquot der gesiebten (< 2 mm) und getrockneten (105 °C) Bodenproben wurde mit einer Schwingmühle (MM 200, Retsch) zu einem feinem Pulver gemahlen und im Trockenschrank bei 60 °C zwischengelagert. Die Analyse wurde auf einem FTIR-Spektrometer (Tensor 27, Bruker) durchgeführt. Dazu wurde eine Mikrospatelspitze der Bodenproben gleichmäßig auf die Probenplatte aufgebracht. Diese wurde im Anschluss unterhalb des optisch dichten Kristalls der ATR (abgeschwächte Totalreflexion) Einheit positioniert. Die Probe wurde im Anschluss mittels eines Lasers 32-mal gescannt. Diese Messung der Absorption wurde pro Bodenprobe mindestens 5-mal an unterschiedlichen Plattenpositionen wiederholt. Die so gewonnenen Spektren wurden im Anschluss normiert und gemittelt.

Datenanalyse und Statistik

Alle Bodendaten (und Bestandesdaten) liegen zusammengeführt in einem Excel-sheet vor, in dem weiter Variablen wie C und N-Stocks direkt aus ihren Komponenten berechnet wurden. Das Versuchsdesign war folgendermaßen aufgebaut:

- 5 Untersuchungsgebiete (n=5)
- 2 Treatments (Kontrolle, Aufforstung)
- 10 Probenpunkte (Bodenprofile) je Treatment und Untersuchungsgebiet
- 5 Tiefenstufen je Probepunkt (Auflage, 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm), wobei die Auflage nur in den Waldstandorten analysiert wurde

Die Probenpunkte waren grob nach Höhenlage stratifiziert mit jeweils 3 Punkten in unteren, 4 Punkten im mittleren und 3 Punkten im oberen Bereich der jeweiligen Aufforstungs- bzw. Kontrollfläche (Abb. 15). Das Datensheet mit Boden- und Bestands-Parametern diente als Grundlage für alle statistischen Analysen, welche in R (Version 4.5.0) erfolgten. Ob sich die Aufforstung signifikant auf die einzelnen Parameter (C Gehalte und Stocks, Biomasse, Feinwurzeln, etc.) über alle Gebiete hinweg auswirkte, wurde mittels Gemischter-Linearer-Modelle analysiert (lmer: „treatment“ als fixed effect, „site“ als random effect). Für die Parameter Mineralboden-Kohlenstoffvorrat wurde der Steingehalt als additive Kovariable ins Modell aufgenommen, um auszuschließen, dass ein zufällig unterschiedlicher Steingehalt in Aufforstungs- und benachbarten Kontrollflächen das Ergebnis beeinflussen würde. In einem weiteren Ansatz wurde noch innerhalb des Untersuchungsgebietes um die Seehöhe zentriert, und die Seehöhen der Einzelpunkte als Kovariable ins Modell aufnehmen zu können, da sich die Untersuchungsgebiete auch bezüglich ihrer Seehöhe unterschieden. Auf treatment-spezifische

Unterschiede in den verschiedenen Boden-Parametern innerhalb der fünf einzelnen Untersuchungsgebiete (sites) wurde ebenfalls mittels linearer Modelle getestet (lm).

Die großen Datenmengen, die durch die FTIR Messungen generiert werden (1868 Einzelpunkte pro Messung), können ohne eine vorangehende Bearbeitung kaum ausgewertet werden. Zur Bearbeitung dieser großen Datenmenge wurde das Verfahren der Hauptkomponentenanalyse (Principal component analysis, PCA) angewendet. Die Hauptkomponentenfindung hat den Vorteil, dass Variablen, die keine Information enthalten von Variablen, die Informationen enthalten, getrennt werden können.

Ergebnisse und Diskussion

Entgegen der ursprünglichen Erwartung konnte an fast allen Punkten Profilgruben bis zu einer Tiefe von 60 cm ausgehoben werden. Die Grobskelettanteile nahmen wie erwartet mit der Bodentiefe zu, aber nur in seltenen Fällen wurde das Grundgestein vor der 40-60 cm Bodenschicht erreicht. Der Anteil an Grobskelett variierte allerdings je nach Untersuchungsgebiet, wobei am Standort Bsclabs der Grobskelettanteil generell geringer war als an den anderen Versuchsstandorten (Fig. 6). Die sehr hohen Grobskelettanteile im Unterboden sind für diese Höhenlagen typisch. Mehrere Bodenprofile zeigten auch einen kolluvialen Charakter, d.h. die Bodenschichten bestanden aus Überlagerungsmaterial, das durch Hangbewegungen von weiter oben aufgeschüttet wurde.

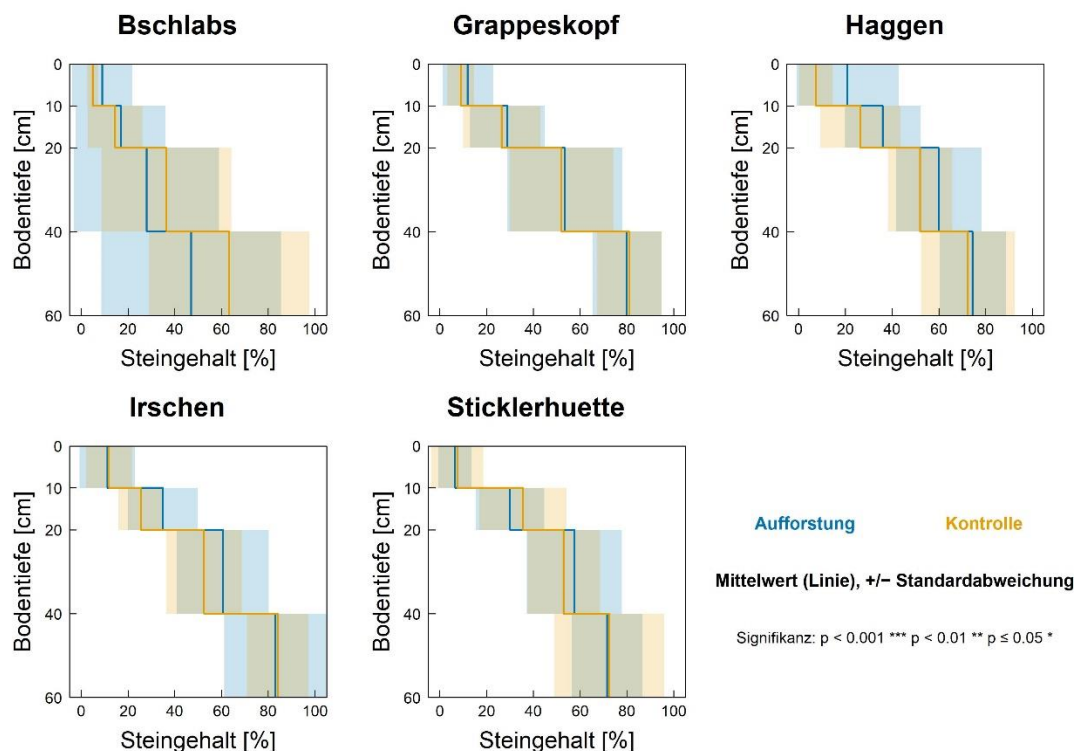


Abbildung 6: Grobskelettanteil (Steingehalt) je Mineralbodentiefe in den fünf Untersuchungsgebieten.

An den meisten Bodenprofilen im Wald, sowie auf den Freiflächen, konnten Braunerden als Bodentyp ausgewiesen werden. Selten war der Bodentyp Semi-Podsol auszuweisen, und dies ausschließlich an Waldstandorten. Podsole und Semi-Podsole treten bei Bodenversauerung auf, welche zum Beispiel durch den Eintrag von schwer abbaubarer Nadelstreu verursacht werden kann. Tatsächlich waren die pH-Werte in den aufgeforsteten Böden in den unterschiedlichen Untersuchungsgebieten tendenziell niedriger (Abb.7). Die Flächen in Bsclabs befanden sich auf kalkreichen Mergeln, was sich entsprechend in höheren pH-Werten im Boden widerspiegelt, während sich die Böden in allen anderen Untersuchungsgebieten auf silikatischem Grundgestein gebildet haben und entsprechend niedrige pH-Werte zeigten (Abb. 7). Gemittelt über alle Standorte hat Aufforstung den pH-Wert statistisch signifikant verringert, und zwar in allen Bodenschichten (Tab. 1). Bei genauerer Betrachtung der einzelnen Gebiete zeigt sich aber, dass die Aufforstung nur wenig Einfluss auf den pH-Wert hatte, wenn dieser ohnehin schon sehr niedrig (3 bis 4) war (Irschen, Haggen). Im Gegensatz dazu kam es zu deutlicher Versauerung durch die Aufforstung, wenn der pH-Wert des Bodens auf unbewaldeten Flächen höher war (Bsclabs, Sticklerhütte).

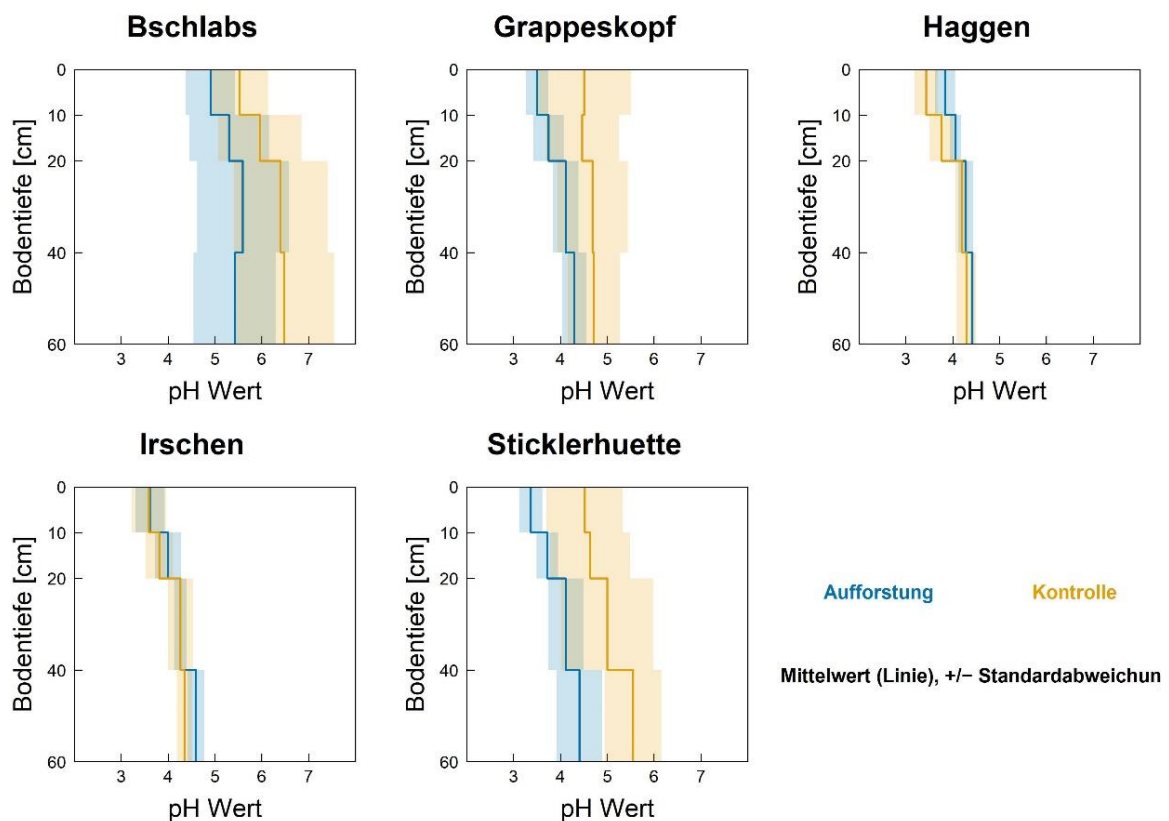


Abbildung 7: pH-Wert je Mineralbodentiefe in den fünf Untersuchungsgebieten.

Tabelle 1: Bodenparameter pH-Wert, organische Kohlenstoffkonzentration (Corg), Gesamtstickstoff (Ntot), C/N-Verhältnis (Corg/Ntot), organischer Kohlenstoffvorrat (Corg stock) und Feinwurzelgehalt (<2mm Durchmesser) in den einzelnen Bodenschichten (Auflage + Mineralboden). Die Auflage war an den Kontrollflächen nicht vorhanden bzw. nicht vom Mineralboden trennbar, und wurde daher nur in den Aufforstungsflächen erhoben. Die Tabelle zeigt Mittelwerte über alle fünf Untersuchungsgebiete $\pm$ Standardabweichung. Unterschiedliche Buchstaben (a, b) bzw. Fettschreibung indizieren statistisch signifikante Unterschiede zwischen Kontroll- und Aufforstungsfläche.

Bodentiefe	pH-Wert		Corg (%)		Ntot		C/N		Corg stock (kg m ⁻²)		Feinwurzel (g m ⁻²)	
	Kontrolle	Aufforstung	Kontrolle	Aufforstung	Kontrolle	Aufforstung	Kontrolle	Aufforstung	Kontrolle	Aufforstung	Kontrolle	Aufforstung
Auflage												
0-10 cm	4,32 $\pm$ 0,85 (a)	3,85 $\pm$ 0,62 (b)	11,56 $\pm$ 4,66 (a)	11,33 $\pm$ 4,89 (a)	0,64 $\pm$ 0,17 (a)	1,28 $\pm$ 0,23	17,79 $\pm$ 3,55 (a)	20,29 $\pm$ 3,13 (b)	4,81 $\pm$ 1,31 (a)	4,07 $\pm$ 0,82 (b)	816 $\pm$ 128 (a)	594 $\pm$ 123 (b)
10-20 cm	4,53 $\pm$ 0,89 (a)	4,17 $\pm$ 0,65 (b)	6,4 $\pm$ 2,81 (a)	7,17 $\pm$ 3,86 (a)	0,37 $\pm$ 0,12 (a)	0,38 $\pm$ 0,2 (a)	17,47 $\pm$ 5,3 (a)	19,28 $\pm$ 3,84 (b)	2,49 $\pm$ 0,79 (a)	2,61 $\pm$ 1,1 (a)	351 $\pm$ 217 (a)	274 $\pm$ 75 (a)
20-40 cm	4,91 $\pm$ 0,90 (a)	4,47 $\pm$ 0,63 (b)	3,57 $\pm$ 1,75 (a)	4,99 $\pm$ 2,93 (b)	0,21 $\pm$ 0,09 (a)	0,27 $\pm$ 0,15 (b)	18,04 $\pm$ 7,59 (a)	19,04 $\pm$ 5,46 (a)	1,88 $\pm$ 0,78 (a)	2,06 $\pm$ 0,83 (a)		
40-60 cm	5,08 $\pm$ 0,93 (a)	4,63 $\pm$ 0,46 (b)	3,15 $\pm$ 1,66 (a)	4,1 $\pm$ 3,04 (a)	0,18 $\pm$ 0,09 (a)	0,22 $\pm$ 0,15 (a)	18,99 $\pm$ 7,77 (a)	19,5 $\pm$ 7,13 (a)	0,96 $\pm$ 0,46 (a)	0,95 $\pm$ 0,26 (a)		

Die Konzentration des organischen Bodenkohlenstoffs (Corg) kann in alpinen Lagen hoch sein, weil die niedrigen Temperaturen dessen Abbau verlangsamen. Entsprechend wurden in den Böden, und speziell in den obersten Bodenschichten, hohe- bis teils sehr hohe Corg Konzentrationen gemessen (Abb. 8). Während die Aufforstung in den meisten Untersuchungsgebieten keine klar erkennbaren Auswirkungen auf die Corg Konzentrationen im Boden hatte, waren diese im Untersuchungsgebiet Haggen im aufgeforsteten Boden (0-20 cm Tiefe) signifikant niedriger als im Boden der unbehandelten Vergleichsfläche (Abb. 8). Die Corg Konzentrationen im Oberboden (0-10 cm) waren auf den Vergleichsflächen in Haggen mit > 15% außerordentlich hoch (wie auch in Irschen auf beiden Flächen und am Grappeskopf in der Aufforstungsfläche). In der Aufforstungsfläche in Haggen war die Corg Konzentration im Oberboden um ca. die Hälfte reduziert, wobei anzumerken ist, dass die Böden im aufgeforsteten Wald eine bis zu 20 cm mächtige Humusschicht über dem Mineralboden aufwiesen, während die Humusschicht auf der nicht aufgeforsteten Vergleichsfläche, wenn überhaupt vorhanden, so nur gering mächtig war. An den Standorten Irschen und Bschlabs zeigte sich eine geringe, aber statistisch signifikante Zunahme der Corg Konzentrationen im Unterboden (20-40 cm, Abb. 8). Dieser Trend zu leicht erhöhten Corg Konzentrationen im Unterboden war auch über alle Untersuchungsgebiete hinweg betrachtet statistisch signifikant (Tab. 1).

Die Gesamtstickstoffkonzentrationen (Ntot) in den Böden folgten grundsätzlich einem ähnlichen Trend wie die Corg Konzentrationen. Auffällig unterschiedlich waren die Verhältnisse zwischen Corg und Ntot (C/N Verhältnis) zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten. Sehr weite C/N Verhältnisse am Standort Haggen (Abb. 9) deuten auf eine starke Stickstofflimitierung im aufgeforsteten Wald, als auch auf der angrenzenden nicht aufgeforsteten Almweide hin.

In den Untersuchungsgebieten Bschlabs und Sticklerhütte hat die Aufforstung die C/N Verhältnisse über alle Bodentiefen signifikant vergrößert, was auf eine verringerte Stickstoffverfügbarkeit im

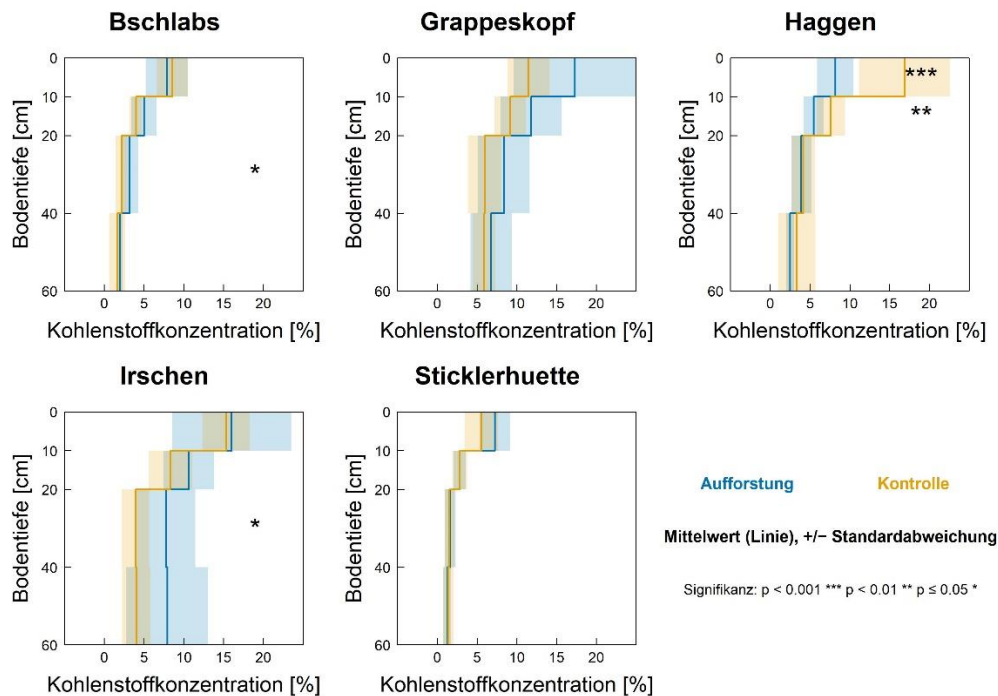


Abbildung 8: Konzentrationen an organischen Bodenkohlenstoff (Corg) in den unterschiedlichen Mineralbodentiefen in den fünf Untersuchungsgebieten.

aufgeforsteten Waldboden hindeutet. Ähnlich wie beim pH-Wert war hier die Auswirkung der Aufforstung also an jenen Standorten, die generell über eine bessere Ausgangslage hinsichtlich Stickstoffverfügbarkeit (Bsclabs, Sticklerhütte) verfügten größer als an jenen Standorten, die schon ursprünglich stickstofflimitiert waren (Haggen, Grappeskopf, Irschen) (Abb.9). Über alle fünf

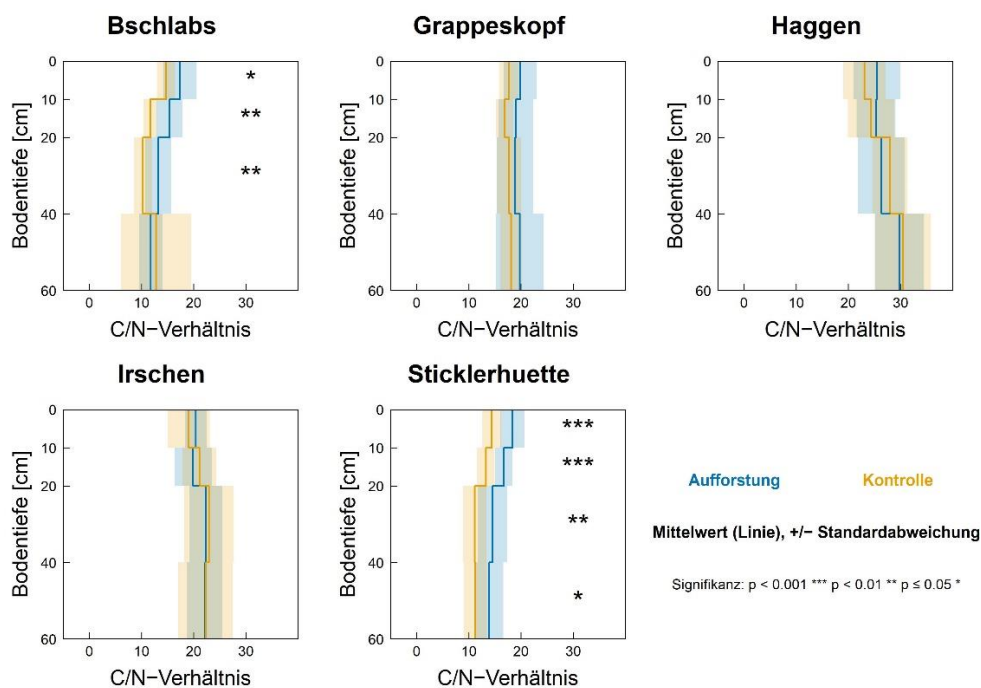


Abbildung 9: C/N Verhältnisse in den unterschiedlichen Mineralbodentiefen in den fünf Untersuchungsgebieten.

Untersuchungsgebiete hinweg betrachtet hatte die Aufforstung einen signifikanten Effekt auf die C/N-Werte in der Bodentiefe von 0-20 cm (Tab. 1), führte also zu einer generell niedrigeren Stickstoffverfügbarkeit im Oberboden.

Die Durchwurzelung des Bodens war klar durch die Aufforstung beeinflusst, wobei die Feinwurzelbiomassen im Oberboden (0-20 cm) der nicht aufgeforsteten Kontrollflächen hochsignifikant höher waren als in den aufgeforsteten Flächen (Abb. 10 rechts, Tab. 1). Besonders auffällig war der Unterschied im Untersuchungsgebiet Haggen, wo die Feinwurzelgehalte der stark beweideten Vergleichsfläche in etwa doppelt so hoch war als im Boden der aufgeforsteten Fläche. Über die Ursache der sehr starken Durchwurzelung dieser Almweide kann allerdings nur spekuliert werden. Der Oberboden in Haggen zeigte das weiteste C/N Verhältnis (Abb. 9), was auf eine vergleichsweise schlechte Stickstoffversorgung deutet. Dies könnte eine Ursache von verstärkter Feinwurzelproduktion der Bodenvegetation (Gräser und Zwergsträucher wie Heidelbeere und Calluna) sein. Parallel zur hohen Feinwurzelichte hatte der Oberboden sehr hohe Kohlenstoffgehalte. Wurzeln transportieren organischen Kohlenstoff in den Boden indem sie aktiv niedermolekulare C-Verbindungen (z.B. verschiedene Zucker) ausscheiden (Wurzelexsudation), bzw. wird auch Kohlenstoff durch den Umsatz von abgestorbenen Feinwurzeln (Feinwurzel-turnover) in den Boden eingebracht. Daher kann der sehr hohe Kohlenstoffgehalt im Oberboden der als Almweide genutzten Kontrollfläche am Standort Haggen kausal auf die dichte Durchwurzelung zurückgeführt werden. Die Durchwurzelungsdichte im Oberboden könnte auch mit der Bewirtschaftung der Kontrollflächen zusammenhängen. So waren die Unterschiede in der Durchwurzelung zwischen unbeweideten Kontrollflächen (Bschalbs und Grappeskopf) und den benachbarten Aufforstungsflächen geringer als jene zwischen beweideten (Haggen, Sticklerhütte, Irschen) Kontrollen und Aufforstungen (Abb. 10). Die Intensität der Beweidung kann sich jedoch sowohl positiv als auch negativ auf die Feinwurzelproduktion auswirken (Wan et. al. 2021), Informationen zur Beweidungsintensität waren für diese Studie allerdings nicht verfügbar.

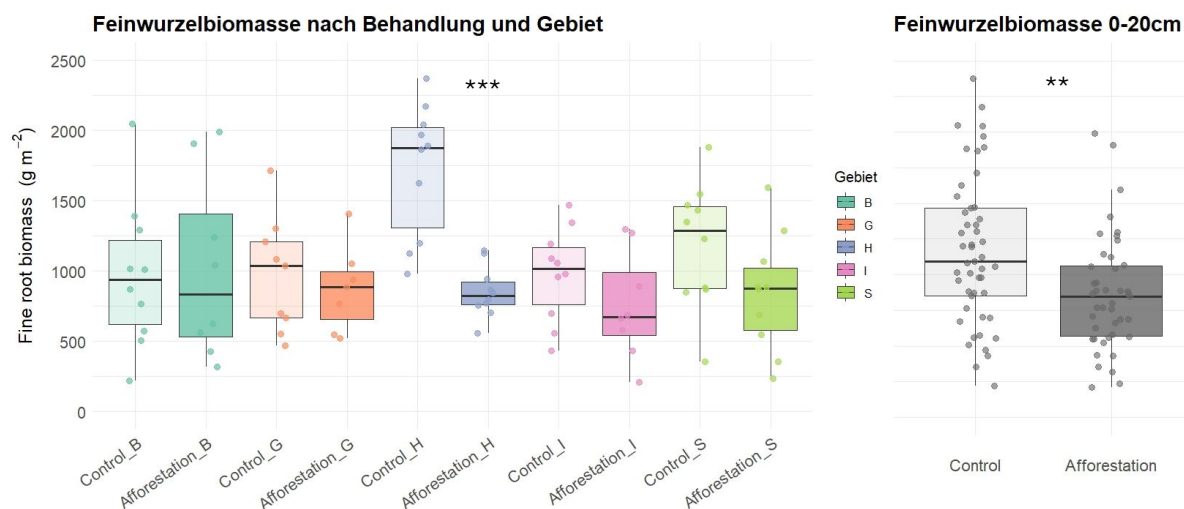


Abbildung 10: Links: Feinwurzelbiomasse in den unterschiedlichen Behandlungen (Treatment: Control, Afforestation) aufgegliedert nach den einzelnen Untersuchungsgebieten (B: Bschalbs, G: Grappeskopf, H: Haggen, I: Irschen, S: Sticklerhütte (Median, 25 und 75 Perzentile). Rechts: Durchschnittliche Feinwurzelbiomassen 0-20 cm Bodentiefe in Kontroll- und Aufforstungsflächen über alle Untersuchungsgebiete hinweg (*p < 0.05, **p < 0.01, ***p < 0.001, ansonsten nicht signifikant).

Die deutliche Abnahme des Corg-Gehaltes im Boden der aufgeforsteten Fläche am Standort Haggen spiegelt sich auch in der Entwicklung der Bodenkohlenstoffvorräte wider. Der Kohlenstoffvorrat des Bodens errechnet sich aus dem Corg-Gehalt und der Bodendichte, sowie des Bodenvolumens (abzüglich des Grobskelettanteils). Die Auswirkungen der Aufforstung auf den Kohlenstoffvorrat im Mineralboden sind in Abbildung 11a dargestellt. Über alle Untersuchungsgebiete hinweg gab es keinen signifikanten Unterschied (rechts, graue Balken) zwischen den Behandlungen. Betrachtet man aber die einzelnen Untersuchungsgebiete, so ist der Kohlenstoffvorrat im Boden in der Aufforstung am Standort Haggen signifikant zurückgegangen (Abb. 11a).

In den aufgeforsteten Beständen haben sich teils beträchtliche Humusaufgaben über den Mineralböden gebildet (Tab. 1). Für die Betrachtung der Gesamtkohlenstoffvorräte im Boden müssen die Vorräte im Auflagehumus miteinbezogen werden. Die Gesamtkohlenstoffvorräte im Boden waren

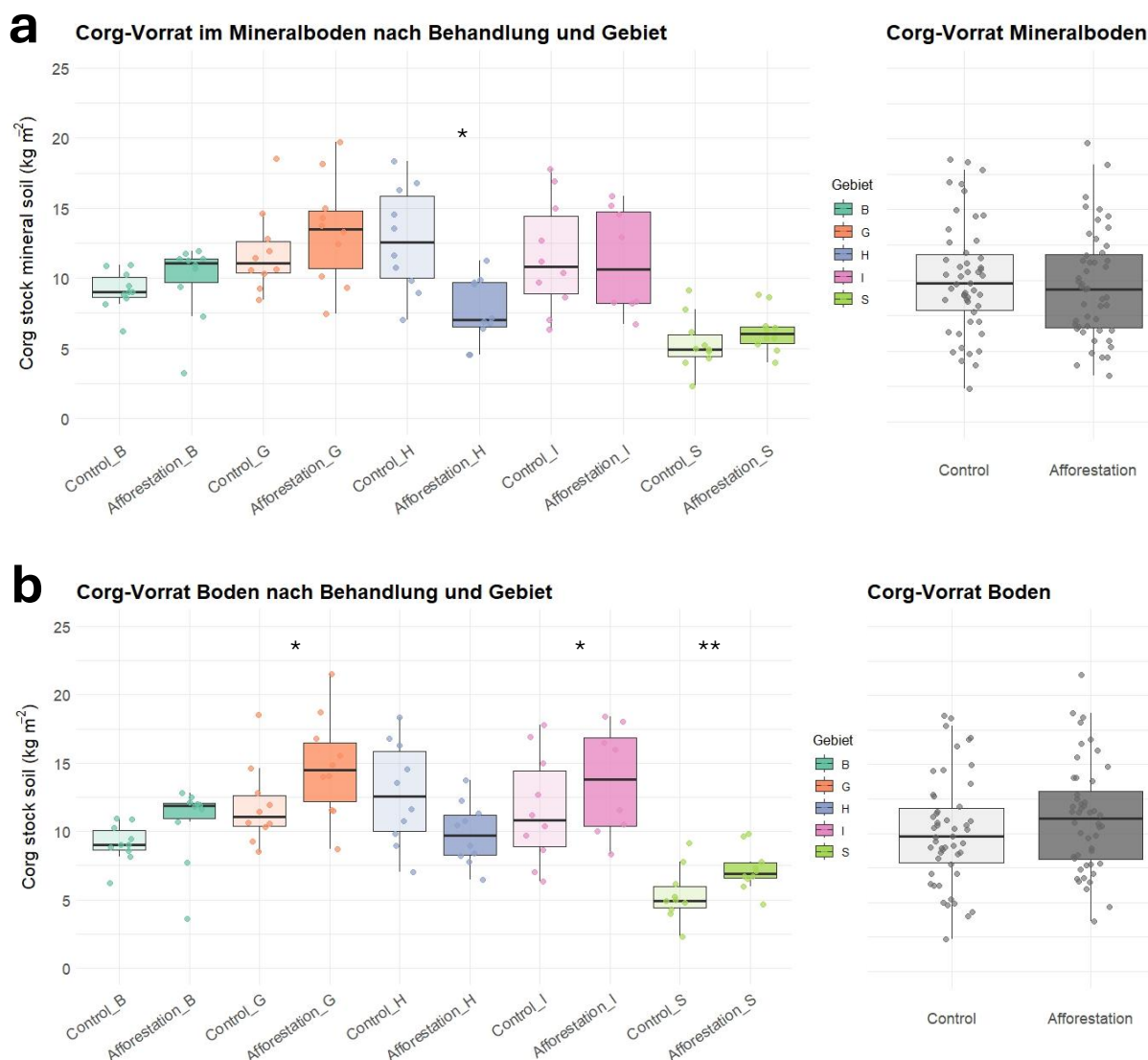


Abbildung 11: (a) Kohlenstoffvorräte in den unterschiedlichen Behandlungen (Treatment: Control, Afforestation) aufgegliedert nach den einzelnen Untersuchungsgebieten (B: Bschalbs, G: Grappeskopf, H: Haggen, I: Irschen, S: Sticklerhütte (Median, 25 und 75 Perzentile). Rechts in Grau: Durchschnittliche Kohlenstoffvorräte in Kontroll- und Aufforstungsflächen über alle Untersuchungsgebiete hinweg. (b) Boden-Gesamtkohlenstoffvorräte berechnet aus Mineralbodenkohlenstoff + Kohlenstoff in der Humusaufgabe (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, ansonsten nicht signifikant).

über alle Untersuchungsgebiete hinweg in den Aufforstungsflächen höher (ca. 20 Tonnen/ha), wobei der Unterschied statistisch nicht signifikant war (Abb. 11b rechts). An einigen Einzelstandorten (Grappeskopf, Irschen, Sticklerhütte) war der Gesamtkohlenstoffvorrat im Boden jedoch in den aufgeforsteten Flächen signifikant höher als in den Kontrollflächen (Fig. 11b). Dies spiegelt wider, dass besonders in den Aufforstungen der Kohlenstoff, welcher im Auflagehumus gebunden ist, ein wichtiger Bestandteil des Gesamtkohlenstoffs ist, während der Auflagehumus auf den Freiflächen keine wichtige Rolle spielt. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Aufforstung von Hochlagenböden keinen signifikanten Einfluss auf deren Kohlenstoffvorräte hat. Es kommt jedoch zu einer Verlagerung eines Teils des Kohlenstoffs aus dem Mineralbodenpool in den Auflagehumuspool, welcher generell labiler und anfälliger gegenüber Störungen ist (Jandl et al., 2007).

Wie oben demonstriert beeinflusste die Aufforstung einige wichtige Bodenparameter, wie Corg-Konzentrationen, C/N-Verhältnis und pH-Werte, sowie die chemische Zusammensetzung des organischen Kohlenstoffs (siehe weiter unten „FTIR“). Diese Veränderungen im Chemismus des Bodens und Bodenkohlenstoffs kann die Abbaubarkeit des organischen Materials beeinflussen. Um zu testen, wie sich der Kohlenstoff in Böden unter krautiger Vegetation bzw. Aufforstungen abbauen lässt, bzw. ob sich die Temperatursensitivität des Abbaus verändert hat, wurde ein Laborexperiment durchgeführt, bei dem die CO₂-Produktionsraten aus Böden bei verschiedenen Temperaturen gemessen wurden. Ergebnisse der Laborinkubation sind in Abbildung 12 dargestellt.

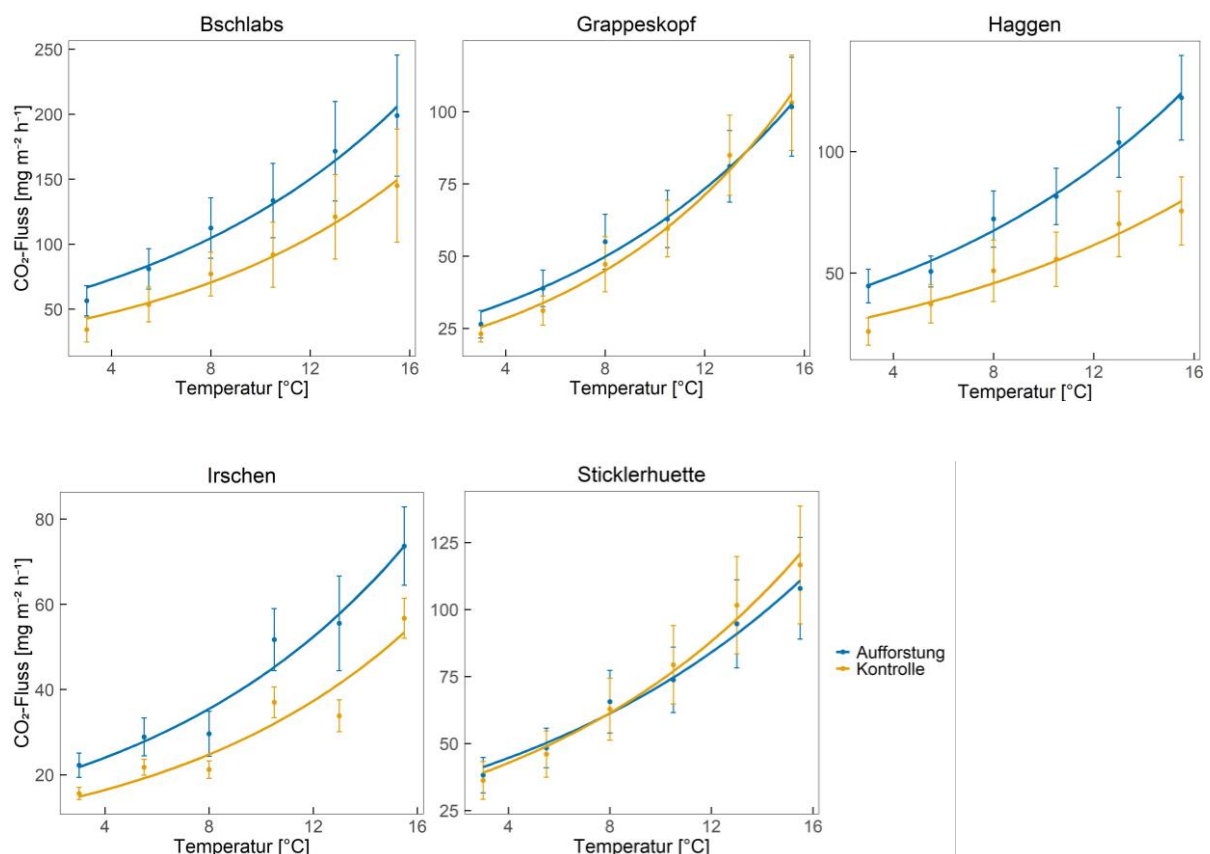


Abbildung 12: CO₂ Flüsse (Mittelwert ± Standardabweichung) aus Mineralbodenproben (0-10 cm Tiefe) bei unterschiedlichen Temperaturen. Zur Messung wurden gesiebte Böden der unterschiedlichen Standorte und Behandlungen (Kontrolle gelb, Aufforstung blau) bei Feldbodendichte im Labor inkubiert.

Aus den gemessenen CO₂ Flussraten bei verschiedenen Temperaturen lassen sich Maße für die Temperaturempfindlichkeit (Q₁₀-Wert; ein Q₁₀ von 2 bedeutet eine Verdopplung der CO₂ Freisetzung bei 10°C Temperaturanstieg) und der Basalatmung (R₁₀-Wert, CO₂ Flussrate bei 10°C Bodentemperatur) ableiten. Diese sind in Tab. 2 zusammengefasst. Die Q₁₀ Werte lagen im erwartbaren Bereich zwischen 2 und 3 (Schindlbacher et al. 2010) und unterschieden sich nicht signifikant zwischen den Böden aus den Aufforstungsflächen und jenen aus den danebenliegenden Wiesen/Weiden (p = 0.245; LMM). Die Basalatmung (R₁₀) war tendenziell höher in den Aufforstungsflächen (P = 0.084), was auf eine höhere mikrobielle Aktivität in den aufgeforsteten Böden hindeutet. Weil sich die Temperatursensitivität (Q₁₀) der Bodenatmung nicht durch die Aufforstung verändert hat ist davon auszugehen, dass der Abbau von organischem Kohlenstoff in beiden Behandlungen (Kontrolle und Aufforstung) ähnlich auf die steigenden Bodentemperaturen, wie sie im stattfindenden Klimawandel erwartbar sind, reagieren.

Tabelle 2: Q₁₀-werte als Maß der Temperaturempfindlichkeit und R₁₀-Werte als Maß der Basalrate (bei 10°C) der Bodenatmung. Die Werte wurden aus den Ergebnissen der Laborinkubation (Abb. 12) abgeleitet. Der obere Bereich zeigt die Q₁₀ und R₁₀ Mittelwerte für die Behandlung Aufforstung und Kontrolle (= nicht aufgeforstete Fläche daneben) über alle fünf Untersuchungsgebiete hinweg. Darunter die mittleren Q₁₀ und R₁₀ Werte aus den einzelnen Untersuchungsgebieten (* p < 0.05).

Treatment		Q10	Q10_sd	R10	R10_sd
Aufforstung		2.46	0.25	76.18	30.65
Kontrolle		2.63	0.39	60.12	21.09
Signifikanz		-		-	

Standort	Treatment	Q10	Q10_sd	R10	R10_sd
Bschlabs	Aufforstung	2.43	0.23	125.33	65.56
Bschlabs	Kontrolle	2.59	0.56	85.91	54.18
Bschlabs	Signifikanz	-		-	
Grappeskopf	Aufforstung	2.64	0.37	60.72	23.76
Grappeskopf	Kontrolle	3.19	0.42	57.00	22.89
Grappeskopf	Signifikanz	*	-	-	
Haggen	Aufforstung	2.27	0.21	79.37	27.43
Haggen	Kontrolle	2.16	0.27	53.10	26.55
Haggen	Signifikanz	-		-	
Irschen	Aufforstung	2.78	0.63	43.37	16.28
Irschen	Kontrolle	2.77	0.23	30.70	6.73
Irschen	Signifikanz	-		-	
Sticklerhuette	Aufforstung	2.17	0.17	72.10	29.78
Sticklerhuette	Kontrolle	2.44	0.41	73.90	32.96
Sticklerhuette	Signifikanz	-		-	

FTIR-Spektroskopie

Mit Hilfe der FTIR-spektroskopischen Untersuchungen der Böden wurden einerseits das gesamte Spektrum (Wellenzahlen von 4000 bis 400 cm^{-1}) und andererseits speziell die sogenannten Fingerprint-Regionen (Wellenzahlen von 3000 – 2800 cm^{-1} und 1800 bis 1200 cm^{-1}) untersucht (Abb. 13). Die Fingerprint-Regionen umfassen viele spezifische funktionelle Molekülgruppen, die zur Charakterisierung von SOM hilfreich sind. Es muss allerdings hervorgehoben werden, dass mit der FTIR-Spektroskopie keine direkte Bestimmung von Molekülen, sondern von einzelnen funktionellen chemischen Gruppen innerhalb von Molekülen möglich ist. Da gerade komplexe Moleküle, die wichtige Bestandteile von SOM sind, mehrere funktionelle Gruppen aufweisen, müssen immer mehrere Bereiche innerhalb der Spektren betrachtet werden. Erschwerend kommt hinzu, dass es sehr viele chemische Überlagerungen geben kann, die eine eindeutige Charakterisierung der chemischen Zusammensetzung von SOM erschwert. Die bereits in der Literatur beschriebenen zu einzelnen Bandenbereichen zugewiesenen Molekülstrukturen sind im Annex (Anhang 2) angeführt und stellen eindrucksvoll die Komplexität der gewonnenen Daten dar. Die wichtigsten funktionellen Gruppen sind am Beispiel von zwei Böden vom Standort Bsclabs dargestellt, einerseits innerhalb der Aufforstung (Wald) und andererseits von der offenen Kontrollfläche (Abb. 13). Klar ersichtlich ist, dass es keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Mineralogie zwischen Aufforstung und offener Fläche gab (Wellenzahl 1200-400 cm^{-1}). Dies war an allen Standorten der Fall, außer am Standort Grappeskopf. An letzterem konnte anhand der FTIR-Spektren eine klare geologische Linie zwischen den einzelnen Profilen gefunden werden und es bildeten sich zwei unterschiedliche Cluster: Die Profile in der Aufforstung in der unteren und mittleren Seehöhe und in der unteren offenen Fläche bildeten einen Cluster, die Aufforstung und die offene Fläche in der höchsten Seehöhe das zweite Cluster. Die offene Fläche in der mittleren Seehöhe war zweigeteilt: Zwei Bodenprofile waren ähnlich wie Cluster 2 (höchste Seehöhe), das Bodenprofil mit der geringsten Entfernung zur Aufforstung war ähnlich wie Cluster 1 (untere und mittlere Seehöhe von der Aufforstung).

In den Fingerprint-Regionen wurden allerdings Unterschiede in der chemischen Zusammensetzung der Böden zwischen Aufforstung und offenen Flächen gefunden. In den meisten Fällen waren die Absorptionen bei mehreren funktionellen Gruppen höher in der Aufforstung als in den Kontrollflächen, d.h. dass die Konzentrationen dieser Molekülstrukturen höher waren. Im Beispiel Bsclabs ist z.B. erkennbar, dass es bei den Banden 2920 und 2860 cm^{-1} höhere Konzentrationen in den Waldflächen gab. Diese Banden sind charakteristisch für Methylen, Huminsäuren, Aliphate und z.T. für Lignin. Das könnte somit bedeuten, dass sich diese Moleküle in den Waldböden angereichert haben. Dennoch muss man mit der Interpretation der Ergebnisse vorsichtig sein und optimalerweise einige wichtige Bestandteile von SOM (z.B. Huminsäuren, Lignin, Wachse) mittels compound-spezifischen Analysen bestimmen.

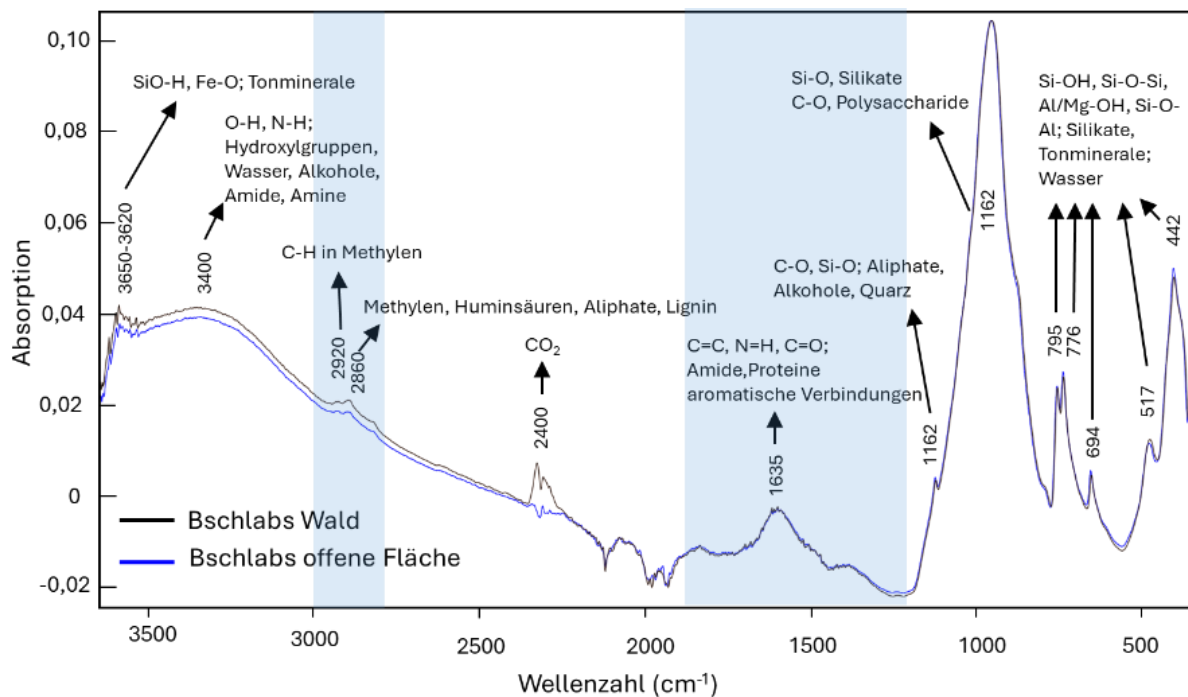


Abbildung 13: Repräsentative durchschnittliche FTIR-ATR-Spektren von Böden der obersten Bodenschicht (0-10 cm Tiefe) vom Standort Bschlabs. Vergleichende spektrale Merkmale mit der Zuordnung der wichtigsten zugrunde liegenden Molekülschwingungen (dargestellter Spektralbereich 3700 – 400 cm^{-1}). Die schwarze Linie zeigt Ergebnisse von der Aufforstung, die blaue Linie von der offenen Fläche. Der hellblau hinterlegte Bereich markiert die Fingerprint-Regionen für die molekulare Charakterisierung der organischen Substanz im Boden (3000 – 2800 cm^{-1} und 1800 – 1200 cm^{-1}).

Um klarere Aussagen zu den Gesamtergebnissen treffen zu können, wurden alle gewonnenen Daten mittels Hauptkomponentenanalysen statistisch ausgewertet. Bei der Verwendung der gesamten Spektren wurde ersichtlich, dass sie die einzelnen Standorte aufgrund ihrer Molekülzusammensetzungen und -strukturen stark unterschieden (Abb. 14). Vor allem die Standorte Bschlabs und Sticklerhütte trennten sich eindeutig von den anderen Standorten. Grund hierfür waren Unterschiede in der Mineralogie, wie aus den Loading-Plots für die beiden Hauptkomponenten ersichtlich ist (Abb. 15). Dieses Muster entspricht auch unseren Erwartungen, da versucht wurde, unterschiedliche Standorte auszuwählen. Bschlabs liegt als einziger Standort auf Mergel und somit kalkhaltigem Untergrund, während am Standort Sticklerhütte ein hoher Anteil an Glimmerschiefer vorherrscht. Auffällig war der Standort Grappeskopf, der einerseits ähnliche Molekülstrukturen von Bschlabs (Cluster 2 siehe oben) und andererseits ähnlich den Standorten Haggen und Irschen war. Letztere waren sich von allen Standorten am ähnlichsten.

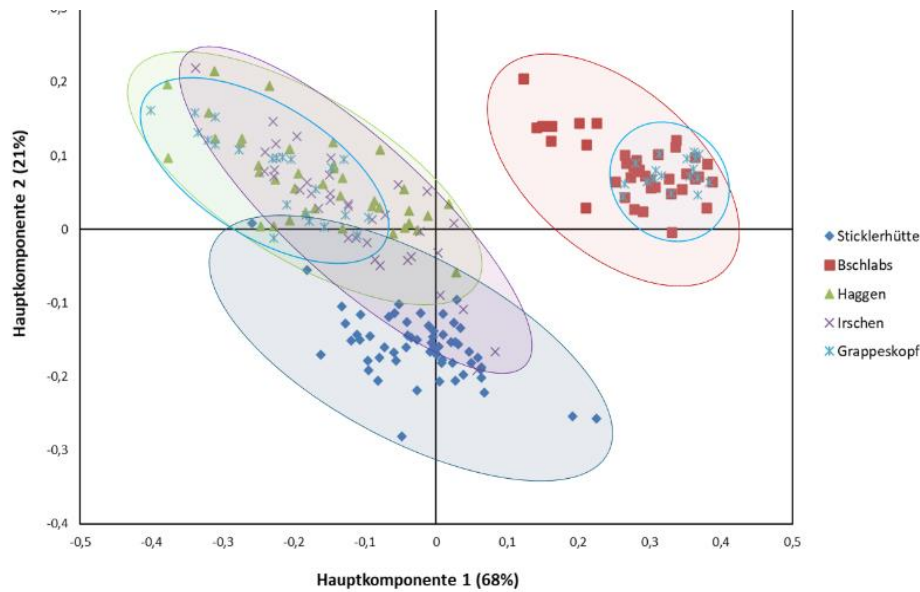


Abbildung 14: Hauptkomponentenanalyse zur Analyse von Unterschieden in der molekularen Zusammensetzung der Böden in den 5 Untersuchungsgebieten unter Verwendung der FTIR Spektren (gesamter Wellenbereich, 4000 – 400 cm^{-1}). Die Symbole stehen für einzelne Bodenproben, wobei pro Probe 1868 Einzelpunkte berücksichtigt wurden.

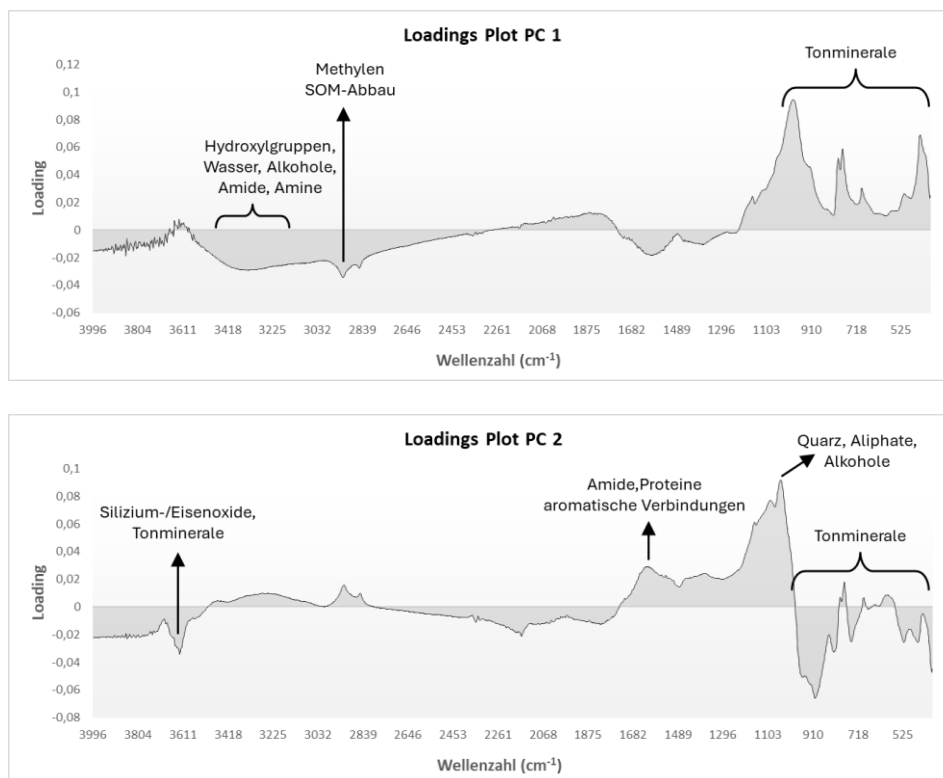


Abbildung 15: Loadings-Plot zur Hauptkomponentenanalyse in Abbildung 14, die zeigen, welche Banden den größten Einfluss auf die Hauptkomponente 1 (PC 1, oben) und Hauptkomponente 2 (PC 2, unten) haben. Hauptkomponente 1 wird hauptsächlich von den Bandenbereichen 1100 – 400 cm^{-1} (Mineralogie), 2950 – 2900 cm^{-1} (Methylen als Indikator für SOM-Abbau) und 3500 – 3100 cm^{-1} (OH-Gruppen, Amide und Amine) bestimmt, während Hauptkomponente 2 hauptsächlich von den Bandenbereichen 1200 – 1150 cm^{-1} (Quarz, aliphatische Verbindungen) und 1600 – 1500 cm^{-1} (Amide, Proteine und aromatische Verbindungen) bestimmt wird.

Da die mineralogischen Eigenschaften den größten Einfluss auf die Hauptkomponentenanalyse hatten, und somit Unterschiede in der molekularen Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz überlagern würden, wurden auch weitere Hauptkomponentenanalysen durchgeführt, die nur die Fingerprint-Regionen im Spektrum berücksichtigt haben (Abb. 16). Auch wurden große Unterschiede zwischen den Standorten festgestellt. Ähnlich wie zuvor waren auch hier die Standorte Bsclabs und Sticklerhütte am auffälligsten, da sie sich am stärksten von den anderen trennten. Am wichtigsten für die Unterscheidung der Standorte war Hauptkomponente 1 (x-Achse), da mit dieser bereits 81% der Varianz erklärt werden konnte (Abb. 16). Hauptkomponente 1 beinhaltete hauptsächlich die Bandenbereiche für Methylengruppen, Huminsäuren, Aliphaten, Lignin, Amide, Proteine, aromatische Verbindungen, und zu einem geringeren Anteil auch Tannine, Hemicellulosen, und Carbonsäuren, und somit die wichtigsten Bestandteile von SOM. Am Standort Grappeskopf wurden wieder die gleichen Cluster gefunden, wie bei der Hauptkomponentenanalyse mit allen Daten. Dies weist auf die Wichtigkeit der mineralogischen Zusammensetzung der Böden hin, da offensichtlich auch die molekulare Struktur von SOM durch die Formung von Ton-Humus-Komplexen direkt von ihr abhängt.

Bezüglich der Unterschiede in der Molekülstruktur der Böden in den Aufforstungen gegenüber den offenen Kontrollflächen konnte allerdings kein eindeutiges Ergebnis gefunden werden. Während relativ klare Unterschiede am Standort Haggen (Abb. 18c) und zumindest zum Teil am Standort Irschen (Abb. 18d) ersichtlich waren, waren keine klaren Muster an den anderen Standorten erkennbar (Abb. 18a, 18b, 18e). Daher kann keine klare Aussage dazu getroffen werden, wie sich Aufforstung auf die molekulare Zusammensetzung von SOM in alpinen Hochlagen auswirkt, da es starke regionale Unterschiede gibt. Aufgrund unserer Ergebnisse kann darauf rückgeschlossen werden, dass das geologische Ausgangsgestein einen wichtigen Einfluss hat, aber dass auch andere Standorteigenschaften mitberücksichtigt werden müssen. In einem nächsten Schritt wird daher empfohlen, z.B. mit komplexen Modellen diese Faktoren mit den Ergebnissen der FTIR-Analysen zu verschneiden, um genauere Aussagen treffen zu können.

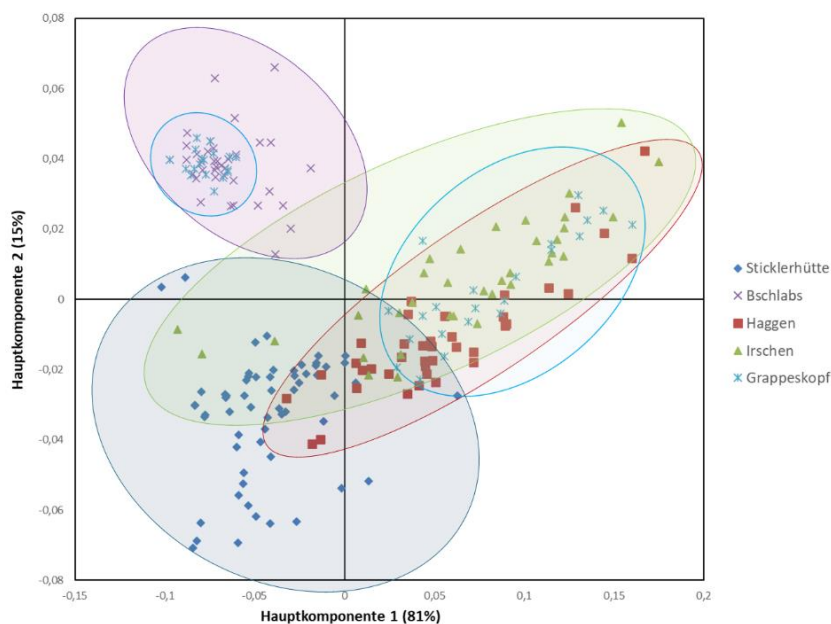


Abbildung 16: Hauptkomponentenanalyse zur Analyse von Unterschieden in der molekularen Zusammensetzung von SOM in den Böden der 5 Untersuchungsgebiete unter Verwendung der FTIR Spektren (**Fingerprintregionen**

3000-2800 cm⁻¹ und 1800 – 1200 cm⁻¹). Hauptkomponente 1 erklärt 81% der Gesamtvarianz und Hauptkomponente 2 15%. Der Loadings-Plot, der die wichtigsten Bereiche der Spektren in der Hauptkomponentenanalyse hervorhebt, ist in Abbildung 17 dargestellt. Die Symbole stehen für einzelne Bodenproben, wobei pro Probe 1868 Einzelpunkte berücksichtigt wurden. Die Unterschiede zwischen den Aufforstungen und den offenen Flächen an den einzelnen Standorten sind zur besseren Übersichtlichkeit in Abbildung 18 dargestellt.

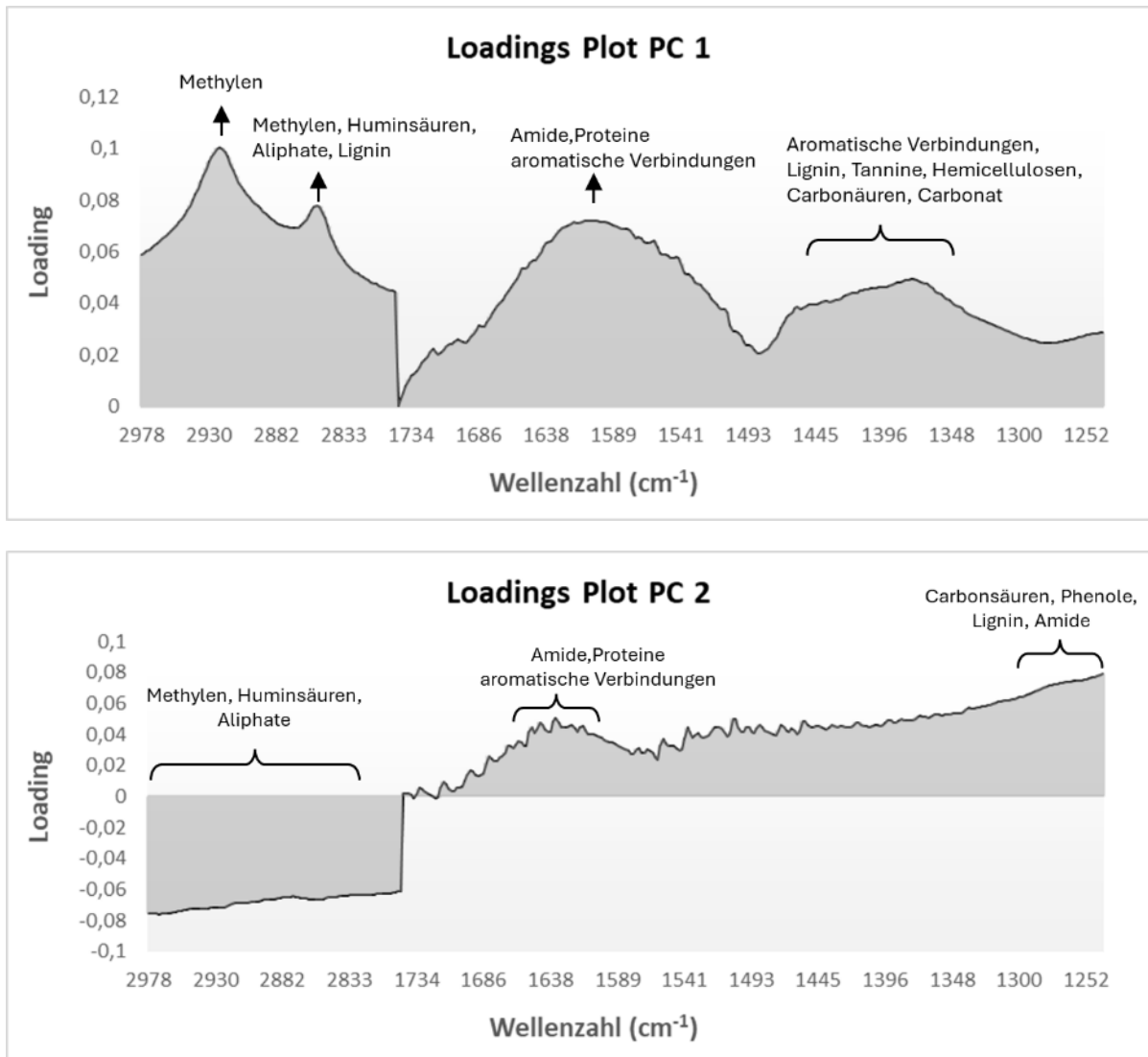


Abbildung 17: Loadings-Plot zur Hauptkomponentenanalyse der Fingerprint-Regionen in Abbildung 16, die zeigen, welche Banden den größten Einfluss auf die Hauptkomponente 1 (PC 1, oben) und Hauptkomponente 2 (PC 2, unten) haben. Hauptkomponente 1 wird von den Bandenbereichen 2900 – 2800 cm⁻¹ (Methylengruppen, Huminsäuren, Aliphaten, Lignin), 1600 – 1550 cm⁻¹ (Amide, Proteine, aromatische Verbindungen) und 1440 – 1350 cm⁻¹ (Aromatische Verbindungen, Lignin, Tannine, Hemicellulosen, Carbonsäuren, Carbonatgehalt) bestimmt, während Hauptkomponente 2 hauptsächlich von den Bandenbereichen 1660 – 1550 cm⁻¹ (Amide, Proteine, aromatische Verbindungen) und 1300 – 1250 cm⁻¹ (Carbonsäuren, Phenole, Lignin, Amide) bestimmt wird.

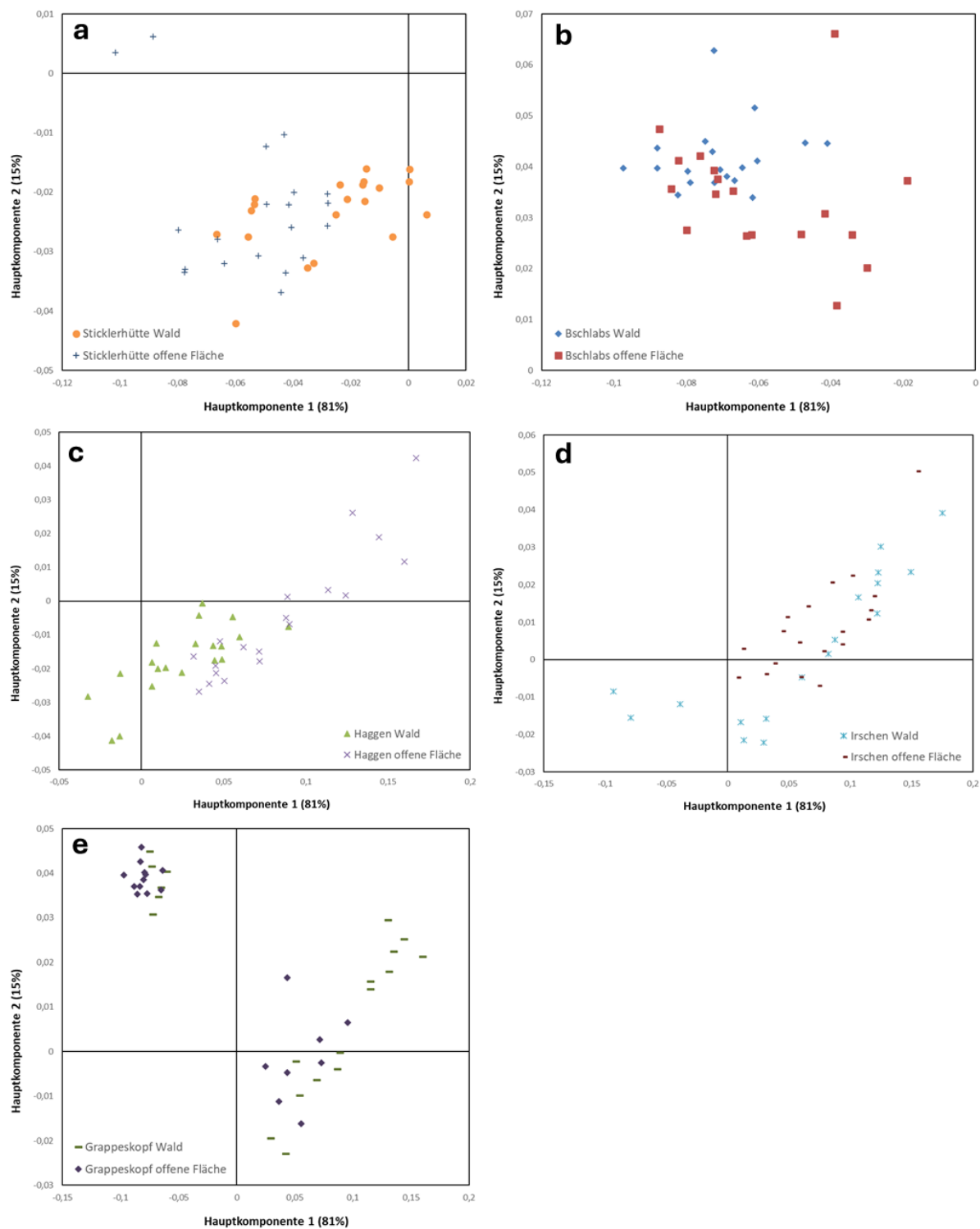


Abbildung 18: Hauptkomponentenanalyse zur Analyse von Unterschieden in der molekularen Zusammensetzung von SOM in den Böden unter Aufforstung (Wald) und den offenen Flächen als Kontrolle an den Standorten Sticklerhütte (a), Bschrabs (b), Haggen (c), Irschen (d) und Grappeskopf (e) unter Verwendung der FTIR Spektren (Fingerprintregionen $3000\text{--}2800\text{ cm}^{-1}$ und $1800\text{--}1200\text{ cm}^{-1}$).

Literaturverzeichnis AP5 :

Artz, R. R. E., Chapman, S. J., Robertson, A. H. J., Potts, J. M., Laggoun-Défarge, F., et al. (2008). FTIR spectroscopy can predict organic matter quality in regenerating cutover peatlands. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(2), 515 – 527. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.09.019>.

Baumann, K., Schöning, I., Schrumpf, M., Ellerbrock, R. H., Leinweber, P. (2016). Rapid assessment of soil organic matter: Soil color analysis and Fourier transform infrared spectroscopy. *Geoderma* 278, 49-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.05.012>.

Dhillon, G. S., Gillespie, A., Peak, D., Van Rees, K. C. J. (2017). Spectroscopic investigation of soil organic matter composition for shelterbelt agroforestry systems. *Geoderma*, 298, 1 – 13. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.03.016>.

DIN EN 13654-2 (2002) Bodenverbesserungsmittel und Kultursubstrate – Bestimmung von Stickstoff – Teil 2: Verfahren nach Dumas. Austrian Standards International

DIN EN 15936 (2022) Boden, Abfall, behandelter Bioabfall und Schlamm – Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) mittels trockener Verbrennung. Austrian Standards International

Fakhry, A., Osman, O., Ezzat, H., Ibrahim, M. (2016). Spectroscopic analyses of soil samples outside Nile Delta of Egypt. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 168, 244 – 252. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2016.05.026>.

Ghebleh Goydaragh, M., Taghizadeh-Mehrjardi, R., Jafarzadeh, A. A., Triantafilis, J., Lado, M. (2021b). Using environmental variables and Fourier Transform Infrared Spectroscopy to predict soil organic carbon. *Catena*, 202, 105280. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105280>.

Helfenstein, A., Baumann, P., Viscarra Rossel, R., Gubler, A., Oechslin, S., Six, J. (2021). Quantifying soil carbon in temperate peatlands using a mid-IR soil spectral library, *Soil*, 7, 193 – 215. <https://doi.org/10.5194/soil-7-193-2021>.

Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson D. W., Minkinen, K. & Byrne, K. A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration?. *Geoderma*, 137(3-4), 253-268.

Jiménez-González, M. A., Álvarez, A. M., Carral, P., Almendros, G. (2019). Chemometric assessment of soil organic matter storage and quality from humic acid infrared spectra. *Science of The Total Environment* 685, 1160-1168. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.231>.

Krivoshein, P. K., Volkov, D. S., Rogova, O. B., Proskurnin, M. A. (2022). FTIR Photoacoustic and ATR Spectroscopies of Soils with Aggregate Size Fractionation by Dry Sieving, *ACS Omega*, 7(2), 2177 – 2197. <https://doi.org/10.1021/acsomega.1c05702>.

Maynard, J. J., Johnson, M. G. (2018). Applying fingerprint FTIR spectroscopy and chemometrics to assess soil ecosystem disturbance and recovery, *Journal of Soil and Water Conservation*, 73(4), 443 – 451. <https://doi.org/10.2489/jswc.73.4.443>.

Nuzzo, A., Buurman, P., Cozzolino, V., Spaccini, R., Piccolo, A. (2020). Infrared spectra of soil organic matter under a primary vegetation sequence, *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 7(6), <https://doi.org/10.1186/s40538-019-0172-1>.

Obeng, A. S., Dunne, J., Giltrap, M., Tian, F. (2023). Soil organic matter carbon chemistry signatures, hydrophobicity, and humification index following land use change in temperate peat soils. *Heliyon*, 9 (e19347). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19347>.

ÖNORM EN ISO 11272 (2017) Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Trockenrohdichte. Austrian Standards International

ÖNORM EN ISO 10390 (2022) Boden, behandelter Bioabfall und Schlamm – Bestimmung des pH-Werts. Austrian Standards International

ÖNORM L 1084 (2016) Chemische Bodenuntersuchungen – Bestimmung von Carbonat unter Berücksichtigung von Luftdruck und Temperatur. Austrian Standards International

Pärnpuu, S., Astover, A., Tõnutare, T., Penu, P., Kauer, K. (2022). Soil organic matter qualification with FTIR spectroscopy under different soil types in Estonia. *Geoderma Regional* 28, e00483. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00483>.

Parolo, M. E., Savini, M. C., Loewy, R. M. (2017). Characterization of soil organic matter by FT-IR spectroscopy and its relationship with chlorpyrifos sorption. *Journal of Environmental Management* 196, 316 – 322. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.018>.

Peltre, C., Bruun, S., Du, C., Thomsen, I. K., Jensen, L. S. (2014). Assessing soil constituents and labile soil organic carbon by mid-infrared photoacoustic spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry*, 77, 41 – 50. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.06.022>.

Schindlbacher, A., C. de Gonzalo, E. Díaz-Pinés, P. Gorría, B. Matthews, R. Inclán, S. Zechmeister-Boltenstern, A. Rubio, R. Jandl (2010), Temperature sensitivity of forest soil organic matter decomposition along two elevation gradients. *Journal of Geophysical Research*, 115, G03018, doi:10.1029/2009JG001191.

Teong, I. T., Felix, N. L. L., Mohd, S., Sulaeman, A. (2016). Characterization of Soil Organic Matter in Peat Soil with Different Humification Levels using FTIR, *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 136, 1, 012010. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/136/1/012010>.

Tinti, A., Tugnoli, V., Bonora, S., Francioso, O. (2015). Recent applications of vibrational mid-infrared (IR) spectroscopy for studying soil components: A review. *Journal of Central European Agriculture*, 16(1), 1 – 22. <https://doi.org/10.5513/JCEA01/16.1.1535>.

Volkov, D. S., Rogova, O. B., Proskurnin, M. A. (2021). Organic Matter and Mineral Composition of Silicate Soils: FTIR Comparison Study by Photoacoustic, Diffuse Reflectance, and Attenuated Total Reflection Modalities, *Agronomy*, 11, 1879. <https://doi.org/10.3390/agronomy11091879>.

Wan, B., Mei, X., Hu, Z., Guo, H., Chen, X., Griffiths, B. S., & Liu, M. (2021). Moderate grazing increases the structural complexity of soil micro-food webs by promoting root quantity and quality in a Tibetan alpine meadow. *Applied Soil Ecology*, 168, 104161.

Xing, Z., Du, C., Shen, Y., Ma, F., Zhou, J. (2021). A method combining FTIR-ATR and Raman spectroscopy to determine soil organic matter: Improvement of prediction accuracy using competitive adaptive reweighted sampling (CARS). *Computers and Electronics in Agriculture*, 191, 106549. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2021.106549>.

Xu, X., Du, C., Ma, F., Shen, Y., Zhou, J. (2020). Forensic soil analysis using laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS) and Fourier transform infrared total attenuated reflectance spectroscopy (FTIR-ATR): Principles and case studies. *Forensic Science International*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.forsciint.2020.110222>.

AP 6: WALDWACHSTUM

Einleitung

In diesem Arbeitspaket wurden die oberirdischen Kohlenstoffvorräte von Hochlagenaufforstungen in fünf Modellregionen mit Hilfe von Stichprobeninventuren und Messungen der dendrometrischen Kenngrößen erhoben. Darüber hinaus wurden von den Bäumen Bohrkerne gezogen und auf etwaige Zusammenhänge zwischen Klima und Wachstum analysiert. Um die spezifische Allometrie von Hochlagenbäumen zu erfassen, war geplant, in einer Modellregion repräsentative Einzelbäume zu fällen und zu vermessen. Dabei fiel die Wahl auf die Baumart Zirbe, da es für diese Baumart bisher keine Biomassefunktionen gab. Aus den so gewonnenen Daten wurden anschließend neue allometrische Funktionen zur Biomasse von Hochlagenaufforstungen entwickelt.

Methodik

Erhebung der Winkelzählproben (Bitterlich, 1948)

In jeder der fünf Modellregionen wurden im Zuge der Bodenprobenerhebungen 10 Punkte im jeweiligen Untersuchungsbestand markiert. Auf diesen Punkten wurden Stichprobenerhebungen in Anlehnung an die Österreichische Waldinventur (ÖWI) durchgeführt. Konkret wurden folgende Messungen durchgeführt:

- Winkelzählprobe mit Zählfaktor 4 m²/ha für alle Bäume mit BHD $\geq$ 10,0 cm
- Auf einem kleinen fixen Probekreis mit R = 2,5 m wurden alle Bäume mit einer Höhe $\geq$ 1,3 m und einem BHD $<$ 10,0 cm erhoben
- Zur Abschätzung des stehenden Totholzes wurden Dürrlinge ebenso miterfasst
- Von allen Bäumen der Stichprobe wurden folgende Größen gemessen/angesprochen:
 - Baumart
 - Brusthöhendurchmesser (BHD)
 - Baumhöhe (H)
 - Kronenansatzhöhe (KA)
 - Soziale Stellung (KRAFT)
 - Stamm- und Kronenbeurteilung im Hinblick auf Schäden
- Schätzung des Kronenschlussgrades in 1/10
- Von allen Stichprobebäumen (bzw. von einem Teilkollektiv) mit einem BHD $\geq$ 10,0 cm wurden Bohrkerne gezogen und die Polarkoordinaten erfasst
- Liegendes Totholz wurde auf einem Probekreis mit R = 7,0 m aufgenommen
- Von allen Totholzstücken, die auf der Probefläche liegen, wurden der Mittendurchmesser und die Länge gemessen und der Zersetzungsgrad laut ÖWI bestimmt
- Die durchschnittlichen Hangneigung auf der Probefläche wurde in Falllinie gemessen



Abbildung 1: Hochlagenaufforstung Bschlabs (im linken Bildbereich)



Abbildung 2: Stichprobenerhebungen in Irschen

Biomasseerhebungen im Wald

Für die Biomasseerhebungen wurden im Projektgebiet Haggen 12 Zirben gefällt, wobei die Probebäume gleichmäßig über den gesamten Durchmesser- und Seehöhenbereich verteilt wurden. Von allen Probebäumen wurde vor der Fällung der BHD kreuzweise in 1.3 m Höhe hangoberseits gemessen und die Messstelle mit Farbspray markiert. An dieser Messstelle wurde nach Abschluss aller Messarbeiten eine Stammscheibe (= BHD-Scheibe) von ca. 5 cm Stärke herausgeschnitten. Nach der Fällung wurden bei allen Probebäumen am liegenden Stamm folgende Arbeiten durchgeführt:

- Bestimmung des Kronenansatzes (Beginn der grünen Krone = erster Astquirl mit mind. 3 grünen Ästen) und setzen einer Farbmarkierung knapp unter diesem Astquirl. An dieser Stelle wurde nach Abschluss aller Messarbeiten der Durchmesser am Kronenansatz gemessen und eine Stammscheibe (= KA-Scheibe) von ca. 5 cm Stärke herausgeschnitten.
- Alle grünen Äste wurden mit einer Säge unmittelbar nach dem Astwulst vom Stamm getrennt und der Basisdurchmesser sowie der Abstand zum Stockabhieb gemessen. Zusätzlich wurden je Baum fünf Probeäste folgendermaßen ausgewählt:
 - 1 Ast aus dem Quirl am Kronenansatz
 - 1 Ast aus dem letzten Quirl vor dem Wipfel
 - die restlichen 3 Äste annähernd gleich verteilt auf die dazwischen liegenden Astquirle
- Von diesen fünf Probeästen wurden zusätzlich die Astlängen gemessen. Anschließend wurden diese Probeäste zerkleinert, in Säcke verpackt sowie die Säcke mit der jeweiligen Baum- und Astnummer beschriftet und nach Wien transportiert. Der Wipfeltrieb am letzten Quirl jedes Baumes wurde ebenfalls vom Stamm getrennt und damit in gleicher Weise wie mit den fünf anderen Probeästen verfahren.
- Alle abgestorbenen Äste und Aststummeln eines Baumes – sowohl innerhalb der grünen Krone als auch unterhalb des Kronenansatzes – wurden vom Stamm getrennt und mit einer Waage deren Gesamtgewicht ermittelt. Anschließend wurde daraus eine Probe gezogen, von der Probe ebenfalls das Gewicht bestimmt und anschließend die Probe in einen Plastiksack verpackt. Der Sack wurde wieder mit der jeweiligen Baumnummer beschriftet und nach Wien transportiert.
- Nach der vollständigen Entastung und dem Abschluss der Astmessungen wurden noch sektionsweise Messungen am liegenden Stamm durchgeführt. Dabei wurde der Stammdurchmesser kreuzweise in 1-m-Schritten gemessen. Diese Messungen sollen zur Überprüfung der Formzahlfunktion von Pollanschütz (1974) verwendet werden.
- Am Stock wurde darüber hinaus die Rindenstärke jedes Baumes gemessen



Abbildung 3: Projektgebiet Haggen (links), Baumauswahl (Mitte), Abtransport der Astproben (rechts)

Laborarbeiten zu Biomasseerhebungen in Schönbrunn

Die Probeäste sowie die Dürreastproben wurden aus den Säcken entnommen und zur Vortrocknung in einem Schuppen zwischengelagert. Anschließend wurden alle Äste in Trockenschränken bei 103° C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Nach dem Trocknen wurde bei den Grünästen das Material in

Astholz und Nadeln getrennt und jeweils das ATRO-Gewicht bestimmt. Bei der Dürrastprobe wurde ebenfalls das ATRO-Gewicht ermittelt. Mit Hilfe des im Wald gemessenen Frischgewichts der Probe wurde der Wassergehalt ermittelt und damit das Frischgewicht der gesamten Dürräste auf das ATRO-Gewicht umgerechnet. Die Daten wurden allesamt digital erfasst und weiter analysiert.



Abbildung 4: Laborarbeiten zur Entwicklung von Biomassefunktionen für Zirbe. Vortrocknung der Proben, Probenvorbereitung, Trocknung im Trockenschrank bei 103° C, Kontrolle auf Gewichtskonstanz (von links)

Ergebnisse

Biomassefunktionen

Für die Erstellung der Biomassefunktionen standen die dendrometrischen Kenngrößen von 12 Zirben sowie die Basisdurchmesser von insgesamt 1530 Ästen zur Verfügung. Von 60 weiteren Ästen (fünf Äste je Baum) wurden zusätzlich Astlängen sowie Ast- und Nadeltrockenmassen gemessen. Basierend auf den Daten dieser 60 Probeäste (Tab. 1) wurden zwei nicht-lineare Modelle mit Zufallseffekten erstellt. Das erste Modell schätzt die gesamte Ast- und Nadeltrockenmasse eines Astes in Abhängigkeit seines Basisdurchmessers und seiner relativen Position innerhalb der Krone. Das zweite Modell schätzt dann nur die Asttrockenmasse eines Astes in Abhängigkeit seiner gesamten Ast- und Nadeltrockenmasse, der relativen Position innerhalb der Krone und der relativen Kronengröße. Die Nadeltrockenmasse für einen Ast wurden dann als Differenz zwischen der gesamten Ast- und Nadeltrockenmasse und der Asttrockenmasse errechnet.

Tabelle 1: Kennzahlen der Probeäste

	n	Mittelwert	Min.	Max.
Astdurchmesser [mm]	60	19.5	6.2	43.9
Astlänge [cm]	60	122	30	250
Astroddenmasse [g]	60	181	2.7	984
Nadeltroddenmasse [g]	60	53	2.4	304

Da von jedem der 12 Probestämme die Durchmesser und die relativen Positionen innerhalb der Krone aller Äste bekannt waren, konnte mit Hilfe der beiden Modelle für jeden Ast eines Probestammes Ast- und Nadeltroddenmassen berechnet werden. Dabei wurden für die Schätzungen der jeweiligen Zielgröße (Ast- und Nadeltroddenmasse bzw. Asttroddenmasse) die baumspezifischen Zufallseffekte miteinbezogen. Die Schätzungen für die einzelnen Äste wurden anschließend baumweise aggregiert, sodass für jeden Probestamm ein Gesamtschätzwert für die Asttroddenmasse und die

Nadeltrockenmasse vorlag. Eine Übersicht über die dendrometrischen Kennzahlen der Probestämme findet sich in Tab. 2.

Tabelle 2: Kennzahlen der 12 Zirben, die zur Erstellung von Biomassefunktionen verwendet wurden

Baum Nr.	Seehöhe	BHD	Baumhöhe	Kronenansatzhöhe	Astrockenmasse	Nadeltrockenmasse	Astanzahl	Astdurchmesser [mm]		
	[m]	[cm]	[m]	[m]	[kg]	[kg]	-	Min.	Mittel	Max.
1	1750	28.0	12.3	4.6	28.26	8.98	192	3.7	16.7	42.5
2	1750	19.8	11.8	4.2	15.77	5.54	134	4.8	16.6	43.9
3	1750	15.8	10.7	3.7	9.99	3.93	144	4.6	12.5	29.2
4	1750	12.5	9.1	4.7	3.03	0.94	70	4.8	11.1	25.0
5	1810	20.8	14.6	5.7	15.24	6.44	135	5.7	16.9	39.0
6	1810	26.9	13.3	5.0	39.40	11.53	135	5.5	22.3	54.9
7	1810	16.9	12.3	5.6	13.73	4.55	124	4.8	15.3	37.6
8	1810	13.7	10.3	6.3	2.24	1.05	87	3.5	9.5	20.8
9	1910	27.3	10.1	3.6	41.36	14.43	120	6.0	24.5	64.5
10	1910	20.0	9.8	3.6	18.19	7.34	170	5.2	17.0	38.5
11	1910	17.0	8.5	2.0	11.63	7.70	118	5.0	17.3	33.0
12	1910	11.9	7.4	1.8	6.95	3.44	101	4.8	14.4	27.6

Im nächsten Schritt wurden dann auf Grundlage der Baumdaten (Tab. 2) wiederum zwei nicht-lineare, gemischte Modelle entwickelt. Da jeweils vier Probestämme innerhalb einer Seehöhenstufe erhoben wurden, wurden die Zufallseffekte auf der Ebene der Seehöhenstufe definiert. Die Modelle mit den fixen Effekten lauten wie folgt:

$$ANTM = \exp(a_0 + a_1 \times \ln(BHD) + a_2 \times CR^{0.5} + a_3 \times Steil) \quad (1)$$

$$ATM = ANTM / (1 + \exp(-(b_0 + b_1 \times BHD + b_2 \times CR))) \quad (2)$$

wobei *ANTM* ... Ast- und Nadeltrockenmasse in kg

ATM ... Astrockenmasse in kg

BHD ... Brusthöhendurchmesser in cm

HT ... Baumhöhe in m

CR ... Kronenverhältnis (= HT/BHD)

Steil ... Dummy-Variable für Steilast (Steil = 1 bei Baum mit Steilast, Steil = 0 bei Baum ohne Steilast)

Elev ... Seehöhe in Hektometer

$a_0, a_1, a_2, a_3, b_0, b_1, b_2$... Modellkoeffizienten

Die Berechnung der Ast- und Nadeltrockenmasse erfolgt in drei Schritten: Im ersten Schritt wird mit Modell (1) die gesamte Ast- und Nadeltrockenmasse berechnet. Im zweiten Schritt wird dann mit Modell (2) nur die Astrockenmasse berechnet. Die Nadeltrockenmasse wird dann im dritten Schritt als Differenz der Schätzungen aus Modell (1) und Modell (2) errechnet. Die zugehörigen Koeffizienten sind in Tab. 3 zusammengefasst, das Modellverhalten ist in Abbildung 5 dargestellt.

Tabelle 3: Übersicht über die Modelle mit zugehörigen Koeffizienten und statistischen Kenngrößen

Modell (1): Ast- u. Nadeltrockenmasse (ANTM)					Modell (2): Astrockenmasse (ATM)			
	Coefficient	DF	t-value	p-value		Coefficient	DF	p-value
a0	-7.241450	6	-5.075556	0.0023	b0	2.292607	7	0.0051
a1	2.208911	6	13.023754	0.0000	b1	0.022534	7	0.0159
a2	4.457481	6	3.029739	0.0231	b2	-2.813169	7	0.0074
a3	0.356804	6	4.945773	0.0026				
AIC			67.5079				26.06691	
BIC			70.4173				28.49144	
Pseudo R^2			0.98				0.97	

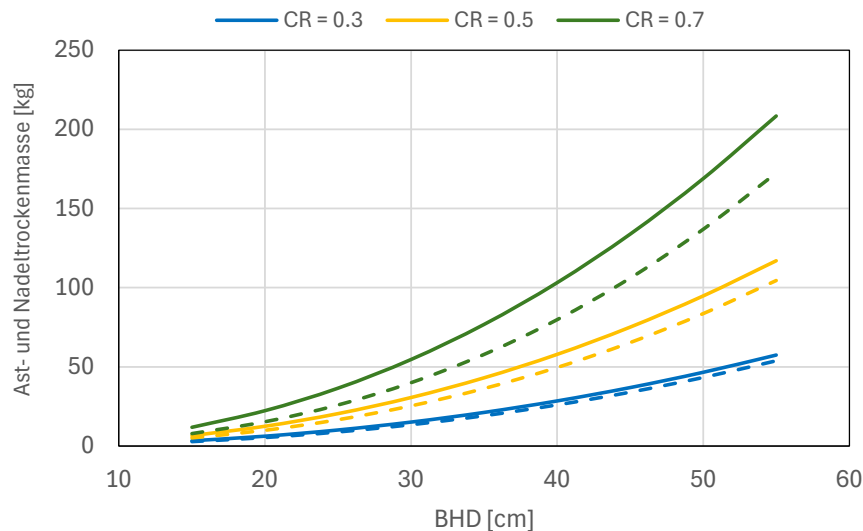


Abbildung 5: Verhalten der neuen Biomassefunktionen für Haggen zur Schätzung der gesamten Ast- und Nadelrockenmasse ANTM (Modell 1, ausgezogene Linien) und nur der Astrockenmasse ATM (Modell 2, strichlierte Linien), in Abhängigkeit von BHD und Kronenverhältnis CR (=Kronenlänge/Baumhöhe)

Biomassen- und Kohlenstoffvorräte

Als Grundlage für die Berechnung der Kohlenstoffvorräte dienten die Daten, die mittels Winkelzählproben erhoben wurden. Dabei wurde für jeden Stichprobenbaum die Schaftrockenmasse analog zur Treibhausgasinventur folgendermaßen berechnet: Im ersten Schritt wurde das Baumvolumen mittels der Formzahlfunktion von Pollanschütz (1974) bzw. Schieler (1988) berechnet. Dieses Baumvolumen wurde dann um baumartenspezifische Schwindmaße reduziert und anschließend mit baumartenspezifischen Holzdichten multipliziert (ÖNORM B 3012). Der Berechnungsvorgang ist in nachfolgender Gleichung angeführt:

$$TM_{Schaft} = BHD^2 \times \frac{\pi}{4} \times H \times FZ \times \left(1 - \frac{\beta}{100}\right) \times \rho \quad (3)$$

wobei TM_{Schaft} ... Schaftrockenmasse in t

BHD ... Brusthöhendurchmesser in m

H ... Baumhöhe in m

FZ ... Formzahl nach Pollanschütz (1974) bzw. Schieler (1988)

β ... Schwindmaß in %

ρ ... Holzdichte in t/m³

Für die Berechnung der Ast- und Nadelrockenmasse jedes Stichprobenbaumes wurden folgende allometrischen Funktionen verwendet:

Fichte ... Ledermann und Neumann (2006)

Lärche ... Rubatscher et al. (2006)

Weißkiefer ... Eckmüllner (2006)

Zirbe ... die für Haggen neu entwickelten Modelle

Zur Berechnung der Wurzelrockenmasse wurde auf eine Funktion von Wirth et al. (2004) zurückgegriffen. Der Kohlenstoffgehalt der Schaftrockenmasse der lebenden Biomasse und des stehenden und liegenden Totholzes wurde mit 0.497 angenommen. Für die Ast-, Nadel- und Wurzelrockenmasse wurde ein Kohlenstoffanteil von 0.473 veranschlagt. Die Hochrechnung auf Hektarwerte erfolgte in Analogie zur Österreichischen Waldinventur (ÖWI). Dabei sei allerdings angemerkt, dass die einzelnen Stichprobenpunkte weder zufällig noch nach einem systematischen Raster über die Waldbestände verteilt wurden, sondern von den Bodenerhebungsteams gutachtlich in die Bestände gelegt wurden. Die Ergebnisse dieser Erhebungen sind in den Tabellen 4-6 zusammengefasst.

Tabelle 4: Gesamtvorrat sowie Vorrat für stehendes und liegendes Totholz

Vorrat (m³/ha)			
Ort	Gesamt *	Totholz (stehend)	Totholz (liegend)
Bschlabs	655	12.4	18.3
Grappeskopf	173	0.00	1.59
Haggen	358	2.20	6.47
Irschen	238	3.92	4.54
Sticklerhütte	398	27.3	45.2

* umfasst die stehende Schaftholzbiomasse und das stehende Totholz

Tabelle 5: Trockenmassen für verschiedene Baumkompartimente und liegendes Totholz

Trockenmasse (t/ha)					
Ort	Schaft	Äste	Nadeln	Wurzeln	Totholz (liegend)
Bschlabs	238	47.3	21.4	87.7	6.70
Grappeskopf	62.5	39.8	22.0	26.6	0.58
Haggen	134	23.0	6.17	78.7	2.35
Irschen	95.8	35.3	17.8	43.2	2.00
Sticklerhütte	155	40.3	18.2	71.4	18.2

Tabelle 6: Kohlenstoffvorräte für verschiedene Baumkompartimente und liegendes Totholz

Ort	Kohlenstoff (t/ha)				
	Schaft	Äste	Nadeln	Wurzeln	Totholz (liegend)
Bschlabs	118	22.4	10.1	41.4	3.33
Grappeskopf	31.1	18.8	10.4	12.6	0.287
Haggen	66.5	10.88	2.92	37.2	1.17
Irschen	47.7	16.7	8.40	20.4	0.994
Sticklerhütte	77.0	19.0	8.62	33.8	9.06

Ertragskundliche Auswertungen

Auf Grundlage der Stichprobenerhebungen wurde für die fünf Projektgebiete auch eine vertiefende ertragskundliche Auswertung durchgeführt. Die Auswahl der verwendeten Ertragstafeln erfolgte nach den Empfehlungen der Landesforstdirektion Tirol. Für Irschen wurde nur eine vereinfachte Auswertung gemacht, da aufgrund der Ungleichaltrigkeit eine Bonitierung und Verwendung einer Ertragstafel nicht möglich war. Für den Standort Sticklerhütte wurden die 10 Stichprobenpunkte ebenfalls wegen Ungleichaltrigkeit in zwei Gruppen geteilt. Folgende Kennzahlen wurden berechnet:

Vorrat ... Schaftholzvorrat

Grundfläche ... Bestandesgrundfläche

Stammzahl

Oberhöhe nach Assmann ... mittlere Höhe der 100 dicksten Bäume je Hektar

do ... quadratischer Mitteldurchmesser der Oberhöhenstämme

dg ... Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (=quadratischer Mitteldurchmesser aller Bäume)

hL ... Lorey'sche Mittelhöhe

SDI ... Stand Density Index = Stammzahl $\times \left(\frac{25}{dg}\right)^{-1.605}$; Reineke, 1933

BG ... Bestockungsgrad = Grundfläche/Grundfläche laut Ertragstafel (G_{ET})

Flächenanteile der Baumarten

IGZ_{ET} ... laufender jährlicher Zuwachs aus Ertragstafel

IGZ_{CALDIS} ... laufender jährlicher Zuwachs mit dem Modell CALDIS geschätzt

IGZ_{Bohrung} ... laufender jährlicher Zuwachs aus Bohrkernen berechnet

dGZ_{ET} ... durchschnittlicher jährlicher Zuwachs aus der Ertragstafel

ADZ ... Altersdurchschnittszuwachs (=Vorrat/Alter)

Die Ergebnisse der ertragskundlichen Analysen sind in den Tabellen 7 und 8 aufgeführt.

Ort	Baumart	Alter (Jahre)	Oberhöhe (m)	do (cm)	Vorrat (m³/ha)	Grundfläche (m²/ha)	Stammzahl (N/ha)	dg (cm)	hL (m)	SDI	EKL - dGZ ₁₀₀ (m³/ha/Jahr)	G _{ET} (m²/ha)	BG	Flächenanteil	Ertragstafel
Bschlabs	Fichte	56	19.8	29.6	635	72.7	2065	21.2	19.0		11.4	50.3	1.44	0.98	NT/KalkmEN ¹
	Lärche	56	17.5	29.2	8	1.2	37	20.3	14.6		6.9	34.1	0.04	0.02	Südtirol
	<i>Gesamt</i>				642	73.9	2102	21.2	18.9	1607	11.3		1.48	1.00	
Grappeskopf	Fichte	42	9.6	14.4	173	38.1	4136	10.8	9.0	1081	8.1	38.7	0.99	1.00	NT/SilikatmEN ²
	Lärche	61	16.4	28.4	29	4.0	83	24.8	16.5		5.7	32.8	0.12	0.08	Südtirol
	Zirbe	61	11.9	27.8	327	61.6	1813	20.8	11.3		7.7	41.1	1.50	0.92	Murau
Haggen	<i>Gesamt</i>				356	65.6	1896	21.0	11.6	1432	7.5		1.62	1.00	
Irschen	Fichte	-	-	-	153	24.8	890	18.9	13.7		-	-	-	-	-
	Lärche	-	-	-	81	11.4	215	26.0	17.3		-	-	-	-	-
	<i>Gesamt</i>				234	36.2	1105	20.4	14.8	799					
Sticklerhütte 65 501-504, 509-510	Fichte	65	16.1	25.6	299	45.1	1903	17.4	14.4		7.7	45.7	0.99	0.75	NT/SilikatmEN ²
	Lärche	65	19.0	28.9	58	8.7	404	16.5	14.9		6.5	35.6	0.24	0.18	Südtirol
	Weißkiefer	65	14.3	27.7	23	4.0	153	18.2	12.3		5.9	44.5	0.09	0.07	Südtirol
	<i>Gesamt</i>				380	57.8	2460	17.3	15.1	1362	7.3		1.32	1.00	
Sticklerhütte 69 505-508	Fichte	69	15.1	25.0	277	47.1	2679	15.0	12.6		6.3	43.5	1.08	0.76	NT/SilikatmEN ²
	Lärche	69	15.0	26.8	35	5.0	178	18.9	15.5		4.3	31.3	0.16	0.11	Südtirol
	Weißkiefer	69	14.5	28.2	45	8.0	206	22.3	12.3		5.6	45.2	0.18	0.12	Südtirol
	<i>Gesamt</i>				357	60.1	3063	15.8	12.8	1468	6.0		1.42	1.00	

Anmerkung: Wegen Ungleichaltrigkeit wurden für Irschen keine Ertragstafelauswertungen durchgeführt!

Die Volumenangaben beziehen sich alle auf Vorratsfestmeter Schaftholz (VfmS)

¹ NT/KalkmEN = Fichte-Nordtirol - Kalk mit t t l e r e s Ertragsniveau

² NT/SilikatmEN = Fichte-Nordtirol - Silikat m i t t l e r e s Ertragsniveau

Ort	Baumart	Alter (Jahre)	IGZ _{ET} (m ³ /ha/Jahr)	IGZ _{CALDIS} (m ³ /ha/Jahr)	IGZ _{Bohrung} (m ³ /ha/Jahr)	dGZ _{ET} (m ³ /ha/Jahr)	ADZ (m ³ /ha/Jahr)	Ertragstafel
Bschlabs	Fichte	56	14.5	14.8	18.8	9.1	11.3	NT/KalkmEN ¹
	Lärche	56	0.2	0.3	0.3	0.1	0.1	Südtirol
	<i>Gesamt</i>		14.7	15.1	19.0	9.2	11.5	
Grappeskopf	Fichte	42	10.2	7.5	10.0	4.3	4.1	NT/SilikatmEN ²
Hagen	Lärche	61	0.6	1.1	1.1	0.3	0.5	Südtirol
	Zirbe	61	10.8	14.3	13.6	5.0	5.4	Murau
	<i>Gesamt</i>		11.3	15.4	14.7	5.3	5.8	
Irschen	Fichte	-	-	4.7	5.7	-	-	-
	Lärche	-	-	3.2	1.9	-	-	-
	<i>Gesamt</i>			7.9	7.6			
Sticklerhütte 65 501-504, 509-510	Fichte	65	7.9	8.7	9.6	4.6	4.6	NT/SilikatmEN ²
	Lärche	65	1.5	3.0	1.9	1.0	0.9	Südtirol
	Weißkiefer	65	0.5	0.4	0.3	0.4	0.3	Südtirol
	<i>Gesamt</i>		9.9	12.1	11.8	6.0	5.9	
Sticklerhütte 69 505-508	Fichte	69	6.9	8.9	9.0	3.8	4.0	NT/SilikatmEN ²
	Lärche	69	0.7	1.7	0.9	0.4	0.5	Südtirol
	Weißkiefer	69	0.9	0.9	0.9	0.6	0.7	Südtirol
	<i>Gesamt</i>		8.4	11.5	10.7	4.9	5.2	

Anmerkung:

Wegen Ungleichaltrigkeit wurden für Irschen keine Ertragstafelauswertungen durchgeführt!

Die Volumenangaben beziehen sich alle auf Vorratsfestmeter Schaffholz (VfmS)

¹ NT/KalkmEN = Fichte-Nordtirol- Kalk m i t t l e r e s Ertragsniveau

² NT/SilikatmEN = Fichte-Nordtirol- Silikat m i t t l e r e s Ertragsniveau

Diskussion

Biomassefunktionen

Die neue Biomassefunktion für die Zirbe in der Hochlagenaufforstung in Haggen zur Abschätzung der gesamten Ast- und Nadel trockenmasse (ANTM) zeigt im Vergleich zu anderen Biomassefunktionen (z.B. Ledermann und Neumann, 2006) ein erwartetes Verhalten. Die gesamte ANTM nimmt mit steigendem BHD und Kronenverhältnis zu (Abb. 5). Eine Besonderheit in den Daten von Haggen war, dass sechs der zwölf gefällten Probestämme einen oder mehrere Steilläste aufwiesen. Dies hatte auch im Modell zur Abschätzung der gesamten ANTM einen signifikant positiven Effekt und bedeutet, dass Bäume eine höhere gesamte ANTM haben, wenn sie bei gleichem BHD und Kronenverhältnis zusätzlich einen Steillast aufweisen. Das zweite Modell schätzt nur die Ast trockenmasse (ATM) als Anteil an der gesamten ANTM. In dieses Modell gehen ebenfalls der BHD und das Kronenverhältnis als erklärende Variable ein. Allerdings weist in diesem Modell das Kronenverhältnis ein negatives Vorzeichen auf. Das bedeutet, dass bei gegebener gesamter ANTM die ATM abnimmt, je größer das Kronenverhältnis wird. Da die Nadel trockenmasse (NTM) als Differenz zwischen gesamter ANTM und ATM berechnet wird, nimmt also bei gegebener gesamter ANTM die NTM mit steigendem Kronenverhältnis zu. Abbildung 6 zeigt, dass der Anteil der NTM an der gesamten ANTM mit steigendem BHD abnimmt, bei gleichem BHD aber mit steigendem Kronenverhältnis zunimmt. Dieses Verhalten ist durchaus plausibel, da Bäume nur dann relativ lange Kronen ausbilden können, wenn sie unter keiner oder nur geringer Konkurrenz stehen. Bei hoher Konkurrenz sind die Kronen relativ kurz (niedriges Kronenverhältnis) und die Benadelung aufgrund des Lichtmangels schütter, sodass der Anteil der NTM geringer ist. Diese schütterere Benadelung in den teilweise sehr dichten Beständen war auch bei den Felderhebung offensichtlich. Dass der relative Anteil der NTM an der gesamten ANTM mit steigendem BHD abnimmt, erklärt sich daraus, dass bei steigender Baumdimension, der nicht benadelte Kroneninnenraum zunimmt und dadurch der relative Anteil der NTM abnimmt.

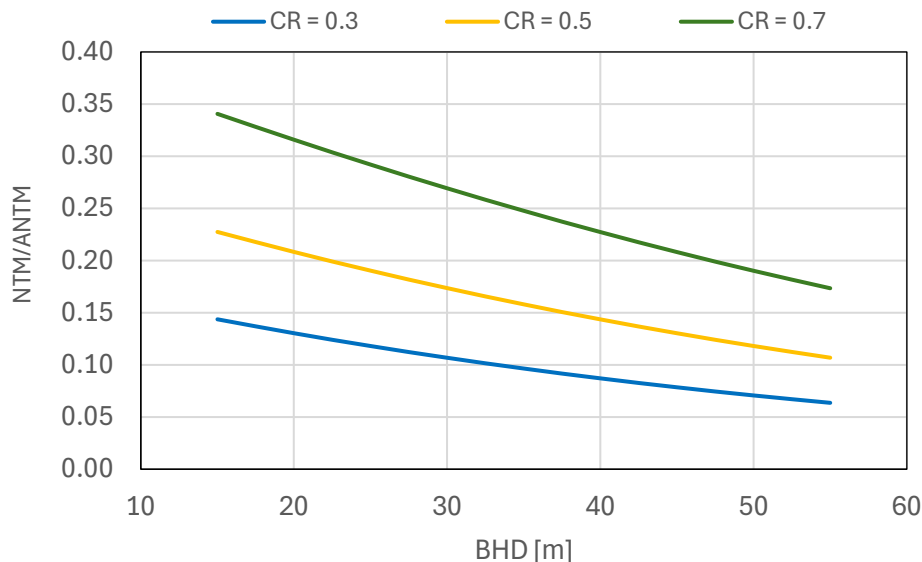


Abbildung 6: Anteil der Nadel trockenmasse (NTM) an der gesamten Ast- und Nadel trockenmasse ANTM in Abhängigkeit von BHD und Kronenverhältnis CR (=Kronenlänge/Baumhöhe)

Biomassen- und Kohlenstoffvorräte

Die höchsten Biomassevorräte (einschließlich des stehenden Totholzes) finden sich in Bsclabs, gefolgt von der Aufforstung bei der Sticklerhütte und in Haggen. Beim Liegenden Totholz finden sich dagegen die höchsten Vorräte bei der Sticklerhütte, gefolgt von Bsclabs und Haggen. Bemerkenswert ist, dass der Anteil der Ast- und Nadelbiomasse an der gesamten oberirdischen Biomasse mit 50% am Grappeskopf am höchsten und mit 18% in Haggen am niedrigsten ist (Abb. 7). Erstaunlich ist auch, dass die Nadelmasse am Grappeskopf mit ca. 22 t/ha sogar geringfügig höher ist als in Bsclabs (22,0 vs. 21,4 t/ha), obwohl die Schaftbiomasse nur einen Bruchteil von jener in Bsclabs ausmacht (63 vs. 238 t/ha). Dies erklärt sich daraus, dass die Aufforstung am Grappeskopf mit einem Alter von 42 Jahren deutlich jünger und zudem das mittlere Kronenverhältnis wesentlich höher ist als in Bsclabs (0,68 vs. 0,37). Der geringe relative Anteil in Haggen dürfte einerseits auf das höhere Alter zurückzuführen sein, andererseits scheint die Zirbe als ausgesprochene Lichtbaumart im Hinblick auf Benadelung und Astentwicklung extrem empfindlich auf hohe Bestandesdichte zu reagieren.

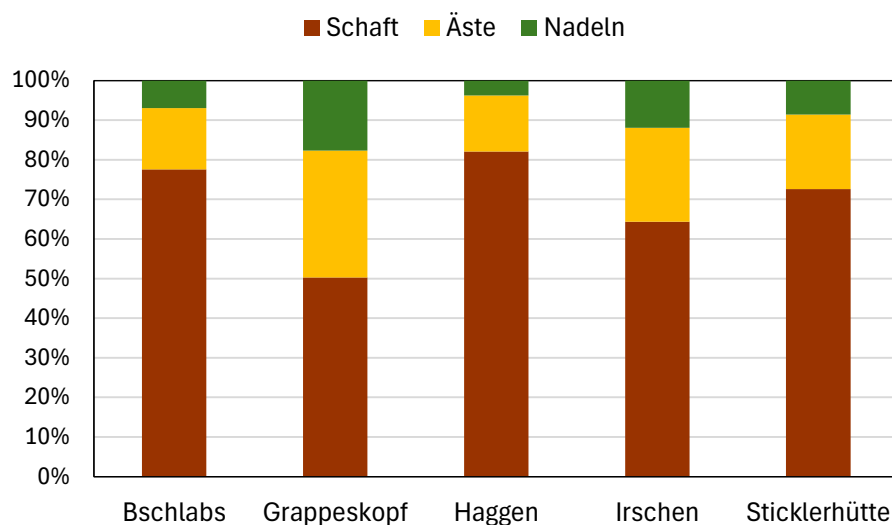


Abbildung 7: Relative Verteilung der oberirdischen Biomasse auf verschiedene Kompartimente

Ertragskundliche Auswertungen

Die Ertragsklassen im Sinne der dGZ_{100} -Bonitäten reichen bei der Fichte von 6,3 m³/ha/Jahr auf den älteren Probeflächen bei der Sticklerhütte bis 11,4 m³/ha/Jahr in Bsclabs. Bei der Lärche reichen die Ertragsklassen von 4,3 m³/ha/Jahr bis 6,9 m³/ha/Jahr. Die Ertragsklasse der Zirbe, welche nur in Haggen vorkommt, beträgt 7,7 m³/ha/Jahr, und jene der Weißkiefer, die nur in der Aufforstung bei der Sticklerhütte beigemischt ist, 5,6-5,9 m³/ha/Jahr. Nimmt man den Bereich von der geringsten bis zur höchsten Bonität der jeweils unterstellten Ertragstafel und teilt diesen in drei Ditteln, so zeigt sich, dass die Ertragsklassen der Fichte in Bsclabs sowie jene der Zirbe in Haggen bis in das obere Drittel reichen. Die Ertragsklassen der übrigen Baumarten und Standorte liegen meist im Übergang vom unteren zum mittleren Drittel. Lediglich die Ertragsklasse der Lärche auf den älteren Flächen bei der Sticklerhütte kommt deutlich im Bereich des unteren Drittels zu liegen. Die Ertragsklasse der Fichte am Grappeskopf reicht dagegen deutlich in den Bereich des mittleren Bonitätsdrittels hinein (Abb. 8).

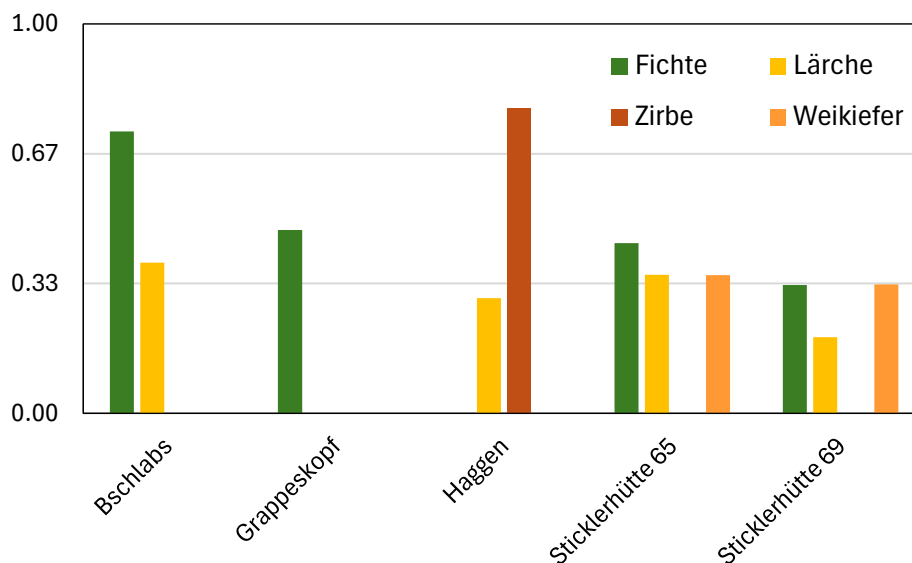


Abbildung 8: Relative Einordnung der ermittelten Ertragsklassen (dGZ₁₀₀-Bonitäten) in den Wertebereich der jeweils unterstellten Ertragstafel

Darüber hinaus haben die ertragskundlichen Auswertungen gezeigt, dass alle Bestände mit Ausnahme jenes am Grappeskopf im Vergleich zu Ertragstafel eine extreme Überbestockung aufweisen. Die Bestockungsgrade reichen hier von 1,32 bis 1,62. Das bedeutet, dass in diesen Beständen eine um 32-62% höhere Bestandesgrundfläche vorgefunden wurde, als die jeweiligen Ertragstafeln ausweisen. Dies ist höchstwahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die Aufforstungen nicht oder allenfalls nur schwach durchforstet wurden. Die einzige Ausnahme ist der relativ junge Fichtenbestand am Grappeskopf, der mit einem Bestockungsgrad von 0,99 annähernd die gleiche Bestandesgrundfläche aufweist wie in der Ertragstafel. Die extrem hohen Bestandesdichten lassen sich auch anhand des Stand Density Index (SDI; Reineke, 1933) ablesen. Richtwerte für den SDI der Ertragstafeln von Marshall (1975, 1976) liegen bei der Fichte zwischen 900 und 1100 und bei der Lärche zwischen 500 und 600. Die hier gefundenen Werte liegen deutlich darüber, insbesondere in Bsclabs, Haggen und bei der Sticklerhütte. Ausnahmen sind hier die Flächen in Irschen (SDI = 799) und am Grappeskopf (SDI = 1081). Der Grund für den doch deutlich geringeren SDI in Irschen dürfte in der Ungleichaltrigkeit des Bestandes liegen, weswegen für diesen Standort auch keine weiteren Ertragstafelauswertungen gemacht wurden. Am Grappeskopf hingegen scheint das niedrige Alter für den im Vergleich geringeren SDI verantwortlich zu sein, es ist aber davon auszugehen, dass die Bestandesdichte dort auch noch zunehmen wird, wenn künftig keine Durchforstungen gemacht werden.

Die laufenden Zuwächse wurden in diesem Projekt auf drei verschiedene Arten berechnet: (i) aus der Ertragstafel, (ii) mit dem Waldwachstumssimulator CALDIS, und (iii) aus der Zuwachsbohrung der Stichprobenbäume. Der tatsächlich beobachtete Zuwachs (Bohrung) variiert zwischen 7,6 VfmS/ha/Jahr in Irschen und 19,0 VfmS/ha/Jahr in Bsclabs. In Haggen, Irschen, und bei der Sticklerhütte zeigte sich darüber hinaus eine gute Übereinstimmung zwischen dem tatsächlichen Zuwachs und dem mittels CALDIS geschätzten Zuwachs. Am Grappeskopf dagegen stimmt der Zuwachs aus der Ertragstafel besser mit dem tatsächlichen Zuwachs überein während das Modell CALDIS den Zuwachs unterschätzt. In Bsclabs wird der tatsächliche Zuwachs sowohl von der Ertragstafel als auch vom Modell CALDIS unterschätzt (Abb.9). Insgesamt kann festgehalten werden, dass in Anbetracht der

Höhenlage – die Projektgebiete befinden sich auf einer Seehöhe zwischen 1700 und 1950 m – alle Bestände bisher ein ansprechendes Wachstum zeigten.

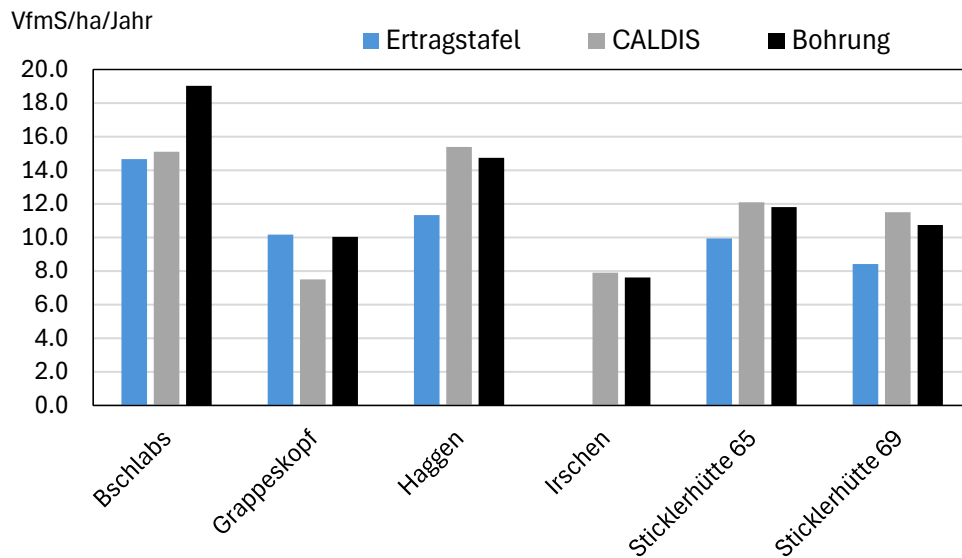


Abbildung 9: Jährlich laufender Zuwachs für alle Projektgebiete nach drei verschiedenen Methoden ermittelt

Literaturverzeichnis AP6:

- Bitterlich, W., 1948. Die Winkelzählprobe. Allgem. Forst- und Holzwirtschaftliche Zeitung 59, 4-5.
- Eckmüllner, O., 2006. Allometric relations to estimate needle and branch mass of Norway spruce and Scots pine in Austria. Austrian Journal of Forest Science 123, 7-16.
- Ledermann, T., Neumann, M., 2006. Biomass equations from data of old long-term experimental plots. Austrian Journal of Forest Science 123, 47-64.
- Marschall, J., 1975. Hilfstafeln für die Forsteinrichtung, Wien.
- Marschall, J., 1976. Die neuen Ertragstafeln für Österreich. AFZtg. 87, 195-200.
- ÖNORM B 3012, 2003. Ausgabe 2003-12-01. Holzarten – Kennwerte zu den Benennungen und Kurzzeichen der ÖNORM EN 13556, 32 S.
- Pollanschütz, J., 1974. Formzahlfunktionen der Hauptbaumarten Österreichs. Allgemeine Forstzeitung 85, 341-343.
- Reineke, L.H., 1933. Perfecting a stand-density index for evenaged forests. J. Agric. Res. 46, 627- 638.
- Rubatscher, D., Munk, K., Stöhr, D., Bahn, M., Mader-Oberhammer, M., Cernusca, A., 2006. Biomass expansion functions for Larix decidua: a contribution to the estimation of forest carbon stocks. Austrian Journal of Forest Science 123, 87-101.
- Schieler, K., 1988. Methodische Fragen in Zusammenhang mit der Österreichischen Forstinventur. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien, 99 S.
- Wirth, C., Schumacher, J., Schulze, E.D., 2004. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe - a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. Tree Physiology 24, 121-139.

AP 7: LANGZEITVERSUCH HOCHLAGENAUFFORSTUNG HAGGEN

Andrew Giunta, Klaus Suntinger, Raphael Meier, Michaela Teich, & Gerhard Markart

Einleitung

Seit Jahrtausenden werden alpine Landschaften vom Menschen verändert und genutzt (Roepke und Krauss 2013; Vorren et al. 1993). In den montanen und subalpinen Zonen der europäischen Alpen wurden große Waldflächen abgeholzt, um Holz für den Bergbau und die Industrie zu gewinnen, Brennholz als Energiequelle bereitzustellen und Weideflächen für die Landwirtschaft und die Beweidung zu erhalten (Ansellmetto et al. 2024; Malanson et al. 2011; Mietkiewicz et al., 2017). Die nach Süden ausgerichteten Hänge um die Gemeinden Haggen und St. Sigmund im Sellraintal in Tirol wurden seit prähistorischer Zeit als Weideflächen für Rinder, Schafe und Ziegen genutzt (Kronfuss und Havranek 1999). Ohne Baumbewuchs waren diese Hänge anfällig für natürliche gravitative Gefahren-Prozesse, wie Erosion, Murgänge und Lawinen. Nach den zerstörerischen Lawinenabgängen in den Wintern 1951 und 1954 wurde erkannt, dass Schutzmaßnahmen erforderlich sind, um die Sicherheit dieser Gemeinden zu gewährleisten. Vor der Umsetzung eines Aufforstungsprojekts im Bereich Haggen waren langwierige Verhandlungen mit Grundbesitzern und Weideberechtigten notwendig. Erste Erfahrungen hatte man bereits gesammelt, bereits Jahrzehnte vor diesen Schadereignissen wurde an der Sonnseite - oberhalb von Paida – die Anlage von Aufforstungen versucht (Hensler 1972).

Anfangs war in der einheimischen Bevölkerung und teilweise auch in der Wissenschaft die Meinung vorherrschend, dass diese seit Jahrhunderten unbestockten Flächen nicht aufforstbar wären. Schließlich stellte die Agrargemeinschaft Haggen unterstützt durch die Gemeinde St. Sigmund eine ca. 1 ha große Fläche für einen ersten Aufforstungsversuch zur Verfügung. Diese Testfläche wurde 1963 angelegt - als Schutzmaßnahme gegen den Anbruch von Lawinen, als „Beispielfläche für die Aufforstungspraxis und als Modellfall Untersuchungen im Bereich der Waldgrenze“ (Ruhm 1991). Die Fläche wurde ab 1967 um jährlich ca. zwei Hektar erweitert (Hensler 1972). 1994 wies die Aufforstung eine Fläche von 16 ha auf (Abb. 1), aktuell eine Fläche von ca. 20 ha (Zangerle und Bitterlich 2023).

Innerhalb des ältesten Teils der Aufforstung wurden in den 1970er Jahren sieben Testflächen in vier Höhenstufen (1730 m, 1800 m, 1870 m und 1900 m) angelegt. Mit der Einrichtung dieser Parzellen wurde ein zweifacher Zweck verfolgt. Erstens sollte langfristig untersucht werden, wie sich Baumartenzusammensetzung, Klima, Höhenlage, Durchforstungseingriffe und andere Faktoren auf verschiedene Wachstumsparameter nahe der Baumgrenze an einem bisher unbewaldeten Südhang auswirken (Kronfuss 1997). zweitens sollte für die Gemeinde Haggen eine Schutzwaldes zum Schutz vor Lawinen geschaffen werden. Der Standort wurde als gemeinsames Projekt der Wildbach- und Lawinenverbauung (WLV) Tirol, der Tiroler Landesforsten (nun Land Tirol Forstorganisation) und des Bundesforschungszentrums für Wald (BFW) eingerichtet.



Abbildung 1 Überblick Hochlagenaufforstung Haggen im Sellraintal im Herbst 1994 mit den sieben Test-Parzellen. Flächenausmaß 1994: 16 ha. Foto: R. Stern (1994)

Im Zeitraum 1970-1996 wurde ein intensives Monitoring Programm durchgeführt, um die Auswirkungen der Höhenlage, das Klima, die Durchforstungsmaßnahmen und der Baumartenzusammensetzung auf das Baumwachstum zu untersuchen (Kronfuss und Havranek 1995). Es wurden jährliche Höhenmessungen vorgenommen, die Größe der Endknospen pro Bäume gemessen und die Länge der Vegetationsperiode überwacht. Im Jahr 1975 wurde eine Reihe von Wetterstationen installiert, um meteorologische Daten wie Niederschlag, Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Sonneneinstrahlung und Verdunstungsraten mit kontinuierlicher Aufzeichnung mit kontinuierlicher Aufzeichnung bis 1994. Während der Vegetationsperiode von Mitte Mai bis September wurden zusätzlich Lufttemperaturmessungen in Höhen von 1730 m und 1900 m in einer Höhe von zwei Metern über der Bodenoberfläche durchgeführt. Für den Zeitraum 1995-2024 wurden die Klimadaten von einer nahegelegenen Wetterstation auf 1920 m Höhe in Kühtai, Tirol, abgeleitet (Krajci et al. 2017). Die Temperatur und Niederschlagsdaten wurden dann pro Höhenband für unseren Studienstandort extrapoliert (Tab.1). Während des Untersuchungszeitraums schwankten die Durchschnittstemperaturen während der Vegetationsperiode (Mai-September) zwischen 8,5° C - 14° C und die Niederschläge zwischen 140-155 mm (Abb. 2).

Klimadaten 1975-1994 (adaptiert aus Markart et al.2002)

Strahlung

Potenzielle jährliche Sonnenscheindauer	3.903 Std.
Vegetationsperiode (Mai-September) Sonnenscheindauer	682 Std.
Mittlere Tagessumme der Globalstrahlung in der Vegetationsperiode	4,07 kWh/ km ²

Lufttemperatur

Mittlere Jahreslufttemperatur	3,2° C
Maximum gemessene Temperatur	29° C
Minimale gemessene Temperatur	-28,0° C
Mittlere Lufttemperatur der Vegetationsperiode	9,0° C

Niederschlag (20- jährliche Mittelwerte)

Jahresmittel gemessen in 3 m (1m) über Grund	909 (1.020) mm
Mittel der Vegetationsperiode 3 m (1m) über Grund	517 (579) mm
Mittel des Monats mit der größten Niederschlagsmenge (Juli)	148 mm
Mittl. Schneedeckendauer (13. Nov.-1. Mai)	169 Tage

Tabelle 1: Mittlere monatliche Niederschlag- und Temperaturwerte in der Vegetationsperiode (Mai-September) in den Jahren 1995, 2000, 2008, 2024 für die Höhenlagen 1730 m, 1800 m, 1870 m und 1900 m. Diese Daten werden von dem nahegelegenen Messstation Kühtai (Breite 47,207111° N, Länge 11,005999° E) in eine Höhe von 1920 m extrapoliert.

Jahr	Seehöhe	Niederschlag	Temperatur
	(m)	(mm)	(°C)
1995	1730	153,00	8,50
1995	1800	153,80	8,10
1995	1870	154,62	7,70
1995	1900	155,00	7,50
2000	1730	172,10	9,90
2000	1800	172,40	9,50
2000	1870	172,70	9,10
2000	1900	172,82	8,90
2008	1730	111,41	9,60
2008	1800	112,56	9,10
2008	1870	113,70	8,80
2008	1900	114,19	8,60
2024	1730	147.6	11.0
2024	1800	148.1	10.6
2024	1870	147.9	10.3
2024	1900	148.3	10.1

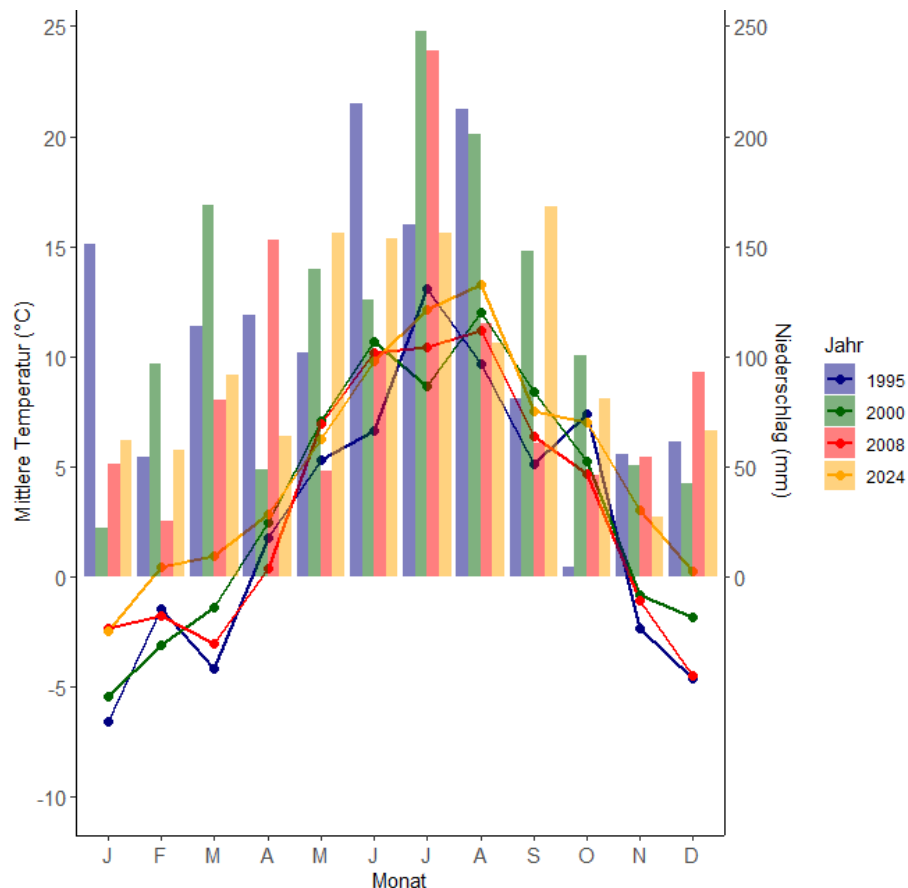


Abbildung 2 Durchschnittliche monatliche Temperatur (y-Achse links, Liniendiagramm) und Niederschlag (y-Achse rechts, Balkendiagramme) pro Inventarjahr 1995, 2000, 2008, 2024 in Haggen.

Die Ergebnisse zum Einfluss des Klimas auf das Baumwachstum sind in Kronfuß (1995, 1997), Kronfuß und Havranek (1999) ausführlich beschrieben. Ihre Arbeit konzentrierte sich in erster Linie auf das Höhenwachstum der Bäume in Abhängigkeit von Klimavariablen wie Temperatur und Wind, wobei eine Abnahme des Höhenwachstums mit zunehmender Höhe beobachtet wurde. Dieser Trend setzte sich fort, bis die Bestände auch in höheren Lagen begannen, ein geschlossenes Kronendach zu bilden, das Windschutz für die darüberliegenden Aufforstungsflächen bot (Abb. 3).

Die Begründung im ältesten Teil der Aufforstung erfolgte mit sehr hohen Stammzahlen (bis 18000 Individuen ha⁻¹ um erwarteten Ausfälle aufgrund der Südlage zu kompensieren zu können.

In den Jahren 1995, 2000, 2008 und 2024 erfolgten Durchforstungseingriffe in den Test-Parzellen, außerhalb der sieben Test-Flächen noch häufigere Eingriffe durch die WLV, um die Stabilität und Funktion der Bestände zu erhalten.

Die Durchforstung ist eine Bewirtschaftungsmaßnahme, die darauf abzielt, die Stammdichte zu verringern und gleichzeitig die Wachstumsbedingungen für die verbleibenden Bäume zu verbessern, die Gesundheit des Waldes zu fördern, die künftige Mortalität zu verringern und die Holzqualität im Hinblick auf den wirtschaftlichen Ertrag zu optimieren (Puettman et al. 2009, Söderberg und Ledermann 2003). Schutzwälder können ihre Schutzfunktion nur erfüllen, wenn sie aktiv bewirtschaftet werden, andernfalls besteht die Gefahr, dass sie überaltert und instabil werden (Dorren et al. 2004).

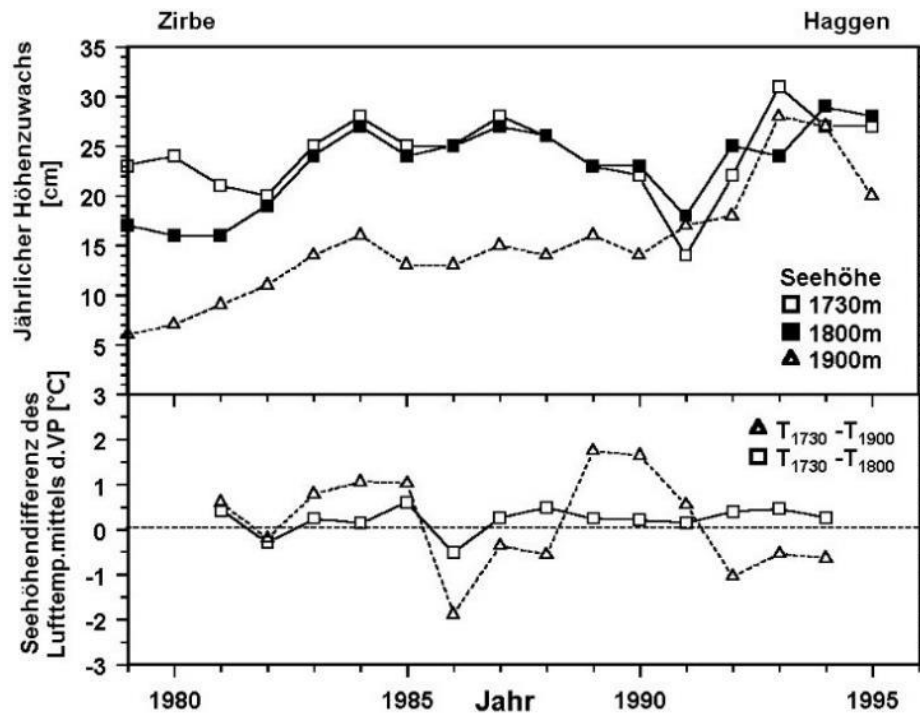


Abbildung 3 Jährlicher Höhenzuwachs von *Pinus cembra* über einen Zeitraum von 25 Jahren nach der Pflanzung in Höhenlagen 1730 m, 1800 m, 1900 m (aus Markart et al. 2002).

Vor jeder Durchforstung wurden detaillierte Bestandsaufnahmen durchgeführt, um die Wachstumsparameter Stammhöhe, Brusthöhendurchmesser (BHD) (ab 1,30 m), Kronenansatzhöhe, Kronenlänge und Kronenbreite zu erfassen und so die Entwicklung des Bestandes über die Zeit zu dokumentieren. Weitere Untersuchungen in Haggen umfassten die Kategorisierung der Insektenartenvielfalt z.B. Reiter 1975, Hug 1991, Hartmann 1992), die Erfassung des Vorkommens und der Häufigkeit von Mykorrhiza und Pilzarten (Göbl und Ladurner 2001) sowie Beregnungsversuche, die Quantifizierung des Wasserumsatzes und die Erstellung von Wasserbilanzen für vier der in dieser Arbeit behandelten sieben Testflächen (Markart 2002). Die in Haggen im Rahmen des Bergauf-Projekts durchgeführten Arbeiten sind eine Fortsetzung des seit 50 Jahren laufenden biometrischen Langzeitmonitorings. Anhand der erhobenen Daten wurde untersucht, wie sich Durchforstungseingriffe auf die Entwicklung einer der wenigen langfristig überwachten Aufforstungsbestände in Österreich auswirken.

Standortsbeschreibung

Die Studie wurde in einem über 55 Jahre alten Aufforstungsgebiet oberhalb der Gemeinde Haggen im Sellraintal (Österreichische Zentralalpen), Tirol, Österreich (47,13° N, 11,06° E) durchgeführt. Die Testflächen, im Folgenden auch Parzellen genannt, befinden sich in einer Höhe zwischen 1730 und 1900 m an einem steilen Süd-Südwest-Hang mit einer durchschnittlichen Neigung von 81% (Markart et al. 2002). Nach den österreichischen Waldbaurichtlinien ist der Standort als subkontinental-innenalpin eingestuft (Kilian et al. 1994). Die Abhänge des Roßkogels, an dessen Fuß die Aufforstung Haggen liegt, ist überwiegend aus Schiefergneisen und im unteren Bereich Soliflukationsprozesse begünstigen die Ausbildung girlandenartiger Oberflächenformen (Girlandenböden mit alten

„Viehgangln“). Aus der Arbeit von Markart (2000) lässt sich entnehmen: “Nach Ansicht von Neuwinger (1972) findet man im subalpinen Bereich nicht klimatisch bedingte verschiedenartige Bodentypen, sondern nur verschiedene Reifegrade von Podsolen. Am stark reliefierten Haggener Sonnhang findet man lediglich im Bereich der Mähder, der Düngewiesen und der Muldenrasen Reste von Podsolen, deren A-Horizonte braunerdeartig verändert wurden. Die kolluvialen Bodenbildungen auf Podsolresten, wie sie für verheidete Weidegebiete extensiv genutzter Almen charakteristisch sind, erfahren nach NEUWINGER (1970) im Zuge der Schneeschmelze im Bereich der Humushorizonte immer wieder eine Durchmischung mit frischem Material. Nach Neuwinger (1970) würde der Ausdruck „Kolluviale Podsole“ der Genese am besten entsprechen. Nach Hager (schriftliche Mitteilung 1999) ist es jedoch fraglich, ob Böden, die ständig gestört und durchmischt werden, überhaupt zu Podsolen heranreifen bzw. sich zu kolluvialen Podsolen entwickeln können.”

Nach Markart (2000) verwittert das geologische Ausgangsmaterial (Schiefergneise, Glimmerschiefer...) überwiegend sandig, die Bodenarten Sand (S), schluffiger und lehmiger Sand (uS und IS) herrschen vor. Der 10% Tonanteil (bezogen auf den Feinbodenanteil > 2 mm) liegt um 10 Vol%, wobei die Feinanteile kleinflächig streuen. Mögliche Ursachen dafür:

- Der unterschiedliche Reifegrad der Böden, dieser ist stark von der Mächtigkeit des feinmaterialreicheren Bodenkörpers über dem groben Hangschutt abhängig.
- Durch die Aufforstungsmaßnahmen (Anlegen von Pflanzlöchern, Bermen, Schutzbauten...) erfuhren die Böden eine massive Umgestaltung. Flächen mit gestörter und natürlicher Horizontabfolge wechseln kleinflächig.

Die Böden sind locker gelagert, weisen daher ein hohes Wasseraufnahmevermögen auf. Die Böden der sieben Test-Parzellen können als gut vergleichbar in Bezug auf ihre bodenphysikalischen Eigenschaften und die Nährstoffausstattung angesehen werden.

Die Pflanzengemeinschaft ist als *Vaccinio-Pinetum cembrae* klassifiziert und besteht hauptsächlich aus Straucharten, *Calluna vulgaris*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Vaccinium myrtillus*, und Grasarten *Nardus stricta*, *Luzula sylvatica*, *Deschampsia flexuosa* (Rainer et al. 2015). Der bestehende Wald in dem Gebiet (nach Norden ausgerichteten Hänge auf der gegenüberliegenden Seite des Tals) besteht aus *P. cembra-L. decidua*.

Einrichtung des Versuchsstandortes

Für die Aufforstung wurden in erster Linie *P. cembra* und *L. decidua* mit geringen Anteilen von *P. abies* und *P. uncinata* verwendet. Zur Akklimatisierung an die örtlichen Bedingungen wurden alle Keimlinge in einer temporären Baumschule auf einer Wiese neben dem Aufforstungsgelände auf 1700 m Höhe angezogen. Die ersten Pflanzungen erfolgten im Herbst mit 4 bis 5 Jahre alten *P. cembra*-Pflanzen im Lochpflanzverfahren und im Frühjahr mit 2 bis 3 Jahre alten Lärchen. Eine Reihe von Schutzmaßnahmen in Form von Schneezäunen, Schneebrücken und Terrassierungen wurden installiert, um die Jungpflanzen während des gesamten Winters vor den Auswirkungen von Schneekriechen, Schneerutschen und windgeschüttetem Schnee zu schützen (Hensler 1972). Um das Langzeituntersuchungsgebiet wurde ein hoher Zaun (~ 1,5 m hoch) errichtet, um die Beweidung durch Huftiere (Kühe, Rehe, Hirsche, Gämsen) zu verhindern. Aufgrund der fehlenden Waldbedeckung und der örtlichen Gegebenheiten wurde zu Beginn der Studie mit einer hohen Ausfallrate der Keimlinge gerechnet und eine hohe Dichte von 7.900 bis 18.200 Pflanzen pro ha gepflanzt. Trotz einer

Erstdurchforstung im Jahr 1983, im Alter von 25-30 Jahren war die Stammzahl in den verschiedenen Parzellen in allen Höhenlagen immer noch zwischen 3.000 und 5.830 Bäume pro ha (Markart et al. 2002).

Dauerversuchsflächen

Innerhalb des 16 ha großen Aufforstungsgebiets wurden insgesamt neun Testflächen (Parzellen) in vier Höhenlagen (1730, 1800, 1870 und 1900 m) eingerichtet, die nach folgenden Kriterien ausgewählt wurden:

- waldbauliche Behandlung (durchforstet, eine Fläche nicht durchforstet)
- Bestandes Zusammensetzung mit reinen (nur *P. cembra*) oder gemischten Arten (Mischung aus *P. cembra*, *L. decidua* und oder *P. abies*)
- eine Parzelle (DV8) mit reiner *P. uncinata* (Reinbestand)

In die vorliegende Studie konnten nur die sieben Parzellen einfließen, da eine Parzelle (DV7) aufgelassen werden musste und eine weitere Parzelle (DV9) nach den ersten Untersuchungsjahren aufgegeben wurde. Jede Parzelle wurde in einem geländeabhängigen - annähernd rechteckigen bzw. Raute artigen Muster angelegt, wobei jede der vier Ecken durch solide Stahlpfosten markiert und mit einem Weidezaun zur Markierung der Parzellengrenze umgeben war. Jeder Baum in jeder Parzelle wurde mit einer Nummer versehen und mit Markierungsfarbe und / oder Plastikschildern gekennzeichnet.

Tabelle 2. Langzeituntersuchungsparzelle Eigenschaften

Parzelle Name	Jahr eingerichtet	Seehöhe (m)	Neigung (%)	Größe (m ²)	Baumarten	Behandlungen
DV1	1970	1730	89	225	<i>Pinus cembra</i>	Durchforstet - Reinbestand
DV2	1970	1730	81	136	<i>Pinus cembra</i>	Nicht durchforstet - Reinbestand
DV3	1970	1800	89	84	<i>Pinus cembra</i>	Durchforstet - Reinbestand
DV4	1970	1870	76	221	<i>Pinus cembra</i> <i>Larix decidua</i>	Durchforstet - Mischbestand
DV5	1970	1900	86	108	<i>Pinus cembra</i>	Durchforstet - Reinbestand
DV6	1965	1800	91	840	<i>Pinus cembra</i> , <i>Larix decidua</i> , <i>Picea abies</i>	Durchforstet - Mischbestand
DV8	1970	1870	55	108	<i>Pinus uncinata</i>	Durchforstet - Reinbestand

Die erste Parzelle (DV6) wurde im Jahr 1965 auf einer Höhe von 1800 m als Mischbaumbestand aus *P. cembra*, *L. decidua* und *P. abies* gepflanzt. Die übrigen sechs Parzellen wurden im Jahr 1970 aufgeforstet. Einzelheiten zu den Parzellen siehe Tab. 2. Die Durchforstungsmaßnahmen fanden in den Jahren 1983, 1995, 2000, 2008 und 2024 statt. Dafür wurden jede Parzelle und jeder Baum visuell bewertet, um festzustellen, welche Bäume die geringste Vitalität aufwiesen und entfernt werden sollten.

Aufgaben in AP7

- Digitalisieren alter Bestandes Daten, Eingabe und Aufbereitung nur analog vorhandener Messdaten der Testflächen aus den Jahren 2000 und 2008
- Erhebung biometrischer Kenngrößen in den sieben Testflächen mit anschließender Durchforstung. Eingabe und Aufbereitung dieser Messdaten.
- Datenprüfung und Aufbereitung Bestandes Daten 1995-2024, Zusammenführung der "alten" Messdaten aus den Jahren 1974-1996, der Jahre 2000 und 2008 sowie der 2024 neu erhobenen Kenngrößen
 - Ableitung von Reaktions-/Zuwachskurven (Höhe, BHD, Kronenentwicklung, H/D-Werte...) für unterschiedliche Baumarten, in Abhängigkeit von der Seehöhe, Dichtstand u.a. Faktoren
 - Ableitung von Bewirtschaftungshinweisen
- Durchführung von Winkelzahlproben und einer Totholz Inventur an 10 Standorten für das Arbeitspaket 6 (AP6)
- Neu-Einmessung der sieben Daueruntersuchungsflächen mit ein GNSS GPS Gerät, Erstellung einer neuen Grundlagekarte
- Erstellung eines Berichtes + Aufbereitung der Daten zur Veröffentlichung in einer Fachzeitschrift für Forstwirtschaft (Peer review)

Digitalisieren alter Bestandes-Daten

Entgegen anderslautenden Aussagen lagen die Daten der Jahre 1975 bis 2008 nicht direkt für weiterführende Analysen verwertbar vor. Die Daten der Erhebungen aus den Jahren 1995 und 2000 wurden überprüft, formatiert und für die weitere Analyse vorbereitet. Die Daten aus dem Inventurjahr 2008 waren nur in analoger Form vorhanden (händische Feldaufzeichnungen). Diese Daten wurden von Erhebungsformularen in Excel-Tabellen übertragen, überprüft und für weitere Analysen aufbereitet.

Biometrische Messungen, Durchforstung

Die sieben Daueruntersuchungsparzelle wurden von Mai bis Ende August 2024 aufgemessen. Wachstumsparameter wie Baumhöhe, BHD, Kronenansatz, Kronenlänge und Kronenbreite wurden für jeden Probestaum pro Untersuchungsparzelle gemessen und aufgezeichnet (Abb. 4). Auch die Wachstumsdeformationen und die Sterblichkeit der Bäume wurden bewertet. Insgesamt wurden 467 Bäume gemessen.

Danach wurden die zu entnehmenden Bestandes-Glieder in den Parzellen (DV1, 3, 4, 5, 6, 8) markiert. Die Durchforstung wurde aufgrund der Steilheit des Geländes und der engen Baumabstände in Zusammenarbeit mit Mitarbeitern der Wildbach-Lawinverbauung (WLV) durchgeführt. Im August 2024 fällte ein Forstarbeiter der WLV alle ausgewählten Bäume, auch außerhalb der Test-Parzellen wurden Bäume entnommen, um dem verbliebenen Bestand in den Test-Flächen ausreichenden Standraum für die nächsten Jahre zu sichern (Abb, 4). Die Anzahl der gefällten Bäume je Testfläche im Jahr 2024 ist Tab. 4 zu entnehmen.



Abbildung 4 (a) BHD-Messungen, (b) Durchforstung 2024 DV6, (c) Durchforstung DV8

Tabelle 4. Anzahl der gefällten Bäume, der der dadurch erfolgten Reduktion der Grundfläche, und entnommene Stammzahl pro Parzelle hochgerechnet auf ha-Werte im Jahr 2024.

Parzelle	Nr. Gefällte Bäume	Grundfläche (m ² ha ⁻¹) entfernt	Stammzahl ha ⁻¹ entfernt
DV1	16	6,4	711
DV3	7	24,5	833
DV4	6	7,0	285
DV5	7	23,0	648
DV6	17	7,6	202
DV8	9	14,6	833

Winkelzähl-Stichproben und Totholz-Erhebungen

Zusätzlich wurden in Abstimmung mit den in AP 6 erfolgten Bodenerhebungen Baumstichproben nach der Winkelzählmethode durchgeführt (Abb, 5). Dabei wurden Baumhöhen, BHD, Kronenansatz, soziale Stellung und Schäden an einzelnen Bestandes-Gliedern erfasst. Auf 1900 m Seehöhe wurden drei Stichproben durchgeführt, auf 1800 m SH vier und auf 1700 m drei. Die Ergebnisse dieser Winkelzählproben wurden zur Biomassebestimmung in AP6-Waldwachstum verwendet. Details zur Durchführung siehe AP6.

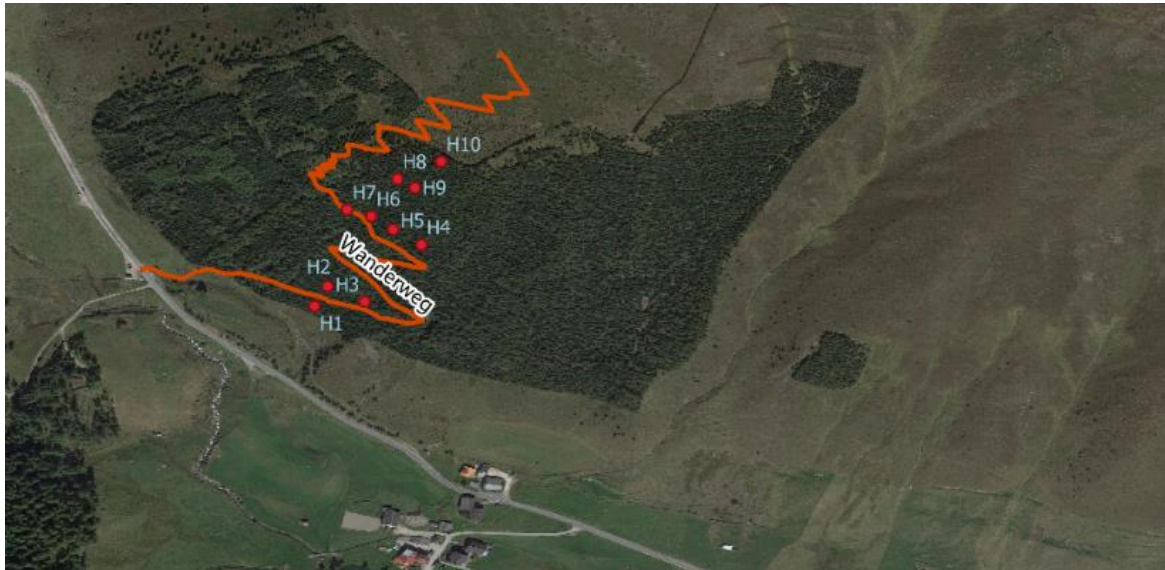


Abbildung 5 Lage der 10 Winkelzählproben, der Entnahmepunkte für Bodenproben und der Totholz-Aufnahmen in Haggen (H1-H10).

In einem Umkreis von 7 m um das Stichprobenzentrum wurden das gesamte liegende Totholz erfasst. Für jedes Totholzstück wurden die Länge (cm), der mittlere Durchmesser (cm) und der Zersetzungsgrad ermittelt. Diese Daten wurden dann in eine Datenbank eingegeben und in Arbeitspaket 6 (AP6) weiterverarbeitet

Einmessung und digitale Darstellung

Die vier Eckpunkte jeder Parzelle wurden mit einem GPS-Gerät (GNSS) gemessen. Anhand dieser Daten wurde die jeweilige Größe der Untersuchungsflächen neu berechnet und eine neue aktualisierte Karte der Untersuchungsparzellen erstellt (Abb. 6, Tab. 1). Der alte Lageplan basierte auf einer Erhebung mit Theodolit T0 aus den 1980er-Jahren mit teilweiser Einmessung vom Gegenhang, diese Messungen waren aufgrund der Dichte der Bestände (kaum freie Visur auf den Boden) zwangsläufig sehr ungenau.

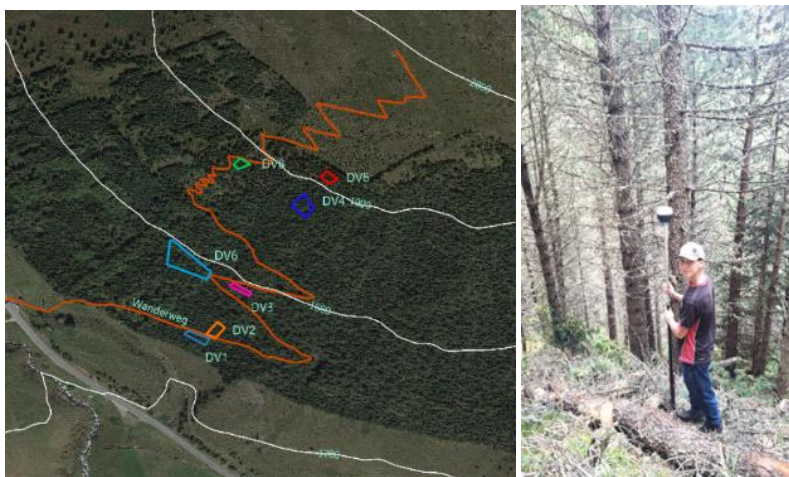


Abbildung 6 (links) Standortkarte mit der Lage der sieben Dauerversuchsparzelle (DV1, DV2, DV3, DV4, DV5, DV6, DV8), (rechts) Messung mit GNSS-Instrument.

Untersuchungs- und Auswerte-Methoden

Datenerhebung und Messungen

Es wurden vier Stichprobenkampagnen (1995, 2000, 2008 und 2024) durchgeführt, in denen die Wachstumsmerkmale einschließlich Baumhöhe (m), Brusthöhendurchmesser (BHD), Kronenansatz und Kronenbreite an jedem lebenden Baum ($\geq 2,54$ cm BHD) in jeder der sieben Parzellen gemessen wurden. In der Anfangsphase der Studie (1970-1995) wurden die Jahreshöhen am Ende der Vegetationsperiode gemessen an der vertikalen Spitze des Haupttriebs pro Baum, an einer Teilmenge von 40 *P. cembra* Bäumen pro Parzelle erfasst. Aus Kostengründen wurden die jährlichen Höhenmessungen nach 1995 eingestellt und nur noch in den folgenden Jahren 2000, 2008, 2024 durchgeführt. Weitere Messungen umfassten:

- Der Brusthöhendurchmesser wurde ab 1,30 m Höhe über dem Waldboden an der Bergseite jedes Baumes an zwei Stellen parallel und senkrecht zum Hang mit einer Schieblehre gemessen. Die beiden Messungen wurden gemittelt, um die durchschnittliche BHD pro Baum zu ermitteln
- Die Kronenbreite wurde in zwei Richtungen gemessen, parallel zum Hang und senkrecht zum Hang, und zusammen gemittelt (1995, 2000). Anschließend wurde die Kronenbreite aus vier Himmelsrichtungen um den Baumstamm herum gemessen und gemittelt (2008, 2024).
- Der Kronenansatz wurde als der vertikale Abstand von der Basis des Baumes bis zu den untersten lebenden grünen Ästen definiert und aus den Messungen auf der bergauf- und bergabwärts gerichteten Seite jedes Probebaums gemittelt
- Die Kronenlänge wurde als der vertikale Abstand zwischen der Spitze des Leittriebs und der Basis der Krone definiert und durch Subtraktion des der Länge des nicht beasteten Stammes berechnet.
- Das Verhältnis zwischen Stammhöhe und BHD (auf English als HDR - Height to Diameter Ratio bezeichnet) wurde für jeden Baum pro Inventarjahr berechnet, indem die Baumhöhe durch den Stammdurchmesser dividiert wurde (Opio et al. 2000).
- Der Zustand der Bäume (lebend oder tot) wurde für jedes Inventarjahr erfasst.

Aufgrund der unterschiedlichen Größe der Parzellen variierte die Anzahl der Probebäume von Parzelle zu Parzelle und reichte beispielsweise von 345 Bäumen in Parzelle DV6 bis zu 77 Bäumen in Parzelle DV5 im Inventarjahr 1995. Infolge des natürlichen Absterbens von Bäumen oder aufgrund von Durchforstungsmaßnahmen nahm die Gesamtzahl der pro Parzelle beprobten Bäume bei jeder nachfolgenden Erhebung ab (siehe Tab. 3).

Tabelle 3. Gesamtzusammensetzung (nach Arten), die Gesamtzahl der lebenden, gefällten und abgestorbenen Bäume pro Parzelle (DV1, 2, 4, 5, 6, 8) sowie die prozentuale Veränderung der Gesamtzahl der Bäume pro Parzelle während der einzelnen Inventurzeiträume 1995, 2000, 2008 und 2024.

* Parzelle DV2 im Jahr 2000 für die Kronenparameter nur 50 Probebäume gemessen

+ Die Zahl gibt die Anzahl der Bäume an, die nach den Messungen entfernt wurden

Parzelle	Arten	Gesamt Zusammen- setzung %	# Lebend (Anzahl)	# Entnommen (Anzahl)	# Tot (Anzahl)	Änderung %	Anzahl Bäume / Analyse
1995							
DV1	<i>P. cembra</i>	100	87	49	0	-36,0	136
DV2	<i>P. cembra</i>	100	190	0	14	-7,4	190
DV3	<i>P. cembra</i>	100	49	33	0	-40,2	82
DV4	<i>P. cembra</i>	47,6	62	56	4	-19,7	118
DV4	<i>L. decidua</i>	52,4	42	13	11	-36,3	55
DV5	<i>P. cembra</i>	100	51	26	5	-37,8	77
DV6	<i>P. cembra</i>	53,3	136	48	0	-26,1	184
DV6	<i>L. decidua</i>	20,9	40	32	0	-44,4	72
DV6	<i>P. abies</i>	25,8	44	45	0	-50,5	89
2000							
DV1	<i>P. cembra</i>	100	58	29	0	-33,3	87
DV2	<i>P. cembra</i>	100	169	0	35	-20,7	169 50*
DV3	<i>P. cembra</i>	100	29	19	1	-40,8	48
DV4	<i>P. cembra</i>	64,5	62	12	0	-19,4	62
DV4	<i>L. decidua</i>	35,4	10	24	8	-70,1	34
DV5	<i>P. cembra</i>	100	34	17	0	-33,3	51
DV6	<i>P. cembra</i>	54,2	92	44	0	-32,4	136
DV6	<i>L. decidua</i>	28,6	37	21	14	-48,6	57
DV6	<i>P. abies</i>	17,1	38	2	3	-11,6	40
DV8	<i>P. uncinata</i>	100	46	0	0	0	45
2008							
DV1	<i>P. cembra</i>	100	44	10	0	-18,5	54
DV2	<i>P. cembra</i>	100	126	0	56	-27,2	126
DV3	<i>P. cembra</i>	100	20	8	1	-45	28
DV4	<i>P. cembra</i>	87,9	38	20	0	-37,9	58
DV4	<i>L. decidua</i>	12,1	6	2	0	-25	8
DV5	<i>P. cembra</i>	100	23	10	1	-35,3	33
DV6	<i>P. cembra</i>	56,6	70	19	1	-22,2	89
DV6	<i>L. decidua</i>	23,2	33	0	4	-11,4	33
DV6	<i>P. abies</i>	20,1	25	7	0	-21,9	32
DV8	<i>P. uncinata</i>	100	29	13	0	-33,3	42
2024							
DV1	<i>P. cembra</i>	100	27	16 ⁺	1	-36,6	43
DV2	<i>P. cembra</i>	100	91	0	91	-50	91
DV3	<i>P. cembra</i>	100	13	7 ⁺	1	-35	20
DV4	<i>P. cembra</i>	86	31	6 ⁺	0	-16,2	37
DV4	<i>L. decidua</i>	14	4	0	2	-33	4
DV5	<i>P. cembra</i>	100	16	7 ⁺	0	-38	23
DV6	<i>P. cembra</i>	54,1	49	17 ⁺	6	-25,6	66
DV6	<i>L. decidua</i>	26,3	29	0	3	-9,4	29
DV6	<i>P. abies</i>	19,7	24	0	0	0	24
DV8	<i>P. uncinata</i>	100	19	9 ⁺	0	-34,5	29

Datenanalyse

Das Studiendesign bestand aus drei primären Behandlungsfaktoren

- der unterschiedlichen Höhenlage (1730 m, 1800 m, 1870 m und 1900 m)
- der waldbaulichen Behandlung (durchforstet und nicht durchforstet) und
- der Bestandes Zusammensetzung (Rein- oder Mischbestände).

Zusätzliche Variablen von Interesse waren die Menge der lebenden, toten und geernteten Grundfläche ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$), die Anzahl der Stämme pro ha^{-1} , die als lebendig, tot oder geerntet klassifiziert wurde, und der quadratische mittlere Durchmesser (QMD) jeder Parzelle. Das Jahr der Bestandsaufnahme (Inventarjahr) diente in einigen unserer Analysen als Ersatz für das Bestandsalter, da die Bäume in jeder Parzelle das gleiche Alter hatten und im gleichen Jahr, 1970, gepflanzt wurden, mit Ausnahme der Parzelle DV6, die 1965 gepflanzt wurde. Die Pearson-Korrelationstests zeigten eine hohe Korrelation ($r = 0,97$, $p = <0,001$) zwischen Inventurjahr und Parzellenalter.

Auswirkung der Höhenlage auf biometrische Kenngrößen

Um die Auswirkungen der Höhenlage auf Stammhöhe, BHD, Stammhöhe zu BHD-Verhältnis (HDR) und die verschiedene Kronenparameter von *P. cembra* zu bewerten, wurden nur die Reinbestände der Parzellen DV1, DV3 und DV5 in die Berechnungen einbezogen. Sie repräsentieren jeweils eine andere Höhenlage, und wurden in den Jahren 1995, 2000, 2008 und 2024 durchforstet. Aufgrund der fehlenden Normalität und Varianzhomogenität der Residuen der Daten selbst nach Transformationsversuchen (Logarithmisch, Quadratwurzel, Box-Cox) verwendeten wir anschließend nichtparametrische Kruskal-Wallis-Tests, gefolgt von Dunns paarweisen Vergleichstests mit einer Bonferroni-Korrektur auf einem α -Niveau = 0,0167 (3 paarweise Vergleiche / 0,05), um zu prüfen, ob es signifikante Unterschiede in den Höhenrängen zwischen den Parzellen pro Inventurjahr gibt. Nichtparametrische Tests werden verwendet, wenn die Daten die Verteilungsanforderungen parametrischer Methoden nicht erfüllen und wenn die Daten schief sind (Altman 2009). Wir haben uns gegen die Anwendung des nichtparametrischen Friedman-Tests mit wiederholten Messungen entschieden, da nicht alle Probestämme in jeder Parzelle in allen vier Inventarjahren gemessen wurden.

Durchforstung vs. Nichtdurchforstung

Um die Auswirkungen waldbaulicher Behandlungen (Durchforstung gegen Nichtdurchforstung) auf die Wachstumsparameter im Laufe der Bestandsentwicklung zu beurteilen, verwendeten wir nichtparametrische Mann-Whitney-U-Tests und führten diese Tests für jeden Wachstumsparameter pro Inventurjahr zwischen den Parzellen DV1 und DV2 durch. Die Parzelle DV2 war die einzige Parzelle, die nicht durchforstet wurde, und wurde mit der einzigen anderen Parzelle auf derselben Höhe und mit derselben Bestandszusammensetzung (DV1 - Reinbestand) verglichen.

Verhältnis Baumhöhe zu Brusthöhendurchmesser, Ableitung von Zuwachskurven

Um die Beziehungen zwischen Stammhöhe und BHD zu untersuchen, haben wir für jede Parzelle und jede Art Generalized additive models (GAM) erstellt. Generalized additive models nehmen komplexe Datenstrukturen mit linearen und nichtlinearen Beziehungen auf und haben gegenüber anderen

Techniken den Vorteil, dass sie ein hohes Maß an Flexibilität aufweisen, robust gegenüber Ausreißern sind und nicht auf Annahmen beschränkt sind, die mit den gewöhnlichen kleinsten Quadraten (OLS)-Regression verbunden sind (Zang et al. 2016). Die Beziehungen zwischen Stammhöhe und BHD werden von zahlreichen Faktoren beeinflusst, einschließlich der Standort und Waldbaubedingungen, und werden oft nicht durch standardmäßige parametrische Verfahren wie lineare Modelle dargestellt (Adamec und Drápela 2015). Die für unser GAM-Modell verwendete Gleichung lautete:

$$h_i = \beta_0 + f_s(d_i) + \varepsilon_i \quad (\text{Gleichung 1.})$$

wo: h_i - angepasste Höhe eines Baumes i ,
 β_0 - Intercept des Modells,
 f_s - Glättungsfunktion,
 d_i - Durchmesser in Brusthöhe des Baumes i ,
 ε_i - Residuum Werte

Die Funktion gam.check aus dem mgcv-Paket (v.1.9-1) im statistisches Programm R (v. 4.3.3) wurde verwendet, um die Eignung des geglätteten Terms (s) in jedem Modell mithilfe des k-Index zu prüfen. Ein Wert nahe 1 deutet auf eine gute Anpassung hin, während p-Werte > 0,05 auf keine Unteraglätzung hindeuten. Diagnostische Diagramme der Residuen wurden genutzt, um die Modellannahmen und die Anpassung der Wachstumskurven zu bewerten. Nach der Identifikation des besten Modells für jede Parzelle wurden die Daten in Trainings- (80 %) und Testdatensätze (20 %) aufgeteilt. Die Modellleistung wurde durch Metriken wie das angepasste R^2 , den mittleren quadratischen Fehler (RMSE) und den mittleren absoluten Fehler (MAE) verglichen. Zur Sicherstellung der Robustheit wurden 10 Modellläufe pro Parzelle mit einem festen Seed durchgeführt.

Volumen und Biomasse

Zur Berechnung des Volumens ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) pro Parzelle und Inventurjahr haben wir Gleichungen von Pollanschütz (1974) verwendet, um zunächst die Formzahlfunktion (FZ) pro Arten abzuleiten. Dann verwendeten wir die Gleichung,

$$(\text{Volume}) = \left(\frac{BHD^2}{10000} \right) * \left(\frac{\pi}{4} \right) * \text{Baumhöhe} * FZ$$

um das Volumen pro Probebaum zu berechnen, das dann pro Parzelle gemittelt und mit der Anzahl der Stammzahl multipliziert wurde, um das Volumen pro Hektar zu erhalten.

Zur Berechnung der Stamm-Biomasse wurde die folgende Gleichung verwendet

$$\text{Stammbiomasse} (t) = \text{Vol} * \left(1 - \frac{\text{schwund}}{100} \right) * \text{dichte}$$

wobei Schwund und dichte artspezifische Koeffizienten sind.

Zur Berechnung der Äste- und Nadelbiomasse wurden die folgenden Artenspezifischen Gleichungen verwendet;

Picea abies (aus Ledermann & Neumann 2006):

k= Probebaum, Ht=Baumhöhe (m), KA= Kronenansatz (m), ATM = Ästetrockenmass, NTM = Nadeln trockenmass, Ele = Seehöhe

$$PIABLENE = \exp(-1.95758 + 2.0251 * \log(BHD(k)) + 0.14514 * \frac{Ht(k)}{BHD(k)} + 0.91541 * \log(\frac{Ht(k) - KA(k)}{Ht(k)} + \log(1.051))$$

$$ATMOttenstein = 0.035498 * BHD(k)^{2.273222} * (Ht(k) - KA(k))^{0.981799}$$

$$NAOttenstein = 0.027164 * BHD(k)^{2.253798} * ((Ht(k) - \frac{KA(k)}{HT(k)})^{0.962971}$$

$$TAMuK = 17.68102 * (\frac{KA(k)}{Ht(k)^{1.848116}})$$

$$NARatio = \frac{NAOttenstein}{ATMOttenstein + NAOttenstein + TAMuK}$$

$$ATM(k) = PIABLENE * (1 - NARatio)$$

$$NTM(k) = FichteLENE * NARatio$$

Larix decidua (aus Rubatscher et al. (2006):

$$ATM(k) = \exp(-2.386 + 2.032 * \log(BHD(k)) + 0.873 * \log((Ht(k) - \frac{KA(k)}{Ht(k)}) + \log(1.125))$$

$$NTM(k) = \exp(-2.781 + 1.537 * \log(BHD(k)) + 0.593 * \log((Ht(k) - \frac{KA(k)}{Ht(k)}) + \log(1.125))$$

Pinus cembra:

$$astnadelbiom = \exp(-7.24145 + 2.208911 * \log((BHD(k)) + 4.457481 * ((Ht(k) - KA(k)/Ht(k))^{0.5}$$

$$ATM(k) = astnadelbiom \div \left(1 + \exp\left(-1 \cdot 2.2926066 + 0.0225339 \cdot BHD - 2.8131698 \cdot H - \frac{KA}{(H)}\right)\right)$$

$$NTM(k) = astnadelbiom - ATM(k)$$

Ergebnisse

Struktur der Waldbestände

Eine Kombination aus Wachstum, Entnahme von Stämmen durch Durchforstung und wettbewerbsbedingter Mortalität führte zu Schwankungen der Grundfläche, der Bestandesdichte und des quadratischen mittleren Durchmessers (QMD) im Laufe der Bestandsentwicklung für alle Parzellen (DV1, 2, 3, 4, 5, 6, 8) im gesamten Untersuchungszeitraum (1995-2024) (Abb. 7). Die größte prozentuale Veränderung der Bestockung in den ersten 25-30 Jahren der Bestandsentwicklung wurde in der *P. abies*-Parzelle DV6 mit einer Verringerung um 50 % festgestellt, die auf Durchforstungseingriffe zurückzuführen ist. Im letzten Inventurjahr (2024) wies die Parzelle DV2 mit einer Mortalitätsrate von 50 % die größte Veränderung des Bestandes von lebendem zu totem Holz auf (Tab. 5, Abb. 8). In Bezug auf die mittlere Gesamtgrundfläche (lebend, entnommen, tot) wies die nicht durchforstete Parzelle DV2 auf 1730 m im ersten Inventurjahr (1995) den höchsten Wert auf

(59,3 m² ha⁻¹) und behielt die größte Grundfläche im Jahr 2008 (73,9 m² ha⁻¹) und bis zur Jahr 2024 (127,7 m² ha⁻¹) bei. Die höchstgelegene Parzelle DV5 (1900 m) wies nach den ersten 25 Jahren der Bestandsentwicklung die niedrigste mittlere Gesamtgrundfläche von 20,6 m² ha⁻¹ auf und hatte die niedrigste mittlere Gesamtgrundfläche im Jahr 2024 (41,8 m² ha⁻¹). Die nicht durchforstete Parzelle 2 hatte im Jahr 2024 die größte Grundfläche von toten Bäumen (22,6 m² ha⁻¹), verglichen mit den durchforsteten Parzellen, die alle weniger als 1 m² ha⁻¹ aufwiesen. Zwischen 1995 und 2024 war bei allen Parzellen ein vorherrschender Trend zur Abnahme der Bestandesdichte zu beobachten (Abb. 8). Im Durchschnitt hatte die nicht durchforstete Parzelle DV2 mit 14.191 Bäume pro ha⁻¹ eine 163,5 % höhere Stammzahl als die durchforstete Parzelle DV3, welche die höchste Stammzahl aller durchforsteten Parzellen aufwies (5.387 ha⁻¹) (Tab. 5). Der quadratische mittlere Durchmesser nahm im Verlauf der Studie für alle Parzellen mit der Entwicklung der Bestände zu, wobei Parzelle DV6 im Jahr 2024 den größten mittleren Gesamt-QMD (16,5 cm) aufwies, während Parzelle DV2 im Jahr 2024 den kleinsten mittleren Gesamt-QMD (9,0 cm) hatte.

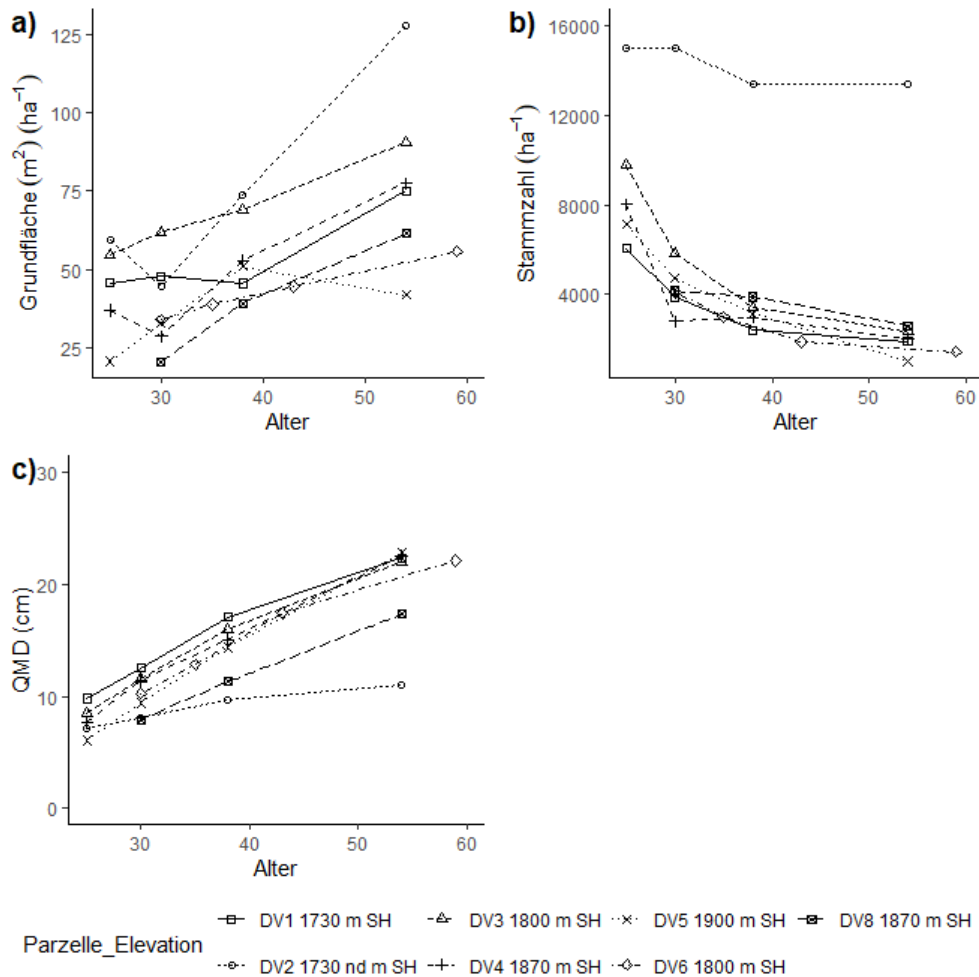


Abbildung 7 Mittlere gesamte Bestandes Grundfläche (lebende und tote Individuen, Angaben in m² ha⁻¹) (a), Stammzahl / ha-1 (b), mittlere QMD (cm) (c), jeweils in Abhängigkeit vom Bestandesalter für die Parzellen DV1, 2, 3, 4, 5, 6, 8. Anmerkung: nd = nicht durchforstet

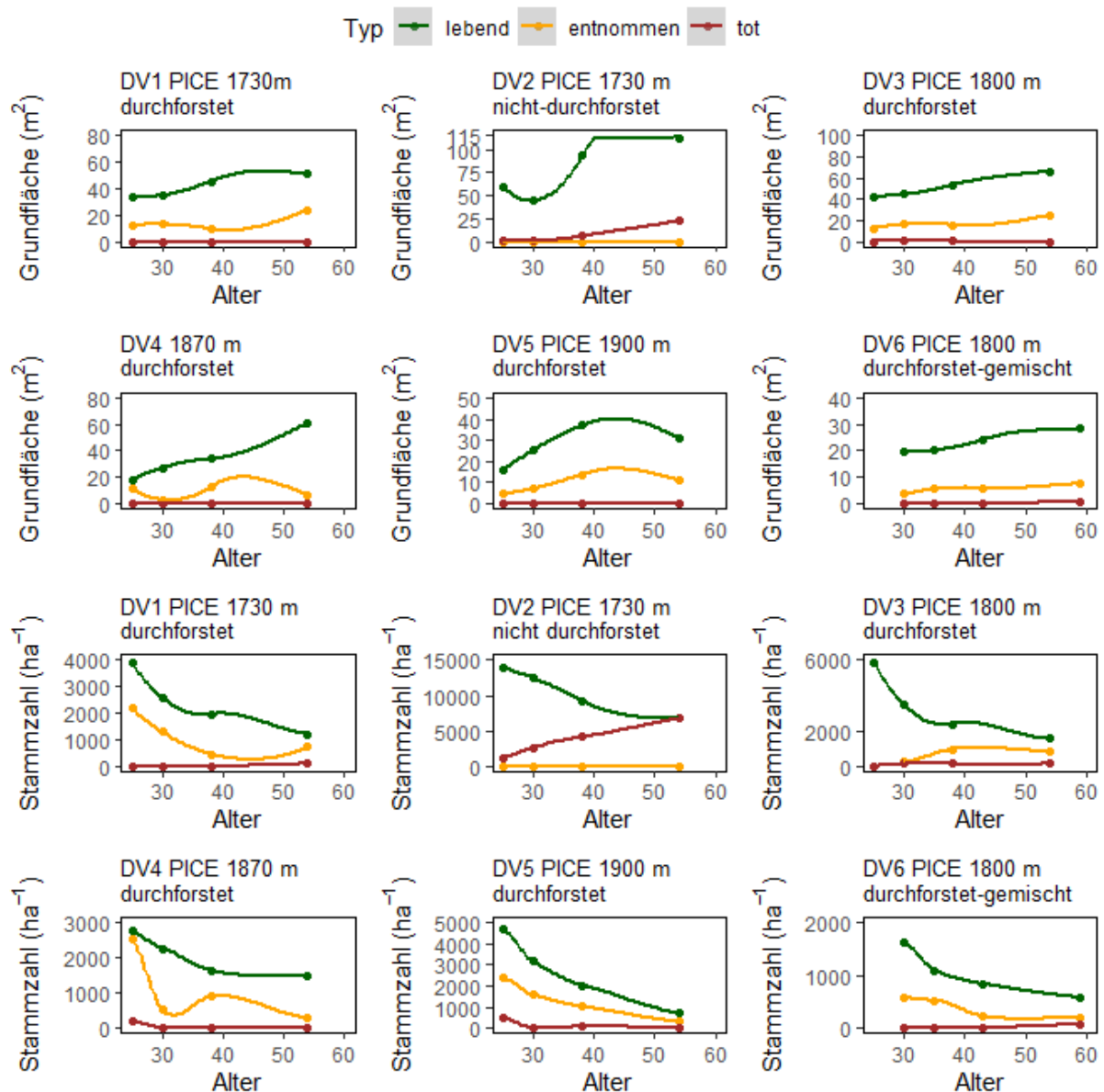


Abbildung 8 Mittlere Grundfläche (lebend, tot und entnommen) und mittlere Stammzahl (lebend, tot und entnommen) für *Pinus cembra* (PICE) Parzelle DV1, 2, 3, 4, 5, 6, 8 in jeder Höhenlage und für jede Bestandeszusammensetzung / waldbauliche Behandlung.

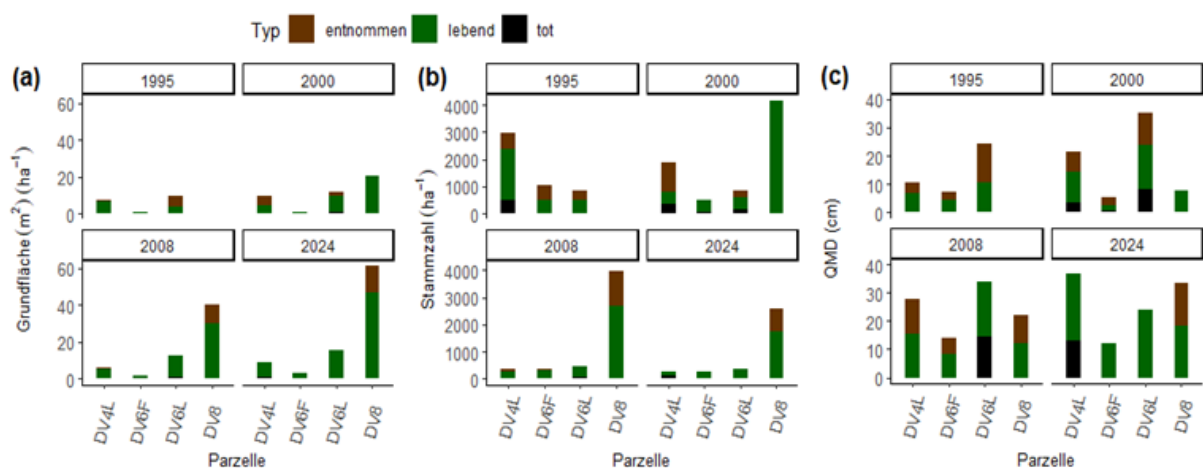


Abbildung 9 Mittlere Grundfläche - lebend, tot, entnommenem Bestandesglieder (a), mittlere Stammzahl – lebend, tot, entnommene Bestandesglieder (b), QMD – lebend, tot, entnommene Bestandesglieder (c) für *Larix decidua* (DV4L, DV6L), *Picea abies* (DV6F) und *Pinus uncinata* (DV8) für die Inventurjahre 1995, 2000, 2008, 2024.

Tabelle 5. Kumulative Mittelwerte und Standardabweichung der Bestandsmerkmale über die vier Inventarjahre 1995, 2004, 2008, 2024 für jede Parzelle DV1, 2, 3, 4, 5, 6, 8 in der Hochlagenaufforstung Haggen.

Parzelle	DV1	DV2	DV3	DV4	DV5	DV6	DV8
Grundfläche							
Gesamt (m ² ha ⁻¹)	53,4 ± 7,2	76,4 ± 18,1	69,3 ± 8,1	48,9 ± 10,71	36,5 ± 6,5	43,2 ± 4,7	40,4 ± 11,9
Grundfläche							
lebend (m ² ha ⁻¹)	47,2 ± 9,6	77,0 ± 17,9	57,6 ± 11,2	42,2 ± 11,5	29,8 ± 5,7	36,6 ± 6,7	36,9 ± 12,5
Grundfläche							
entnommen (m ² ha ⁻¹)	8,6 ± 3,0	0	11,0 ± 3,8	8,2 ± 3,6	6,7 ± 3,1	6,0 ± 2,1	3,4 ± 0,41
Grundfläche							
tot (m ² ha ⁻¹)	0	9,5 ± 5,5	0,3 ± 0,2	0,4 ± 0,3	0,1 ± 0,08	0,6 ± 0,2	0
Stammzahl							
Gesamt (ha ⁻¹)	3556 ± 928	14.192 ± 467	5387 ± 1619	3962 ± 1364	4006 ± 1288	2518 ± 660	3611 ± 424
Stammzahl							
lebend (ha ⁻¹)	2583 ± 461	10.5670 ± 461	3512 ± 814	2794 ± 667	2732 ± 793	1884 ± 275	3117 ± 524
Stammzahl							
entnommen (ha ⁻¹)	978 ± 481	0	1872 ± 1493	1324 ± 652	1250 ± 505	649 ± 324	431 ± 432
Stammzahl							
tot (ha ⁻¹)	23 ± 23	36021 ± 1207	89 ± 30	283 ± 153	139 ± 110	77 ± 47	0
QMD Gesamt							
(cm)	15,4 ± 2,8	9,0 ± 0,9	14,4 ± 2,9	14,1 ± 3,2	13,2 ± 3,6	16,5 ± 3,6	12,0 ± 2,6

Kumulatives Höhenwachstum

Unabhängig von der Ernte und der Bestandszusammensetzung nahm das Höhenwachstum von *P. cembra* im Verlauf der Studie in allen Höhenlagen weiter zu. Während der Etablierungsphase des Bestandes (1965|70-1995) hatte *P. cembra* im Mischbestand DV6 auf 1800 m die größte mittlere Höhe (8,7 m), verglichen mit *P. cembra* auf der höchsten Erhebung 1900 m (DV5), die geringste mittlere Höhe (3,0 m) (Abb. 11). *Pinus cembra* aus Parzelle 6 wies über den gesamten Zeitraum der Bestandsentwicklung die größte durchschnittliche Höhe aller *P. cembra*-Parzellen auf, was auf den um 5 Jahre längeren Beobachtungszeitraum zurückzuführen ist. Bei den gleichaltrigen *P. cembra*-Beständen (DV1, 2, 3, 4, 5) wiesen die Bäume in Parzelle DV1 in den ersten 25 Jahren die größte durchschnittliche Höhe (5,0 m) auf. Dieser Trend setzte sich über die nächsten beiden Inventurperioden (2000, 2008) fort. Bei dem letzten Inventar im Jahr 2024 wies *P. cembra* in der Parzelle DV4 die größte durchschnittliche Höhe auf (11,7 m), die etwas höher war als die durchschnittliche Höhe von *P. cembra* (DV1) (11,6 m). Beim Vergleich von durchforsteten (DV1) und nicht durchforsteten Parzelle (DV2) auf derselben Höhe von 1730 m ergaben Wilcoxon-Rangsummentests, dass *P. cembra* in DV1 in jedem Altersintervall (25, 30, 38, 45 Jahre) eine signifikant größere durchschnittliche Höhe (Median) aufwies (1995; $z = 5,18$, $p < 0,001$, 2000; $z = 8,63$, $p < 0,001$, 2008; $z = 6,54$, $p < 0,001$, 2024; $z = 3,82$, $p < 0,001$).

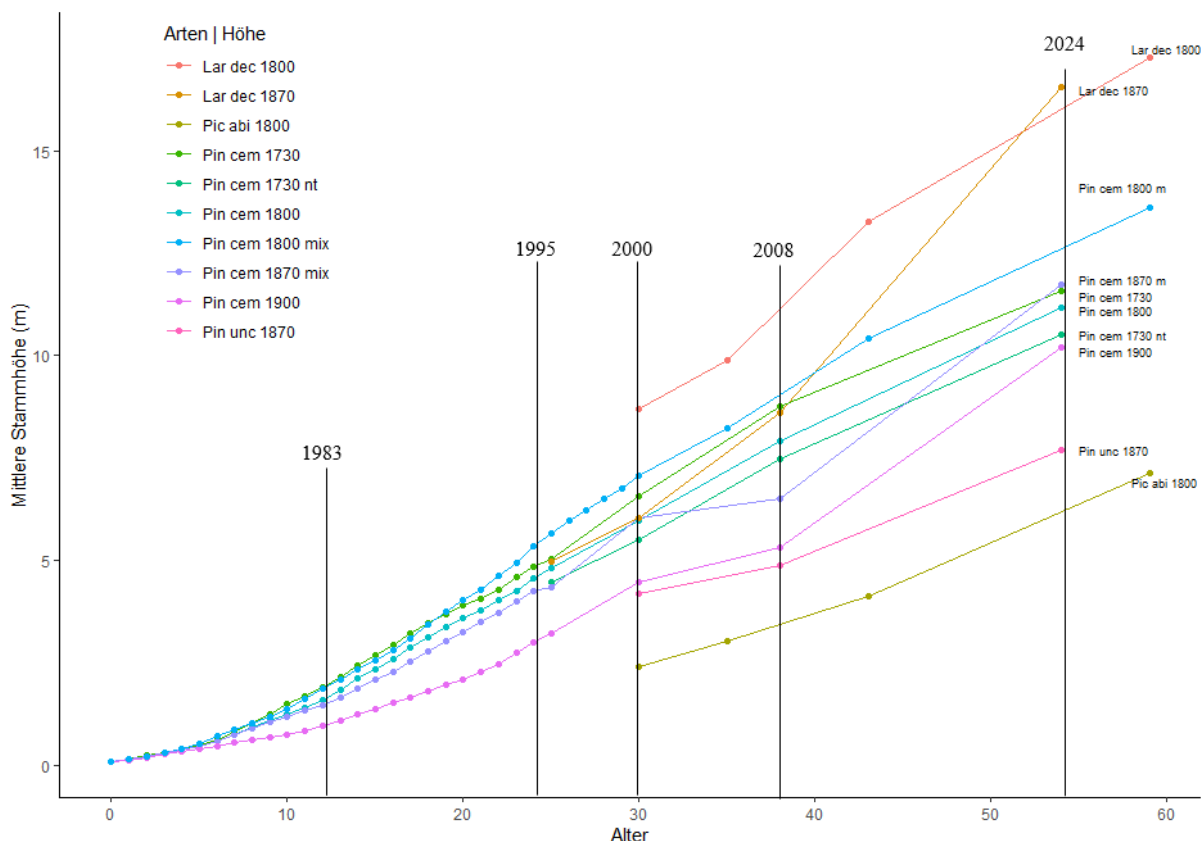


Abbildung 10 Mittlere kumulative Stammhöhe der einzelnen Arten *Larix decidua* (Lar dec), *Picea abies* (Pic abi), *Pinus cembra* (Pin cem), *Pinus uncinata* (Pin unc) und Seehöhe der entsprechenden Parzelle in Metern. Die durchgezogenen Linien zeigen die Durchforstung in dem jeweiligen Jahr, in dem diese stattfand (1983, 1995, 2000, 2008, 2024). Anmerkung: nt = nicht durchforstet, Mix = gemischte Baumartenzusammensetzung. Die Höhendaten für *Larix decidua* auf 1800 m, *Larix decidua* auf 1870 m, und *Picea abies* auf 1800 m wurden erstmals

1995 im Alter von 25 Jahren erhoben. Die Höhendaten für *Pinus uncinata* auf 1870 wurden zum ersten Mal im Inventarjahr 2000 bei einem Bestandsalter von 30 Jahren erhoben.

Larix decidua in der Parzelle DV6 wies im Vergleich zu allen anderen Arten in jeder Parzelle im Verlauf der Bestandsentwicklung die höchste mittlere Stammhöhe auf (Abb.11). In den ersten 40 Jahren zeigte *L. decidua* auf 1800 m (DV3) ein deutlich höheres Wachstum, bis zum letzten Erhebungszeitraum, in dem *L. decidua* auf 1870 m Höhe eine ähnliche Höhe erreicht hatte. *Picea abies* wurde nur in Parzelle DV6 auf einer Höhe von 1800 m gepflanzt. Im Vergleich zu den anderen Arten wies *P. abies* während der gesamten Studie 25 Jahre nach der Pflanzung im Jahr 1995 die geringste mittlere Höhe auf (2,42 m), die 30 Jahre später (Alter 55 Jahre) auf 7,14 m angestiegen war. Daten für *P. uncinata* wurden nur in den Jahren 2000, 2008 und 2024 erhoben. In dieser Zeit war das Höhenwachstum bei *P. uncinata* gering, die mittlere Höhe stieg nur um 3,7 Meter von 4,0 m im Alter 25 Jahre (2000) auf 7,7 m im Alter von 55 Jahren (2024) (Abb. 11).

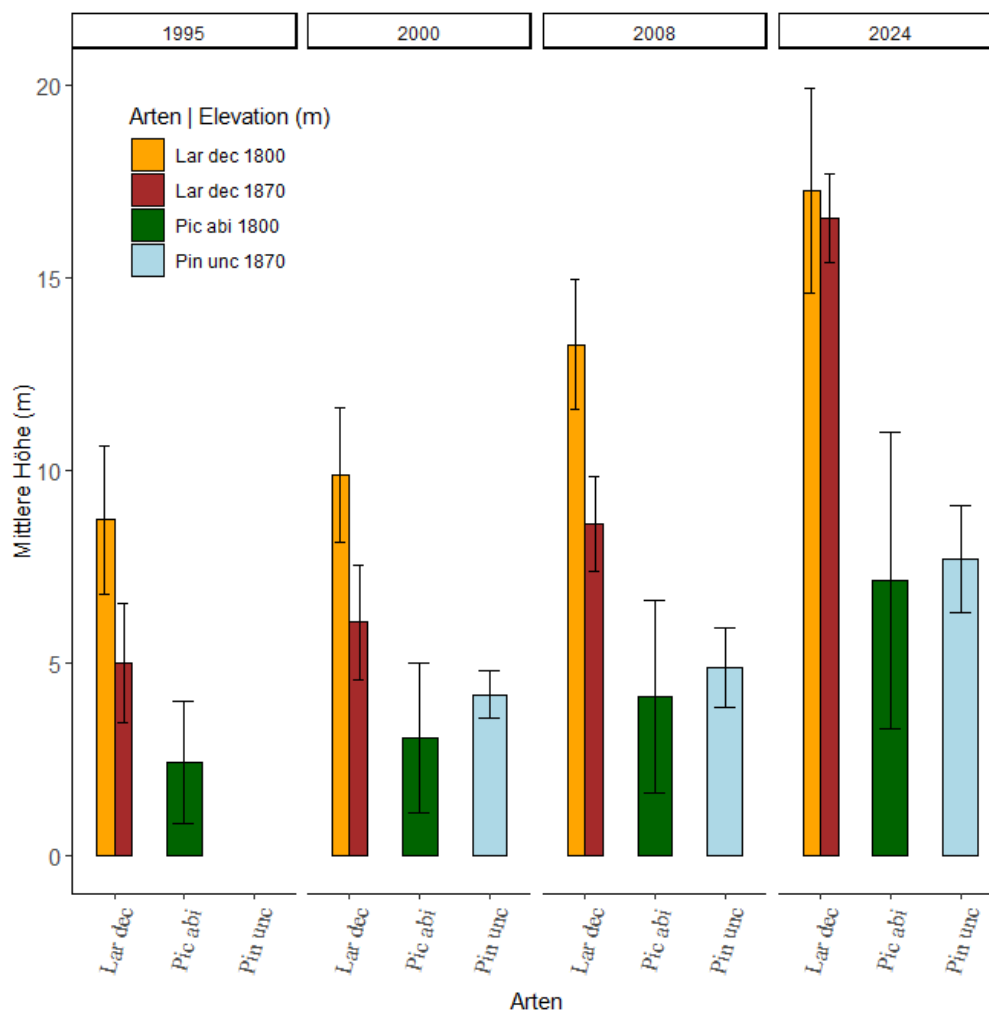


Abbildung 11 Mittlere Stammhöhe mit zugehörigen Standardfehlerbalken für *Larix decidua*, *Picea abies* und *Pinus uncinata* in den einzelnen Inventurzeiträumen (1995, 2000, 2008, 2024) für die Höhenstufen 1800 und 1870 m (DV4, DV6).

Jährlicher Höhenzuwachs

Die jährlichen Zuwachsraten variierten zwischen den Parzellen (unterschiedliche Höhenlagen), den Baumarten und ob durchforstet oder nicht durchforstet im Laufe der Bestandsentwicklung (Abb. 12). *Pinus cembra* erreichte in Parzelle DV6 im Alter von 25 Jahren ein jährliches Maximum des Höhenwachstums von 45 cm. Insgesamt wurde für alle Arten und Höhenlagen mit Ausnahme von *P. cembra* auf 1870 m SH (DV4) und *P. cembra* auf 1900 m (DV5) ein Rückgang der jährlichen Wachstumsraten um das Bestandsalter 40 beobachtet. Insgesamt wies *L. decidua* die höchsten jährlichen Wachstumsraten auf, mit einem Spitzenwert in DV4 im Alter von 45 Jahren (55 cm), der bis zur letzten Erhebung stabil blieb, während *L. decidua* in der tiefer gelegenen Parzelle DV6 in den letzten 15 Jahren der Entwicklung einen Rückgang von 15 cm pro Jahr aufwies. Sowohl bei *P. abies* als auch bei *P. uncinata* blieben die mittleren jährlichen Wachstumsraten während des gesamten Entwicklungszeitraums unter 20 cm pro Jahr. Vergleiche des jährlichen Gesamthöhenzuwachses, gemittelt über alle Inventurzeiträume, ergaben keinen signifikanten Unterschied ($p = 0,05$) zwischen den Parzellen (Tab. 6).

Tabelle 6. Einweg-ANOVA-Ergebnisse der Vergleiche des mittleren jährlichen Höhenwachstums (cm), gemittelt über die vier Inventurjahre (1995, 2000, 2008, 2024) für jede Parzelle (DV1, 2, 3, 4, 5, 6, 8). Alle signifikanten paarweisen Vergleiche zwischen verschiedenen Parzellen wurden unter Verwendung der Tukey-Kramer-Mittelwertanpassung für Mehrfach-Vergleiche berechnet und auf dem Niveau $\alpha = 0,05$ bewertet.

Parzelle	Mittelwert (cm)	SD	df	f	p
DV1	23,4	6,5			
DV2	21,6	2,1			
DV3	23,5	2,4			
DV4 PICE	24,4	12,2	9	2,3	0,049
DV4 LADE	21,6	8,5			
DV5	25,1	5,2			
DV6 PICE	39,7	15,6			
DV6 LADE	30,1	10,4			
DV6 PIAB	13,8	4,6			
DV8	13,2	6,1			

PICE = *Pinus cembra*, LADE = *Larix decidua*, PIAB = *Picea abies*

SD = Standardabweichung, df = Freiheitsgrade, f = F Statistik, p = p-wert

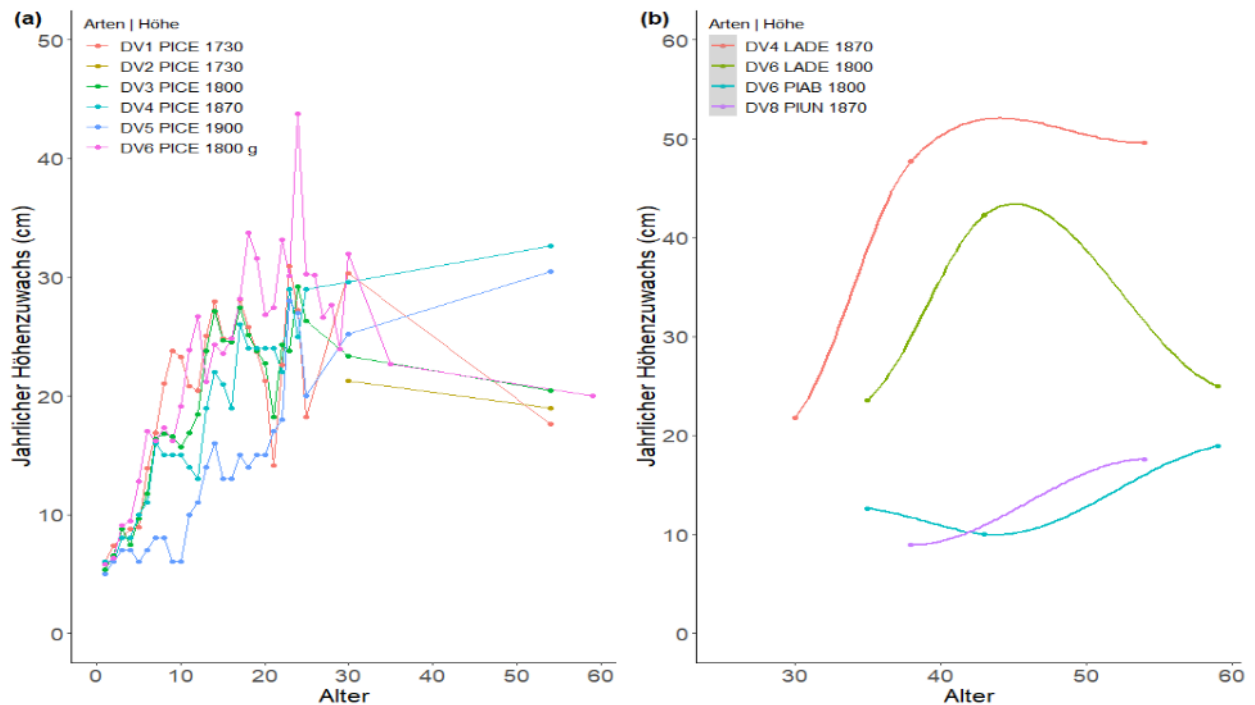


Abbildung 12 Mittlere Veränderung des jährlichen Höhenzuwachs für *Pinus cembra* (a) und *Larix decidua*, *Picea abies* und *Pinus uncinata* (b) in den entsprechenden Höhenlagen 1730, 1800, 1870, 1900 m SH. Jährliche Messungen des Höhenwachstums wurden nur zwischen 1975 und 1995 für *P. cembra* durchgeführt. Das Höhenwachstum von 1995 bis 2024 basiert auf der mittleren Differenz des Höhenwachstums zwischen den Erhebungs-Jahren. Daten aus dem Inventurjahr 2008 sind fehlend und nicht dargestellt. PICE = *Pinus cembra*, LADE = *Larix decidua*, PIAB = *Picea abies*, PIUN = *Pinus uncinata*, g = Mischbestand auf 1800 m SH.

Brusthöhendurchmesser (BHD)

Während der Etablierungsphase den Beständen (0-25 Jahre) hatten *L. decidua* und *P. cembra* in der Parzelle DV6 auf 1800 m einen ähnlichen mittleren BHD (11,1 bzw. 11,6 cm), gefolgt von *P. cembra* in der ausgedünnten Parzelle (DV1) (9,5 cm). *Pinus cembra* in der oberen Höhe von 1900 m (DV5) hatte den kleinsten BHD im Vergleich zu anderen *P. cembra*-Testflächen (5,5 cm), während *P. abies* den kleinsten mittleren BHD insgesamt (2,5 cm) aufwies (Abb. 13). Dieser Trend blieb in den nächsten 20 Jahren der Bestandsentwicklung bis etwa zum Alter von 45 Jahren bestehen, in dem *P. cembra* (DV5) in der oberen Etage einen ähnlichen mittleren BHD-Wert wie die anderen Parzellen aufwies, mit Ausnahme von Parzelle DV2, die den kleinsten mittleren BHD-Wert von 14,1 cm aufwies. *Larix decidua* in Parzelle DV4 hatte eine ähnliche mittlere BHD (23,0 cm) im Vergleich zu *L. decidua* in Parzelle DV6 (23,4 cm). Mit Ausnahme von *P. cembra* (DV4-1870 m) erreichte die jährliche Zuwachsrates in BHD an den meisten Standorten zwischen dem Bestandsalter 40-45 einen Höhepunkt, bevor sie merklich zurückging. *Larix decidua* auf 1870 m (DV4) wies mit 0,77 cm im Alter von 40 Jahren den höchsten Zuwachs auf, während *P. abies* mit 0,33 cm / Jahr durchweg den geringsten Zuwachs aufwies. Zwischen den letzten Erhebungen 2008-2024 wies *P. cembra* in DV2 in der nicht durchforsteten Parzelle den größten Rückgang des BHD-Wachstums auf (Abb. 14).

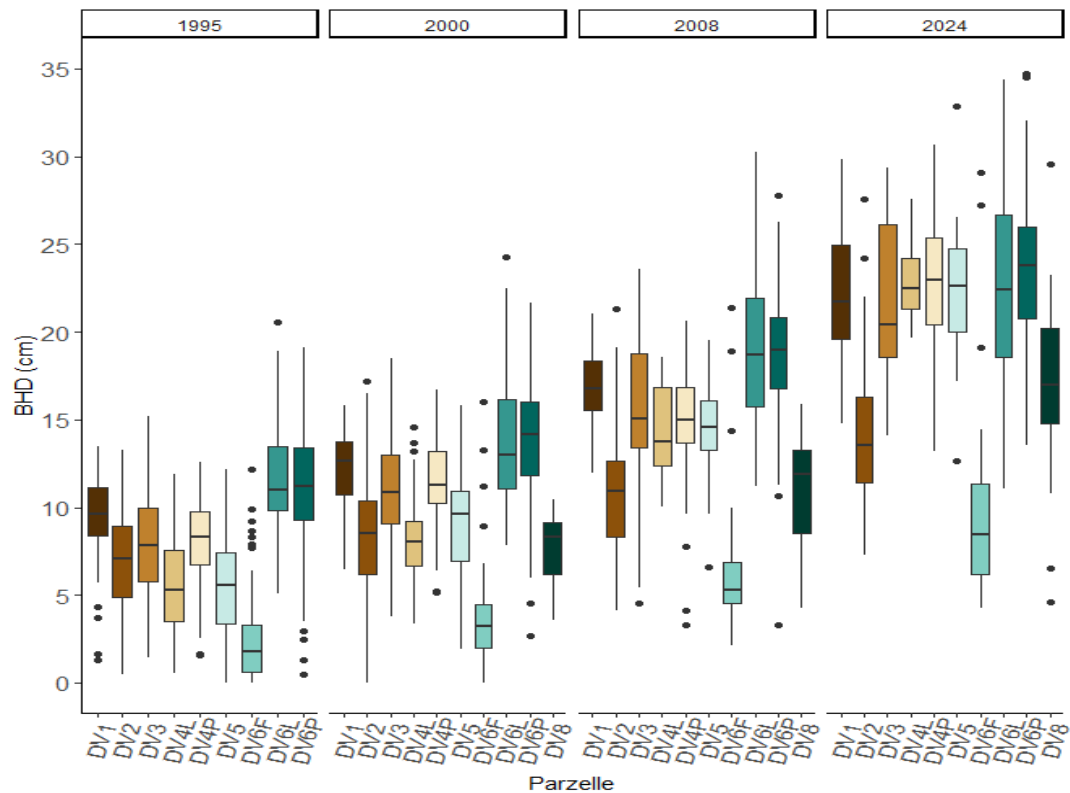


Abbildung 13 Boxplot - mittlerer BHD pro Parzelle für die Inventurjahre 1995-2024. D4L = Parzelle DV4 *Larix decidua*, DV4P = Parzelle DV4 *Pinus cembra*, DV6F = Parzelle DV6 *Picea abies*, DV6L = Parzelle DV6 *Larix decidua*, DV6P = Parzelle DV6 *Pinus cembra*.

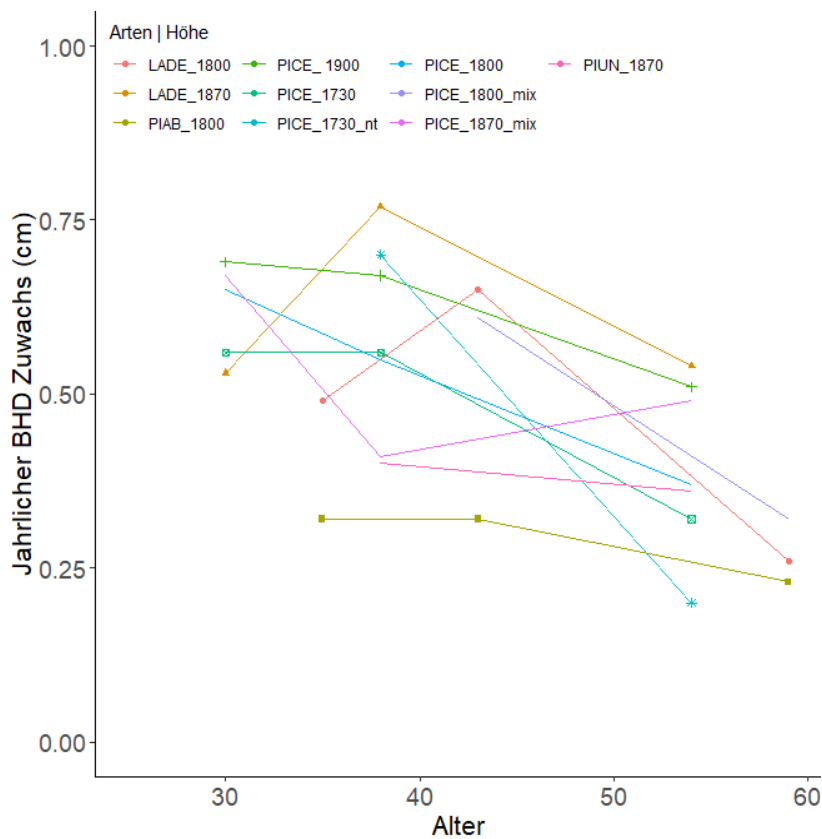


Abbildung 14 Jährlicher BHD-Zuwachs im Laufe der Bestandesentwicklung für *Pinus cembra* (PICE), *Larix decidua* (LADE), *Picea abies* (PIAB) und *Pinus uncinata* (PIUN) in den Höhenlagen 1730, 1800, 1870, 1900 m SH.

Höhen zu Durchmesser-Verhältnis (HD-Wert)

Das Verhältnis zwischen Stammhöhe und BHD (HD-Wert), differiert zwischen den einzelnen Baumarten. Der größte durchschnittliche HD-Wert für *P. cembra* wurde in dem nicht durchforsteten Bestand (DV2) mit einem Spitzenwert von 78,3 im Alter von 55 Jahren berechnet. *Pinus cembra* in der höchstgelegenen Parzelle (DV5) wies den niedrigste durchschnittlichen HD-Wert von 66,1 auf, dieser ging im Laufe der Zeit auf 38,3 im Alter von 45 Jahren zurück, und stieg bis zum Alter von 55 Jahren wieder auf 46,7 an (Abbildung 16). Die mittlere HD-Wert von *L. decidua* in der Parzelle DV6 blieb während der gesamten Bestandsentwicklung stabil bei etwa 77,1, während der Parzelle DV4 im Alter von 30 Jahren bei etwa 101,2 lag und bis zum Alter von 55 Jahren auf 72,7 sank. Sowohl bei *P. abies* als auch bei *P. uncinata* nahm der durchschnittliche HD-Wert im Laufe der Bestandsentwicklung ab, wobei bei *P. abies* ein stärkerer Rückgang von 88,6 auf 66 zu verzeichnen war, während bei *P. uncinata* der durchschnittliche HD-Wert im Alter von 30 bis 55 Jahren nur um etwa 8 abnahm. Bei allen Arten und unabhängig von der Höhenlage war die Beziehung zwischen HD-Wert und BHD insgesamt ein umgekehrtes J-Muster mit einem Anstieg der HD-Wertes und einem Rückgang des BHDs (Abb. 18).

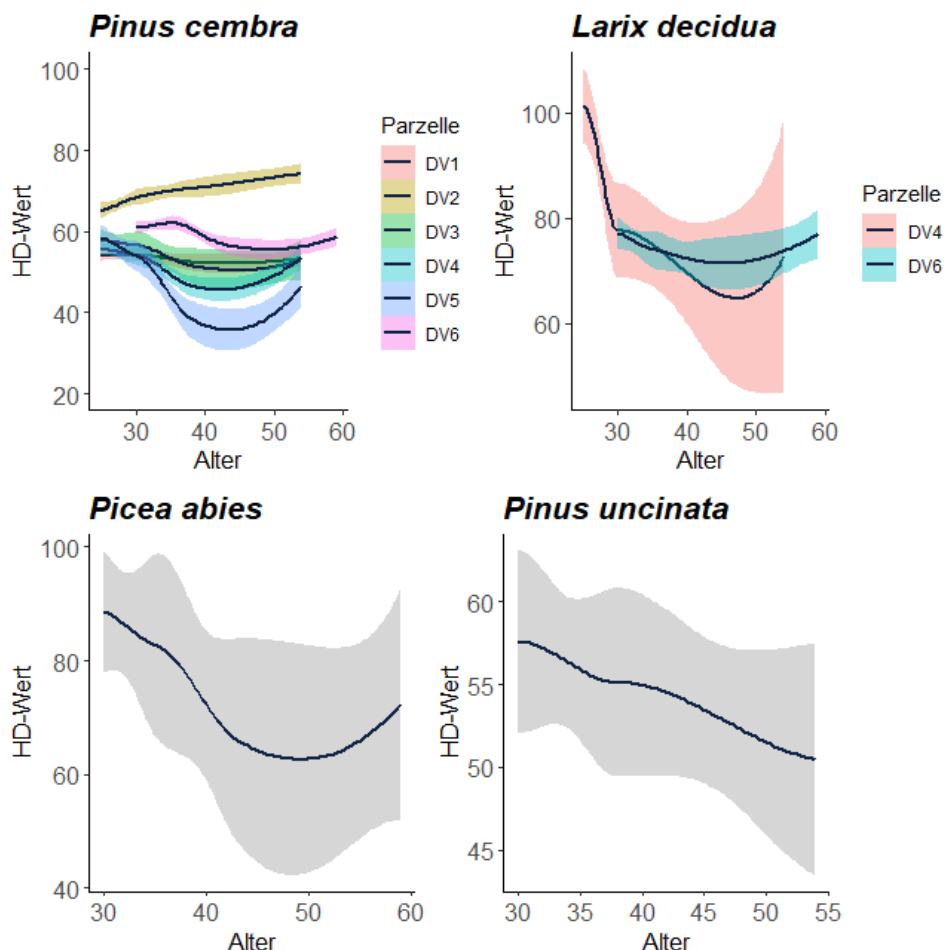


Abbildung 16 Entwicklung der durchschnittlichen Höhe im Verhältnis zum BHD für jede Baumart und jede Parzelle (Höhe) im Laufe der Bestandsentwicklung. HD-Wert = Verhältnis Baumhöhe zu BHD.

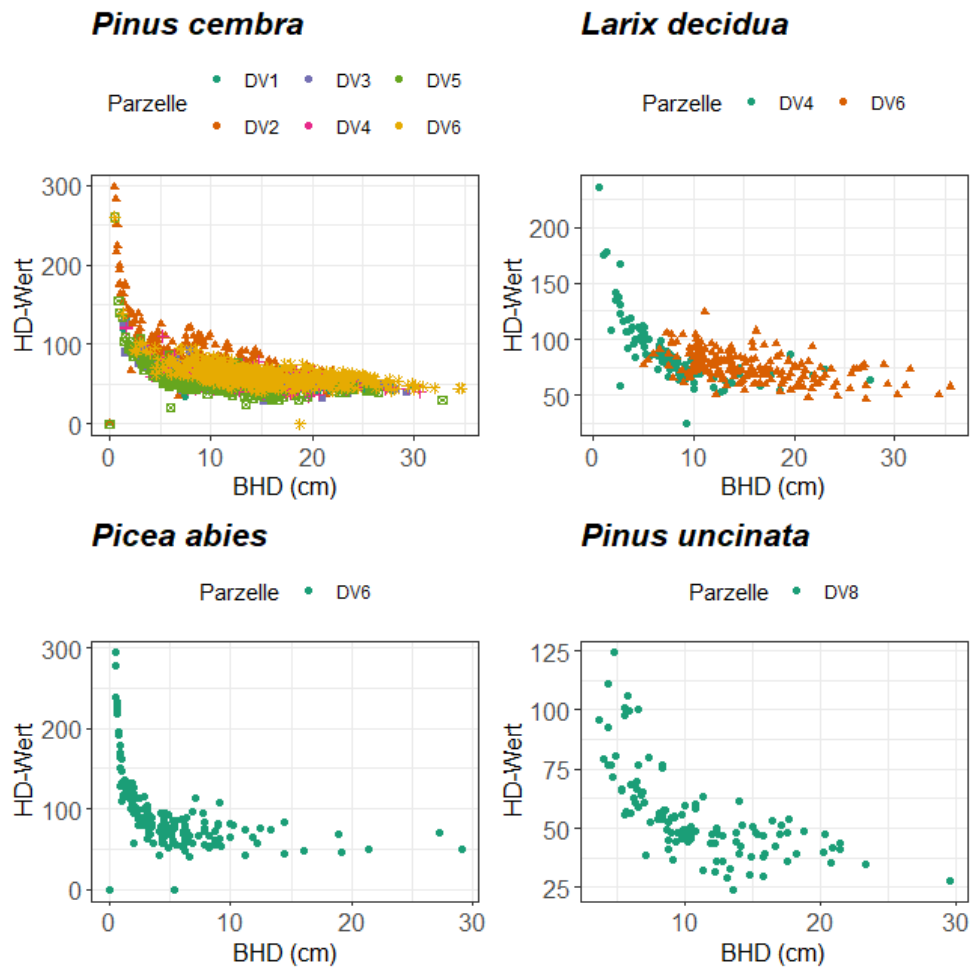


Abbildung 17 Streudiagramme der HD-Werte gegen den BHD je Baumart für die Parzellen DV1, DV2, DV3, DV4, DV5, DV6, DV8.

Aufgrund des nicht linearen Charakters unserer Baumhöhen und BHD-Daten haben wir Generalized Additive Modelle verwendet, um die Beziehungen zwischen Höhe und BHD für jede Art zu simulieren. Die Ergebnisse unserer Generalized additive models zeigten, dass es eine signifikante Beziehung ($p < 0,001$) zwischen Höhe und BHD für jede Parzelle und Art gibt, mit der stärksten Beziehung für *L. decidua* in Parzelle DV6 und der schwächsten für *P. abies* in Parzelle DV6, basierend auf dem Ausmaß der Schätzungen. Die Modellbewertungskriterien, einschließlich RMSE (Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme), MAE (mittlerer absoluter Fehler) und $R^2(\text{adj.})$ zeigten, dass die grundlegende GAM die Daten sowohl für die angepassten als auch für die Validierungsdatensätze gut anpasste, mit einer leichten Verbesserung für alle Validierungsdatensätze außer den Parzellen DV4-LADE, DV6-PIAB und DV8 (Tab. 7). Was die Gesamtleistung des Modells auf der Grundlage der Akaike Informationen Kriterium (AIC)-Werte betrifft, so war das am besten passende Modell für die Parzelle DV4-LADE und das am schlechtesten passende Modell für die Parzelle DV2. Für zwei der sieben Parzellen (DV3, DV6P) wurde ein linearer Trend zwischen den vorhergesagten und den beobachteten Höhenwerten festgestellt. Die übrigen Parzellen zeigten klare nichtlineare Trends. Die beobachteten Werte wiesen eine große Streuung über und unter den vorhergesagten Werten auf, insbesondere in Parzelle DV2 (siehe Abb.18).

Tabelle 7: Parameterschätzungen des Generalized Additive Models und Bewertungen der Modellanpassung für jede Parzelle (DV1-8) und jede Art für Anpassungs- Training (Fit) und Test (Validierungsdatensätze).

Parzelle	R ² (adj.)	RMSE	MAE	AIC	BIC	$\bar{e}_i$	$\sigma_{\bar{e}_i}$
DV1-Fit	0,88	0,83	0,65	631,7	660,8	0,0	0,12
DV1-Validierung	0,89	0,76	0,57				
DV2-Fit	0,77	1,29	0,98	1137,8	1174,1	0,0	0,19
DV2-Validierung	0,78	1,29	0,92				
DV3-Fit	0,86	0,87	0,64	336,3	357,3	0,0	0,14
DV3-Validierung	0,88	1,07	0,76				
DV4PICE-Fit	0,87	0,92	0,60	528,1	559,3	0,0	0,13
DV4PICE_Validierung	0,87	0,82	0,51				
DV4LADE-Fit	0,90	0,90	0,56	227,8	246,7	0,0	0,15
DV4LADE-Validierung	0,73	0,50	0,92				
DV5-Fit	0,90	0,79	0,49	314,1	342,5	0,0	0,15
DV5-Validierung	0,94	0,57	0,40				
DV6PICE-Fit	0,85	1,09	0,84	1090,1	1125,2	0,0	0,12
DV6PICE-Validierung	0,86	1,01	0,83				
DV6LADE-Fit	0,74	1,75	1,36	590,1	605,4	0,0	0,15
DV6LADE-Validierung	0,78	1,92	1,40				
DV6PIAB-Fit	0,88	0,94	0,61	250,3	270,8	0,0	0,18
DV6PIAB-Validierung	0,85	0,87	0,52				
DV8-Fit	0,66	1,00	0,77	272,0	287,3	0,0	0,19
DV8-Validierung	0,61	0,84	0,70				

RMSE= Wurzel des mittleren quadratischen Fehlers, MAE = Mittlerer Absoluter Fehler, AIC= Akaike Informationskriterium, BIC = Bayesian Informationskriterium, PICE = *Pinus cembra*, LADE = *Larix decidua*, PIAB = *Picea abies*, $\bar{e}_i$ = mittlerer Residuenwert, $\sigma_{\bar{e}_i}$ = Standardabweichung der Residuen

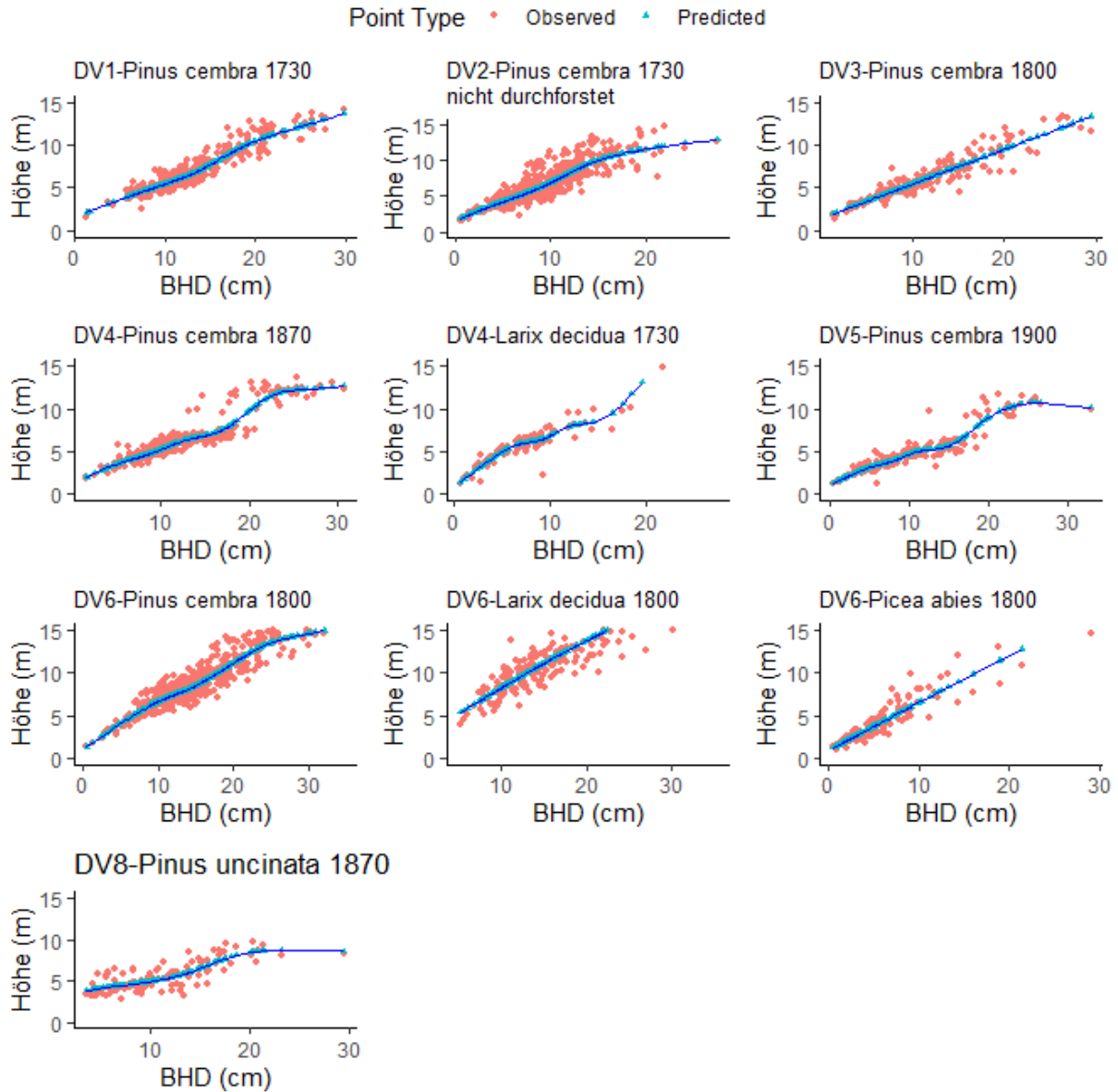


Abbildung 18 Angepasste Höhe-BHD Kurven des Generalized Additive Modells (GAM) für die Parzellen DV1, 2, 3, 4, 5, 6, 8. Die roten Punkte stellen beobachtete Daten dar, die blaue Linie stellt die angepasste GAM-Kurve mit den prognostizierte Baumhöhen dar.

Für *Pinus cembra* ergeben die Vorhersagen des GAM-Modells eine größere Zunahme der Stammhöhe für die Parzellen in niedrigeren Lagen (1730, 1800, 1870) im Vergleich zur höher gelegenen Parzelle DV5 (1900 m SH) (Abb. 19).

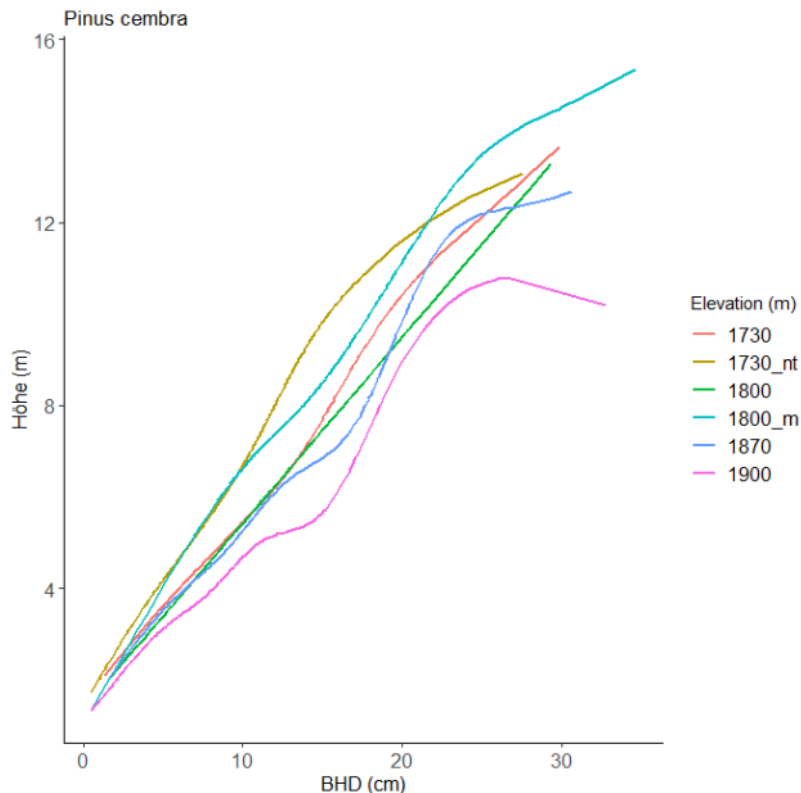


Abbildung 19 Vorausgesagte Höhe/Brusthöhendurchmesser Beziehungen aus Generalized Additive Models (GAM) für alle Parzellen mit *Pinus cembra*. Anmerkung: 1730_nt = Parzelle DV2 auf Seehöhe 1730 m nicht durchforstet, 1800_m = Parzelle DV4 auf Seehöhe 1800 m gemischt Bestand.

Kronenstruktur-Kronenansatz

Während der gesamten Bestandsentwicklung wies *L. decidua* in Parzelle DV6 den höchsten mittleren Kronenansatz-Wert aller Bäume auf, der zwischen 3,0 m im Bestandsalter 30 und 10,7 m im Bestandsalter 59 lag. Im Vergleich zu *P. cembra* hatten die Bäume in der nicht durchforsteten Parzelle DV2 nach den ersten 25 Entwicklungsjahren die höchste mittlere Kronenhöhe (1,6 m) und behielten diese bis zur letzten Inventurjahr 2024 im Bestandsalter 54 bei (7,7 m). *Pinus cembra* in Parzelle DV5 wies im Laufe der Bestandsentwicklung die niedrigste Kronenansatz auf - zwischen 0,6 m im Alter 25 und 3,6 m im Alter 54 (Abb. 20).

Kronenlänge

In den ersten 25-30 Jahren des Wachstums war die Kronenlänge bei *L. decidua* in Parzelle DV6 am größten (6,8 m) und bei *P. abies* am kleinsten (1,9 m). *Pinus cembra* in Parzelle DV6 hatte die größte durchschnittliche Kronenlänge (5,3 m) im Vergleich zu *P. cembra* in Parzelle DV2 (2,9 m). Dieser Trend blieb über die nächsten 20 Jahre der Bestandsentwicklung ähnlich. Bei der letzten Bestandsaufnahme im Jahr 2024 im Alter von 54 bis 59 Jahren hatte *P. cembra* in Parzelle DV6 die größte durchschnittliche Kronenlänge (10,8) und *P. cembra* in Parzelle DV2 die kleinste (2,9 m). Im Bestandsalter 54 hatte *L. decidua* in Parzelle DV4 eine größere Kronenlänge (7,1 m) im Vergleich zu *L. decidua* in Parzelle DV6 (6,7 m) im Bestandsalter 59 (Abb. 20).

Kronenbreite

Ähnlich wie bei anderen Kronenwachstumsparametern wies *L. decidua* in Parzelle DV6 nach 30 Jahren Bestandsentwicklung die größte mittlere Kronenbreite (306,5 cm) aller Arten und Parzellen auf. *Pinus cembra* in Parzelle DV6 hatte die größte mittlere Kronenbreite (211,3 cm) im Vergleich zu *P. cembra* in

den anderen Parzellen. In den durchforsteten Parzellen wies *P. cembra* in Parzelle DV5 die geringste mittlere Kronenbreite auf (133,3 cm). Insgesamt wies *P. cembra* in Parzelle DV2 die geringste mittlere Kronenbreite auf (126,6 cm). Nach mehr als 50 Jahren Wachstum hatte, *L. decidua* in Parzelle 4 die größte durchschnittliche Kronenbreite (406,3 cm) und *P. cembra* in der nicht durchforsteten Parzelle 2 die kleinste durchschnittliche Kronenbreite (198,4 cm).

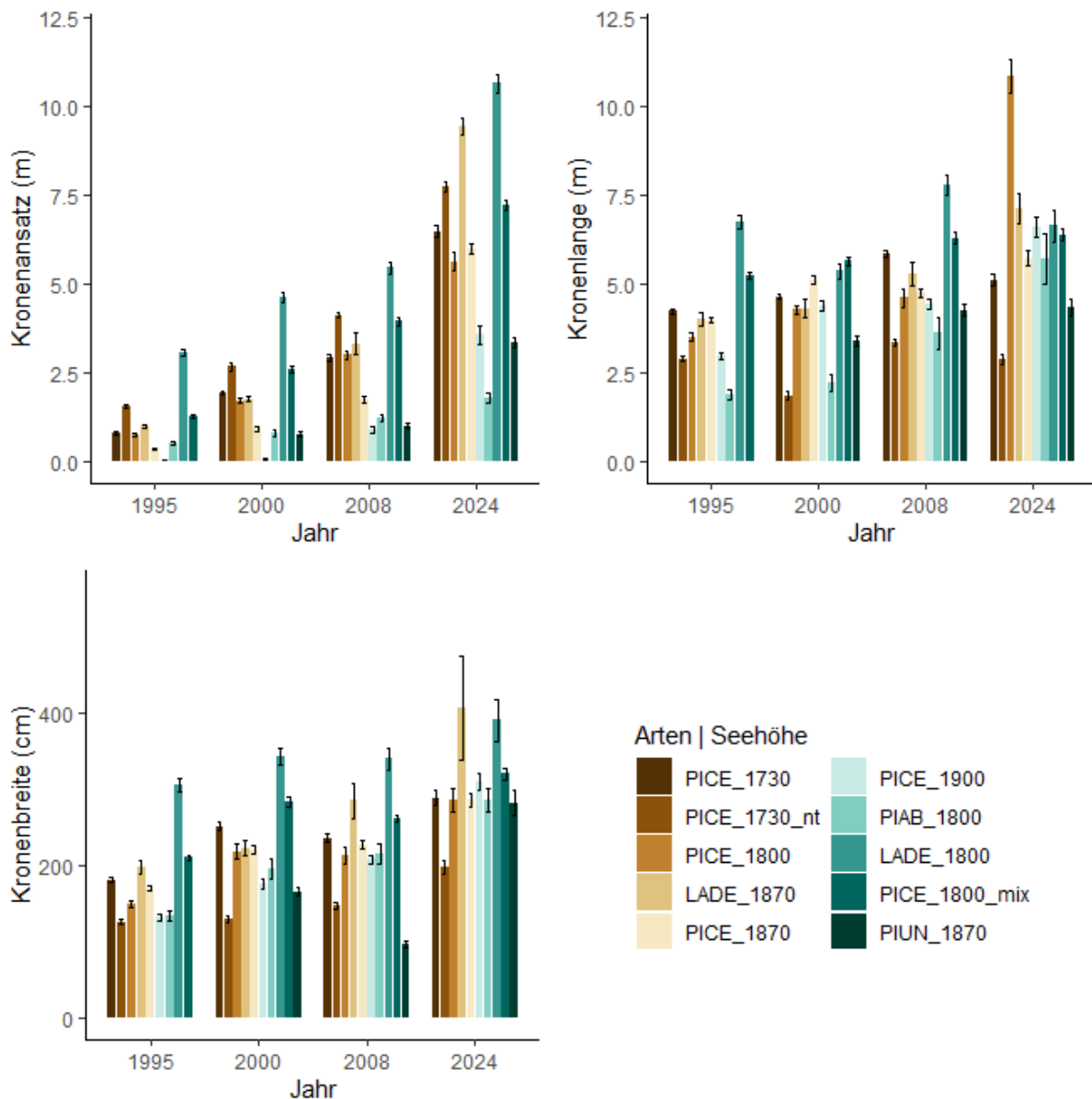


Abbildung 20 Trends bei den Wachstumsparametern im Laufe der Bestandsentwicklung für Kronenansatz (m), Kronenlänge (m) und Kronenbreite (cm). Balkendiagramme werden mit Standardfehlerbalken und dem Jahr der Probenahme entlang der x-Achse dargestellt. PICE = *Pinus cembra*, LADE = *Larix decidua*, PIAB = *Picea abies*, PIUN = *Pinus uncinata*

Behandlungen Höhenlage (*Pinus cembra*)

Nach den ersten 25 Jahren der Bestandsentwicklung zeigten Kruskal-Wallis-Tests einen signifikanten Unterschied ($\chi^2=137,5$, $p<0,001$) in den Ranghöhen von *P. cembra* zwischen den drei verschiedenen Höhenstufen, wobei die Bäume in Parzelle DV1 eine größere Medianhöhe von 5,12 m aufwiesen als die Bäume in den Parzellen DV3 (4,39 m) und DV5 (3,18 m) (Tab. 8). Signifikante Unterschiede ($p<0,001$) wurden für die anderen drei Stichprobenzeiträume festgestellt. Nach den ersten 25 Jahren der Bestandsentwicklung wurde ein signifikanter Unterschied ($p<0,001$) im BHD von *P. cembra* zwischen den drei verschiedenen Höhenlagen festgestellt, wobei die Bäume in Parzelle DV1 den größten Median BHD von 9,63 cm aufwiesen, während die Bäume in Parzelle DV5 den kleinsten Median BHD von 5,63 cm hatten. In den nächsten beiden Erhebungszeiträumen (2000, 2008) wurden signifikante Unterschiede in der Median BHD festgestellt (2000; $\chi^2=39,8$, $p<0,001$, 2008 $\chi^2=16,1$, $p<0,001$). Es wurden keine signifikanten ($p=0,76$) Unterschiede in der Median BHD bis zum Bestandsalter 54 (2024) festgestellt (Tab. 8). Der Median der HD-Werte für *P. cembra* war in den ersten beiden Inventurjahren (1995; $p=0,101$, 2000; $p=0,09$) nicht signifikant, aber er war signifikant zwischen den Parzellen DV1:DV5 ($w=47,7$, $p<0,001$) und DV3:DV5 ($w=14,7$, $p<0,001$) für die Inventurjahre 2008 und 2024.

Im Verlauf der Bestandsentwicklung wurde festgestellt, dass der Kronenansatz-Wert von *P. cembra* in den Parzellen DV1 und DV3 im Vergleich zur Parzelle DV5 signifikant höher war (1995; $\lambda^2=54,03$, $p<0,001$, 2000 $\lambda^2=33,22$, $p<0,001$, 2008 $\lambda^2=68,37$, $p<0,001$, 2024 $\lambda^2=44,23$, $p<0,001$) (Abb. 21). Die Kronenlänge von *P. cembra* nahm nach den ersten 25 Jahren der Bestandsentwicklung mit zunehmender Höhe deutlich ab ($\lambda^2=50,8$, $p<0,001$). Im Alter von 30 Jahren war der Unterschied in der Kronenlänge zwischen Bäumen in verschiedenen Höhenlagen ähnlich (DV1 = 4,74, DV3 = 4,34, DV5 = 4,29). Im Alter von 54 Jahren (Inventarjahr 2024) wurden signifikante Unterschiede in der Kronenlänge festgestellt ($\lambda^2=47,1$, $p<0,001$), wobei die Bäume in Parzelle DV3 mit 11 m die längste mittlere Kronenlänge aufwiesen, verglichen mit den Bäumen in den Parzellen DV1 (5 m) und DV5 (6,6 m). Die Kronenbreite von *P. cembra*-Bäumen nahm nach den ersten 38 Jahren der Bestandsentwicklung mit zunehmender Höhe ab (Abb. 21). In diesem Zeitraum wurde festgestellt, dass die Bäume in der Parzelle DV1 eine signifikant größere Kronenbreite aufwiesen als die Bäume in der Parzelle in der oberen Höhenlage (DV5) (1995 $z=-5,79$, $p<0,001$, 2000; $z=-2,97$, $p=0,009$, 2008; $z=-3,07$, $p=0,006$) sowie als die Bäume in der mittleren Höhenlage DV3 (1995, $z=-5,50$, $p<0,001$, 2000 $z=-3,28$, $p=0,003$, 2008, $z=-2,52$, $p=0,03$). Im Bestandsalter 54 (Inventarjahr 2024) unterschied sich die Kronenbreite nicht signifikant ($\lambda^2=2,14$, $p=0,34$) zwischen den Parzellen auf den einzelnen Höhenstufen.

Tabelle 8. Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests für die Auswirkung der Höhenlage auf die Wachstumsparameter Höhe, BHD und HD-Wert von *Pinus cembra* in den Parzellen DV1, DV3 und DV5 für die Inventurjahren 1995, 2000, 2008 und 2024.

Parzelle	N	Median	IQR	df	λ^2	p-adj.	Inventur	Paarweise Vergleiche	z-Stat	p-adj.
			Height (m)				Jahr			
DV1 ^a	136	5,12	4,63-5,59	2	137,5	<0,001	1995	DV1 vs. DV3	-5,31	<0,001
DV3 ^b	82	4,39	3,60-4,90				1995	DV1 vs. DV5	-11,7	<0,001
DV5 ^c	77	3,18	2,47-3,62				1995	DV3 vs. DV5	-5,82	<0,001
DV1 ^a	87	6,57	6,08-7,08	2	91,4	<0,001	2000	DV1 vs. DV3	-2,88	<0,001
DV3 ^b	48	6,15	5,52-6,78				2000	DV1 vs. DV5	-9,54	<0,001
DV5 ^c	51	4,59	3,96-5,07				2000	DV3 vs. DV5	-5,79	<0,001
DV1 ^a	54	8,82	8,30-9,28	2	68,9	<0,001	2008	DV1 vs. DV3	-3,00	<0,001
DV3 ^b	28	8,05	7,02-8,75				2008	DV1 vs. DV5	-8,30	<0,001
DV5 ^c	33	5,25	4,78-5,91				2008	DV3 vs. DV5	-4,42	<0,001
DV1 ^a	43	11,6	11,1-12,2	2	19,4	<0,001	2024	DV1 vs. DV3	-1,32	0,56
DV3 ^a	20	11,0	10,3-12,0				2024	DV1 vs. DV5	-4,40	<0,001
DV5 ^b	23	10,0	9,45-10,8				2024	DV3 vs. DV5	-2,55	0,03
			BHD (cm)							
DV1 ^a	136	9,63	8,4-11,10	2	90,9	<0,001	1995	DV1 vs. DV3	-4,30	<0,001
DV3 ^b	82	7,8	5,78-9,97				1995	DV1 vs. DV5	-9,49	<0,001
DV5 ^c	77	5,6	3,35-7,41				1995	DV3 vs. DV5	-4,74	<0,001
DV1 ^a	87	12,6	10,7-13,7	2	39,8	<0,001	2000	DV1 vs. DV3	-2,72	<0,001
DV3 ^b	48	10,8	9,08-12,9				2000	DV1 vs. DV5	-6,29	<0,001
DV5 ^c	51	9,6	6,92-10,9				2000	DV3 vs. DV5	-3,09	<0,001
DV1 ^a	54	16,8	15,5-18,4	2	16,1	<0,001	2008	DV1 vs. DV3	-1,98	0,142
DV3 ^{ab}	28	15	13,4-18,8				2008	DV1 vs. DV5	-3,97	<0,001
DV5 ^b	33	14,6	13,3-16,1				2008	DV3 vs. DV5	-1,62	0,316
DV1 ^a	43	21,7	19,6-24,9	2	0,76	0,682	2024	DV1 vs. DV3	-0,54	0,586
DV3 ^a	20	20,4	18,5-26,1				2024	DV1 vs. DV5	0,463	0,643
DV5 ^a	23	22,6	19,9-24,7				2024	DV3 vs. DV5	0,874	0,382
			HD-Wert							
DV1 ^a	136	53,5	48,0-58,1	2	4,58	0,101	1995	DV1 vs. DV3	1,71	0,261
DV3 ^a	82	55,3	48,2-64,9				1995	DV1 vs. DV5	1,82	0,205
DV5 ^a	77	53,5	48,4-74,6				1995	DV3 vs. DV5	0,131	1,00
DV1 ^a	87	54,5	47,6-59,6	2	4,72	0,09	2000	DV1 vs. DV3	1,01	0,93
DV3 ^a	48	56,2	49,8-60,7				2000	DV1 vs. DV5	-1,42	0,464
DV5 ^a	51	49,9	45,1-58,7				2000	DV3 vs. DV5	-2,16	0,094
DV1 ^a	54	51,9	48,7-56,2	2	47,7	<0,01	2008	DV1 vs. DV3	-0,55	1,00
DV3 ^a	28	51,9	46,4-58,7				2008	DV1 vs. DV5	-6,62	<0,001
DV5 ^b	33	37,5	33,9-41,7				2008	DV3 vs. DV5	-5,20	<0,001
DV1 ^a	43	53,4	48,4-57,2	2	14,7	<0,01	2024	DV1 vs. DV3	0,100	1,00
DV3 ^a	20	52,1	50,0-58,9				2024	DV1 vs. DV5	-3,58	<0,001
DV5 ^b	23	44,1	41,9-50,5				2024	DV3 vs. DV5	-3,12	<0,001

N= Anzahl der Prohebäume pro Parzelle und Inventarjahr. BHD = Brusthöhendurchmesser, HD = HD-Wert = Verhältnis von Höhe zu BHD, λ^2 = Chi-Quadrat-Teststatistik, p-adj.= bereinigter p-Wert mit Bonferroni-Korrektur. IQR= Interquartilsabstand mit 25%-75% Quartilen. Die hochgestellten Kleinbuchstaben neben den einzelnen Parzellennamen weisen auf signifikante Unterschiede zwischen den Parzellen für jeden getesteten Wachstumsparameter hin

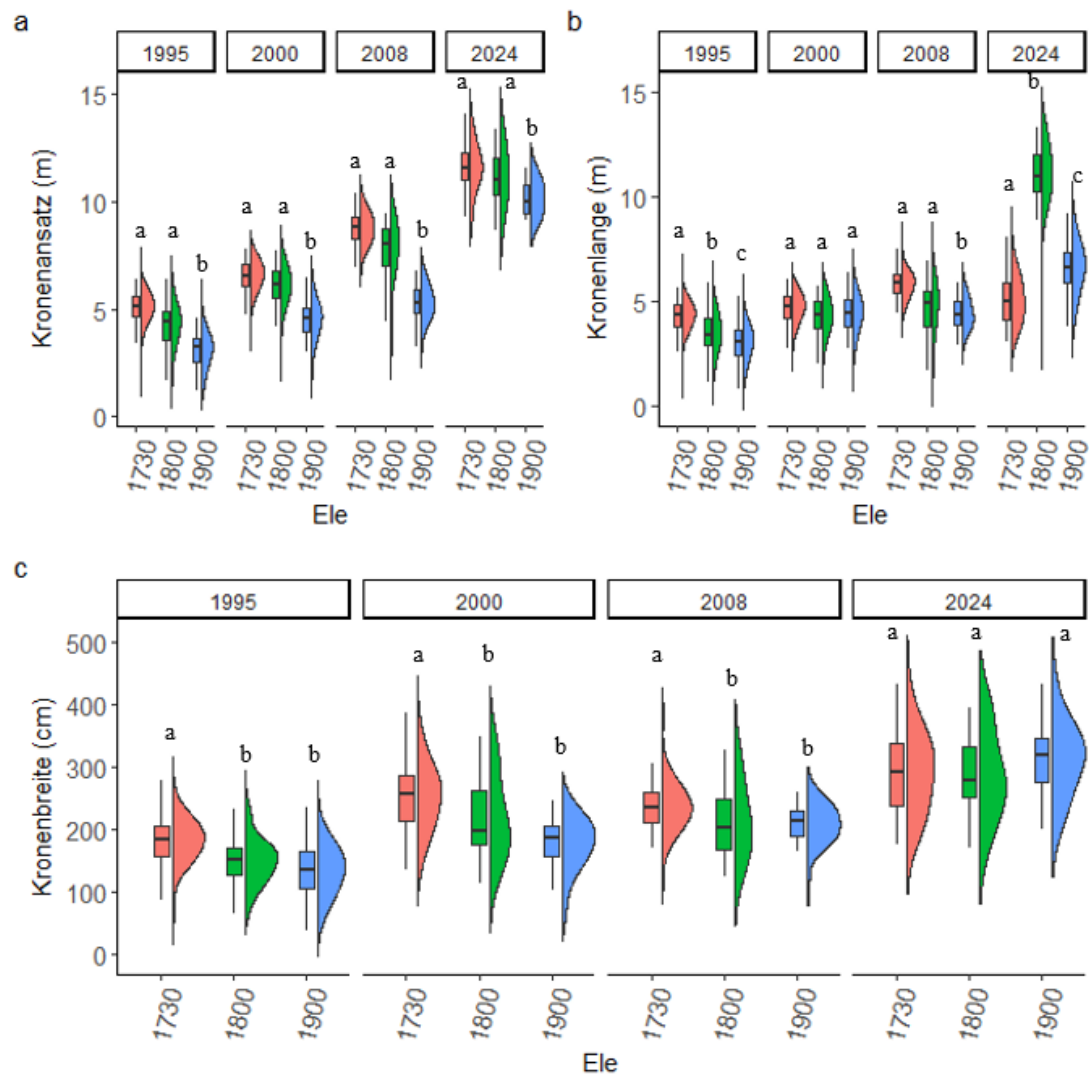


Abb. 21 Boxplot mit Violinverteilungen für die Medianwerte von Kronenansatz, Kronenlänge und Kronenbreite für *Pinus cembra* in den Parzellen DV1 (rot), DV3 (grün), DV5 (blau) in den Inventarjahren 1995, 2000, 2008, 2024. Kleine Buchstaben über jedem Boxplot zeigen signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Kronenparametern nach nicht-parametrischen Tests von Kruskal-Wallis auf dem Niveau $\alpha = 0,05$ an.

Behandlungen - Durchforstet vs. Nicht- Durchforstet (Vergleich Parzellen DV1 und DV2)

Um die Auswirkungen waldbaulicher Behandlungen (Durchforstung vs. Nichtdurchforstung) auf Wachstumsparameter im Laufe der Bestandsentwicklung zu beurteilen, verwendeten wir nichtparametrische Mann-Whitney-U-Tests und führten diese Tests für jeden Wachstumsparameter pro Inventurjahr zwischen den Parzellen DV1 und DV2 durch. Die Mediane der Stammhöhe und des BHD von *P. cembra* nahmen im Laufe der Bestandsentwicklung sowohl in der durchforsteten (DV1) als auch in der nicht durchforsteten (DV2) Parzelle zu, während die HD-Werte für die beiden Parzellen die gesamte Beobachtungsperiode über auf einem vergleichbaren Niveau blieben (Abb. 22). Die Ergebnisse der Mann-Whitney-Tests zeigten, dass die Stammhöhe und der BHD in der Parzelle DV1 im Vergleich zur Parzelle DV2 über den gesamten Zeitraum der Bestandsentwicklung signifikant größer

waren. Das Verhältnis von Höhe zu Durchmesser war in der nicht durchforsteten Parzelle DV2 im Vergleich zur Parzelle DV1 für alle Stichprobenzeiträume (1995-2024) signifikant höher (Tab. 9).

Tabelle 9. Mann-Whitney-Testergebnisse der Vergleiche zwischen der durchforsteten (Parzelle DV1) und der nicht durchforsteten (Parzelle DV2) mit *Pinus cembra* für die Wachstumsparameter Baumhöhe (m), BHD (cm), und Verhältnis von Höhe zu Brusthöhendurchmesser (HD-Wert) für die Inventurjahre 1995, 2000, 2008, 2024.

	Jahr	Parzelle	N	Median	IQR 25-75%	z	p
Höhe (m)	1995	DV1a	136	5,1	4,6-5,6	5,2	<0,001
	1995	DV2b	190	4,6	4,0-5,3		
	2000	DV1a	87	6,6	6,1-7,1	8,6	<0,001
	2000	DV2b	50	5,3	3,7-5,1		
	2008	DV1a	54	8,8	8,3-9,3	6,5	<0,001
	2008	DV2b	124	7,7	6,8-8,4		
	2024	DV1a	43	11,6	11,0-12,3	3,8	<0,001
	2024	DV2b	91	10,7	9,2-11,5		
BHD (cm)	1995	DV1a	136	9,63	8,4-11,1	8,7	<0,001
	1995	DV2b	190	7,06	4,9-8,9		
	2000	DV1a	87	12,6	10,7-13,8	9,6	<0,001
	2000	DV2b	50	7,05	4,1-6,6		
	2008	DV1a	54	16,8	15,5-18,4	9,3	<0,001
	2008	DV2b	124	11	8,3-12,6		
	2024	DV1a	43	21,7	19,6-24,9	8,0	<0,001
	2024	DV2b	91	13,6	11,4-16,3		
HD-Wert	1995	DV1a	136	54	48,0-58,1	-9,1	<0,001
	1995	DV2b	190	66	56,5-83,1		
	2000	DV1a	87	54	47,6-59,6	-9,1	<0,001
	2000	DV2b	50	71	76,9-101,9		
	2008	DV1a	54	52	48,7-56,2	-8,9	<0,001
	2008	DV2b	124	71	62,9-82,0		
	2024	DV1a	43	53	48,4-57,2	-8,1	<0,001
	2024	DV2b	91	77	67,1-86,5		

N= Anzahl der Stichprobenbäume pro Parzelle und Stichprobenjahr, z = Mann-Whitney-Teststatistik, p = p-Wert auf dem Niveau $\alpha = 0,05$, HD-Wert = Verhältnis Baumhöhe zu BHD. IQR= Interquartilsabstand mit Quartilen von 25%-75%. Kleinbuchstaben in hochgestellter Schrift neben den Parzellen-Namen weisen auf signifikante Unterschiede hin.

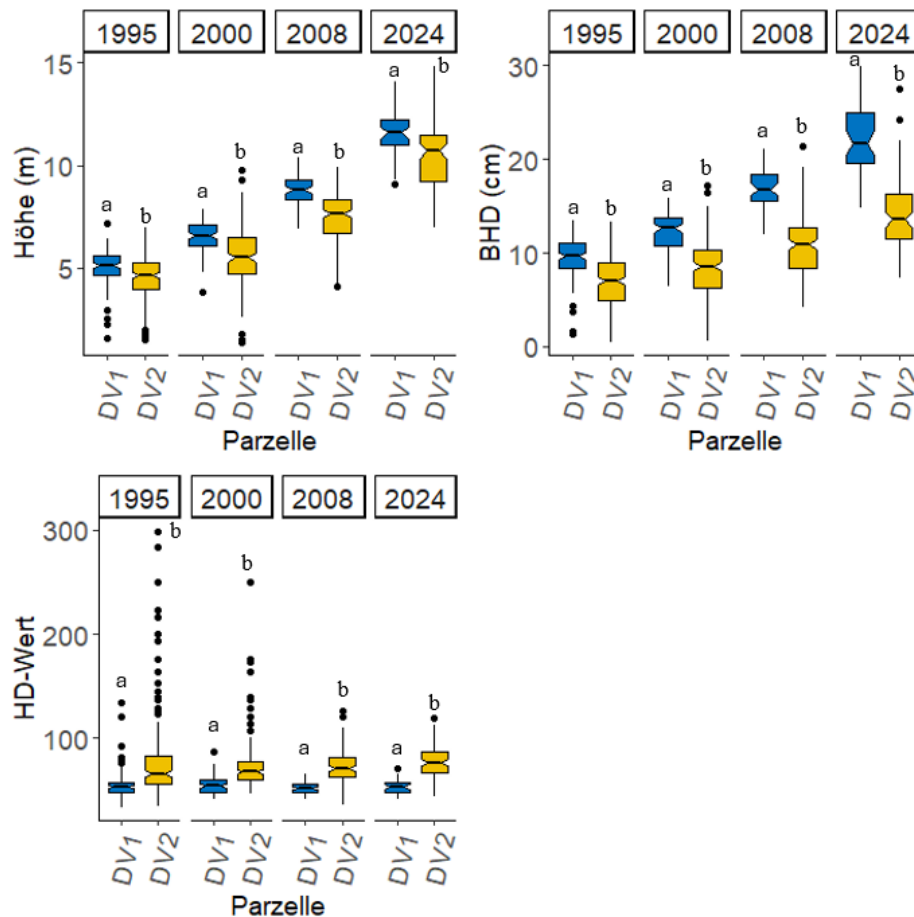


Abb. 22 Boxplots der Baumhöhe (m), des Brusthöhendurchmessers (BHD) und des Verhältnisses von Höhe zu Durchmesser (HD-Wert) von *Pinus cembra* in Parzelle DV1 (durchforstet) und *Pinus cembra* in Parzelle DV2 (nicht durchforstet) für die Inventurjahre 1995, 2000, 2008, 2024. Die Einkerbungen im Boxplot geben 95%-Konfidenzintervalle an. Kleinbuchstaben über den Boxplots kennzeichnen signifikante Unterschiede, die mit Mann-Whitney-Tests bei $\alpha = 0,05$ ermittelt wurden.

Unterschiede in den Wachstumsmustern verschiedener Baumarten

Am Beispiel der Parzelle DV6 werden Unterschiede in den Wachstumsmustern verschiedener Baumarten im Verlauf der Bestandsentwicklung ersichtlich. *Larix decidua* hatte die größte durchschnittliche Höhe (8,7 m) nach den ersten 30 Entwicklungsjahren im Vergleich zu *P. cembra* (6,54 m) und *P. abies* (2,4 m). Dieser Trend setzte sich bis zur letzten Erhebung (2024) fort, bei der *L. decidua* einen Höhenzuwachs von 66,7 % (17,3 m) verzeichnete, während *P. cembra* nur um 35,3 % (13,6 m) und *P. abies* um 49 % (7,14 m) zunahm (Abb. 23). *Pinus cembra* und *L. decidua* hatten eine ähnliche durchschnittliche BHD (11,6 bzw. 11,1 cm) und waren beide nach den ersten 30 Jahren des Wachstums deutlich größer als *P. abies* (2,5 cm). Dieses Muster setzte sich bis zum Alter von 59 Jahren im Bestand fort.

Nach den ersten 30 Jahren hatte *L. decidua* einen höheren mittleren Kronenansatz (3,07 m) als *P. cembra* (1,28 m) und *P. abies* (0,5 m). In den nächsten beiden Inventurjahren (2000, 2008 Bestandsalter 35, 43) hatte *L. decidua* einen etwas höheren mittleren Kronenansatz-Wert (4,6 m-2000, 5,5-2008) im Vergleich zu *P. cembra* (2,6 m-2000, 4,0-2008), und im letzten Inventurjahr hatte *L. decidua* einen etwas größeren Kronenansatz-Wert (10,6 m) im Vergleich zu *P. cembra* (7,2 m). Nach den ersten 30 Jahren der Bestandsentwicklung war die durchschnittliche Kronenlänge bei *L. decidua* am größten (6,7 m), verglichen mit *P. cembra* (5,4 m) und *P. abies* (1,9 m). Im letzten Stichprobenzeitraum 2024 (Bestandsalter 59) war die Kronenlänge bei *P. cembra* (6,4 m), *L. decidua* (6,6 m) und *P. abies* (5,7 m) ähnlich. Die Kronenbreite variierte stark zwischen den Arten und der groben Bestandsentwicklung. *Larix decidua* hatte die größte mittlere Kronenbreite, die von 307 cm im Jahr 1995 bis 390 cm im Jahr 2024 reichte, während *P. abies* die kürzeste mittlere Kronenbreite hatte (135 cm im Jahr 1995, 286 cm im Jahr 2024).

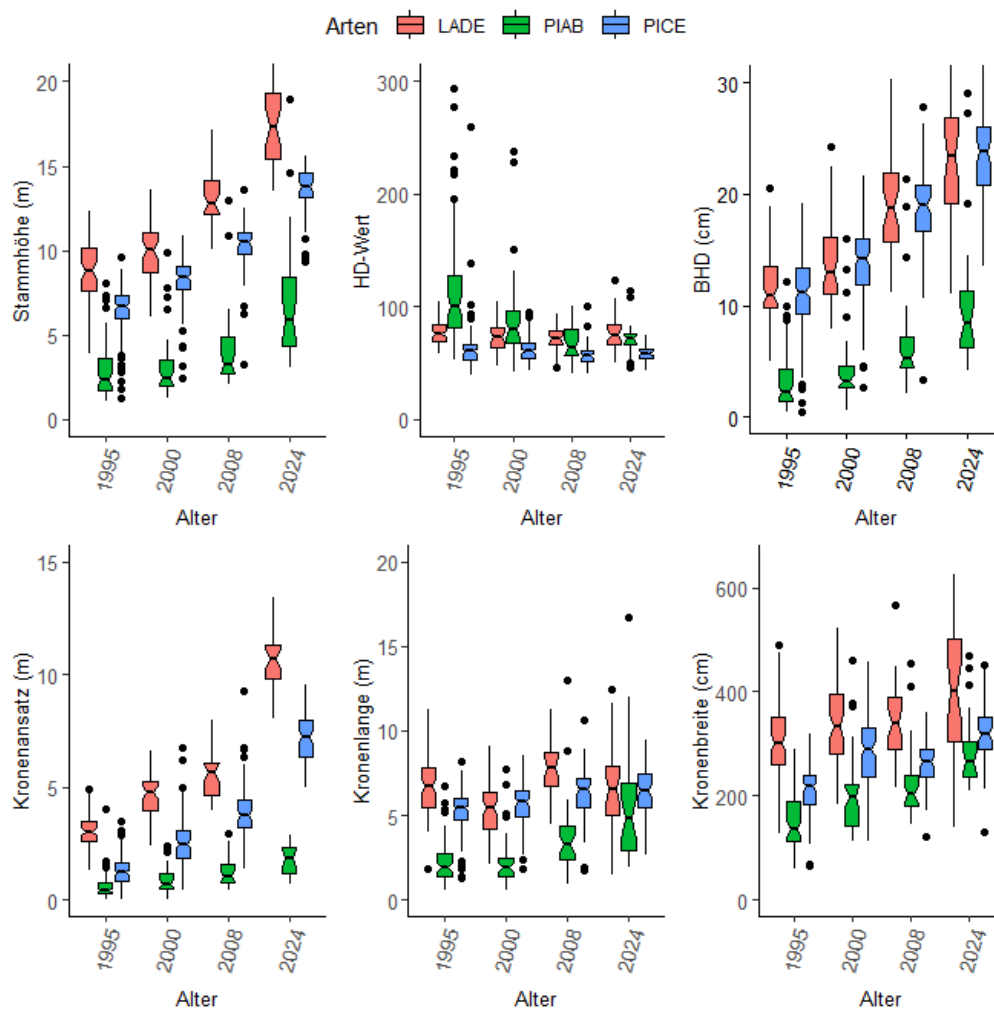


Abb. 23 Boxplots der Baumhöhe (m), des BHD (cm), des Verhältnisses von Baumhöhe zu BHD (HD-Wert), des Kronenansatzes (m), der Kronenlänge (m) und der Kronenbreite (cm) von *Larix decidua* (LADE), *Picea abies* (PIAB) und *Pinus cembra* (PICE) in der Parzelle DV6 für die Stichprobenzeitpunkte 1995, 2000, 2008, 2024. Die Einkerbungen an den Seiten des Boxplots geben die 95%-Konfidenzintervalle an.

Volumen

Während des gesamten Zeitraums der Bestandesentwicklung wurde das größte Volumen in der nicht durchforsteten Parzelle DV2 beobachtet, das von $185 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (1995) bis $633 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ im Jahr 2024 reichte (Abb. 24). Die *P. cembra* Bäume in dieser Parzelle wiesen auch einer die größte jährliche Wachstumsrate von etwa $19,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Alter von 25-30 Jahren auf, bevor sie bis zum Alter von 55 Jahren (2024) auf weniger als $15 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ zurückging. *Pinus cembra* in der Parzelle DV3 und *P. uncinata* in der Parzelle DV8 hatten den größten Anstieg der jährlichen Wachstumsrate von $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ im Bestandsalter 38-54. (Abb. 25). Insgesamt zeigte *P. abies* die kleinste jährliche Wachstumsrate von weniger als $1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. In den gemischten Parzellen DV4 und DV6 entfiel der größte Teil des Stammvolumens (>60 %) nach Arten in den vier Inventurperioden 1995, 2000, 2008 und 2024 auf *P. cembra* (Tab. 10, Abbildung 26).

Volumenentwicklung pro Arten und Höhenlage

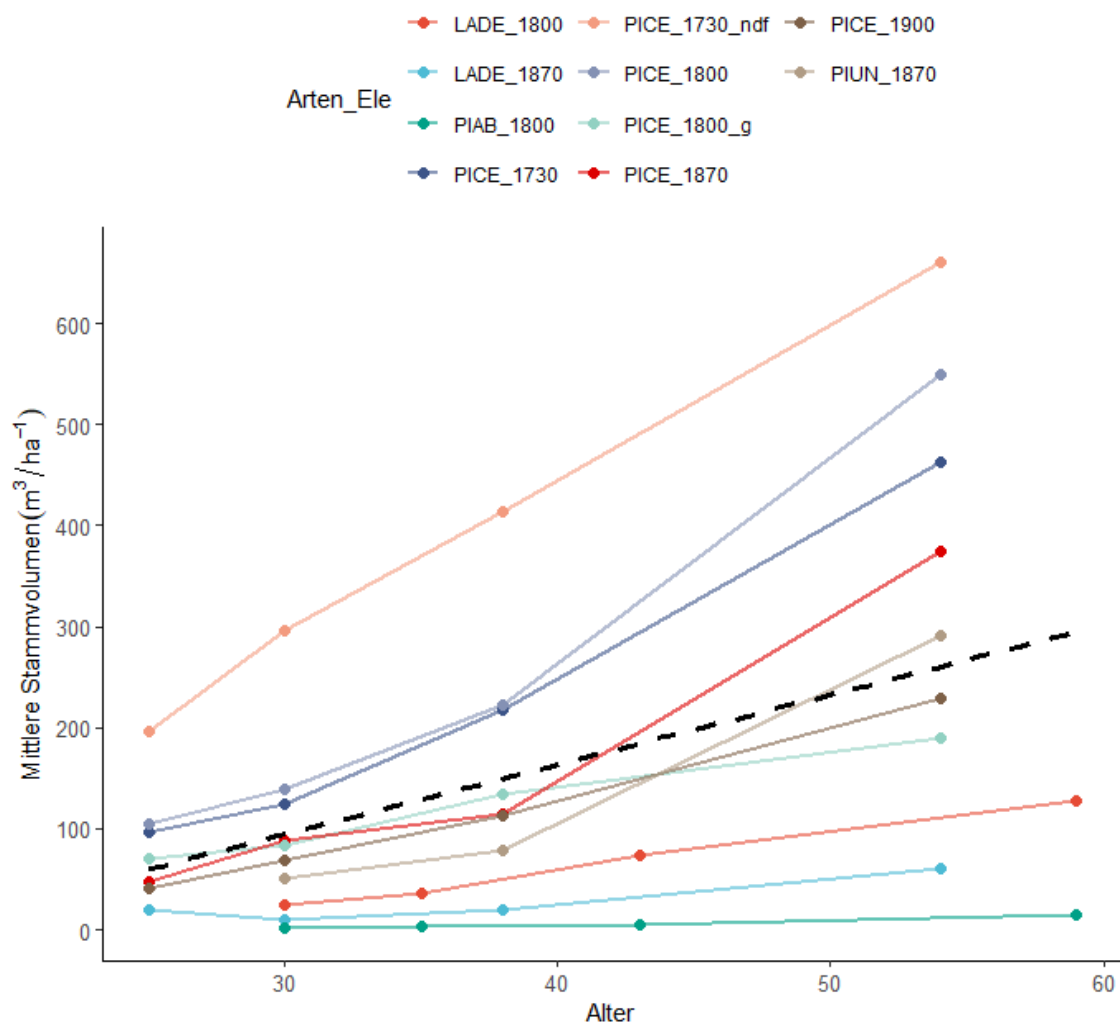


Abbildung 24 Entwicklung des Stammvolumens pro Art und Parzelle mit Gesamttrend (schwarz gestrichelte Linie). Ele = Elevation (m), ndf = nicht durchforstet, g = Gemischtbestand

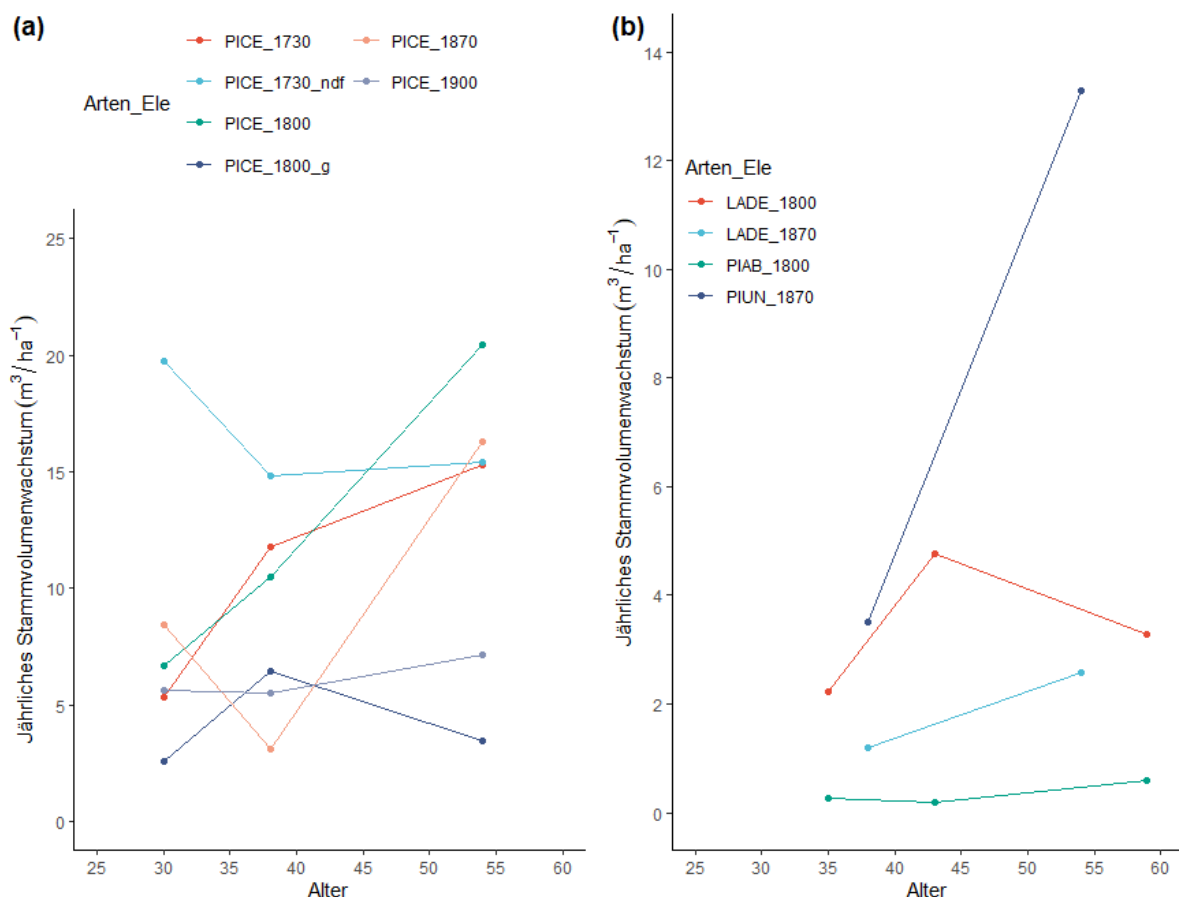


Abbildung 25 Entwicklung der jährlichen Stammvolumen-Wachstumsrate pro Höhe und Alter für *Pinus cembra* (a) und *Larix decidua*, *Picea abies*, und *Pinus uncinata* (b). Ndf = nicht durchforstet, g = Gemischtbestand, PICE = *Pinus cembra*, LADE = *Larix decidua*, PIAB = *Picea abies*, PIUN = *Pinus uncinata*

Tabelle 10: Prozentuale Veränderung des mittleren Stammvolumens nach Baumarten in den Mischbestandsparzellen DV4 und DV6 im Verlauf der vier Inventurjahre

Jahr	Parzelle	Arten	Volumen ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Prozent Volume (%)
1995	DV4	PICE	88,5	76
1995	DV4	LADE	26,8	24
1995	DV6	PICE	95,8	77
1995	DV6	LADE	25,2	20
1995	DV6	PIAB	2,2	3
2000	DV4	PICE	70,0	90
2000	DV4	LADE	9,7	10
2000	DV6	PICE	82,8	67,8
2000	DV6	LADE	36,3	29,8
2000	DV6	PIAB	3,5	2,2
2008	DV4	PICE	114,1	85,6
2008	DV4	LADE	19,2	14,4
2008	DV6	PICE	134,5	62,9
2008	DV6	LADE	74,4	34,8
2008	DV6	PIAB	5,0	2,3
2024	DV4	PICE	374,6	86,1

2024	DV4	LADE	60,5	13,9
2024	DV6	PICE	189,5	57,2
2024	DV6	LADE	127,0	38,4
2024	DV6	PIAB	14,6	4,4

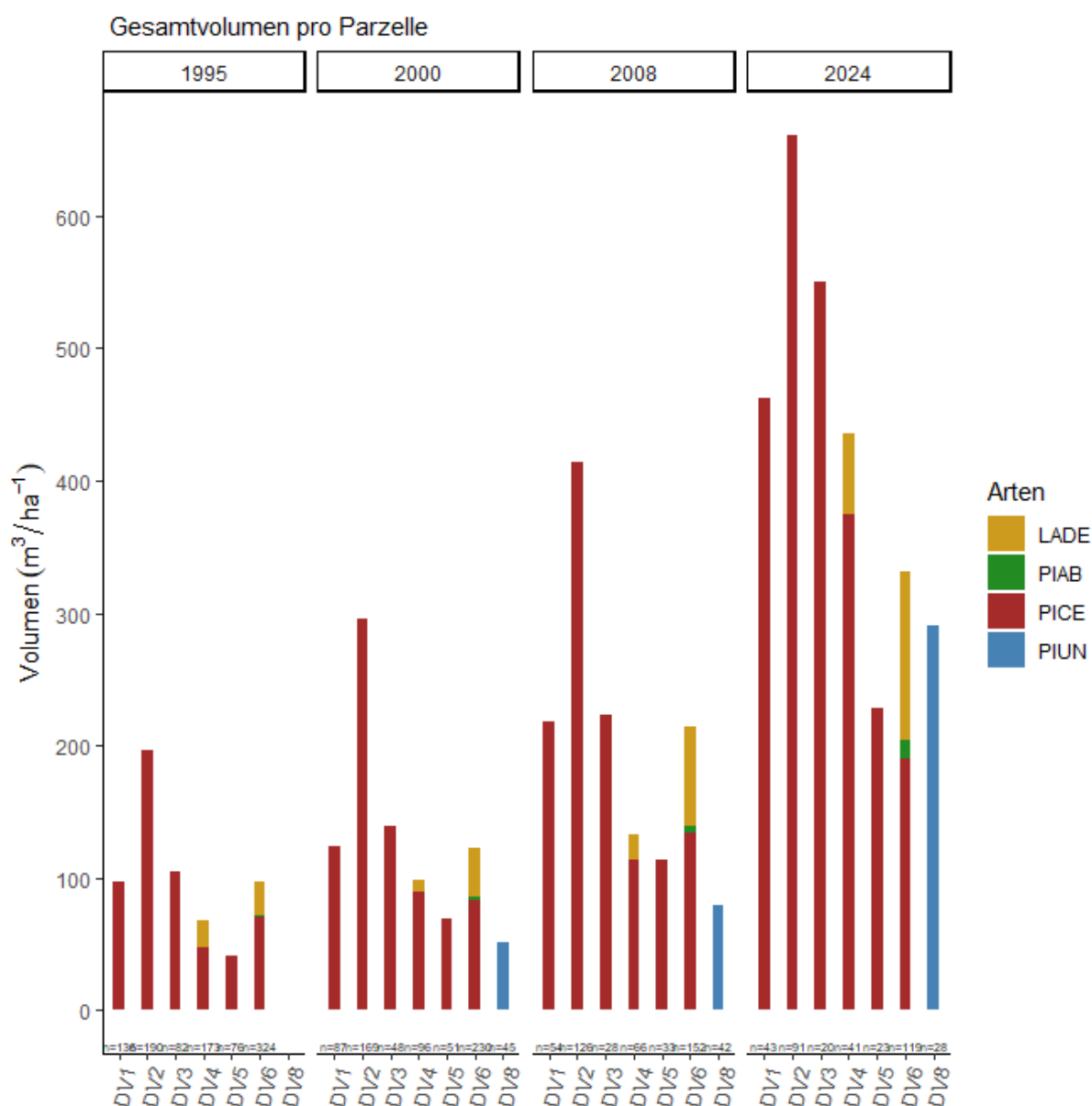


Abbildung 26 Stammvolumen pro Parzelle und Baumarten nach Inventurjahre (1995, 2000, 2008, 2024). n= Anzahl der Beobachtungen pro Parzelle und Jahr.

Die *P. cembra*-Bäume auf 1800 m Höhe (DV3) wiesen zwischen den Bestandsaltern 25-54 das höchste Gesamtstammvolumen ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) und die größte Grundfläche ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$) auf (Abbildung 27). Im Gegensatz dazu wiesen die *P. cembra*-Bäume auf der obersten Parzelle (DV5) auf 1900 m zwischen den Bestandsaltern 25-54 das geringste Volumen und Grundfläche aus. Bei der Bewertung über den gesamten Bestandsentwicklungszeitraum 1995-2024 zeigten einseitige Anova-Tests keine

signifikanten Unterschiede ($p = 0,15$) im Gesamtvolumen zwischen den Höhenlagen 1730 m, 1800 m und 1900 m (Tab. 11).

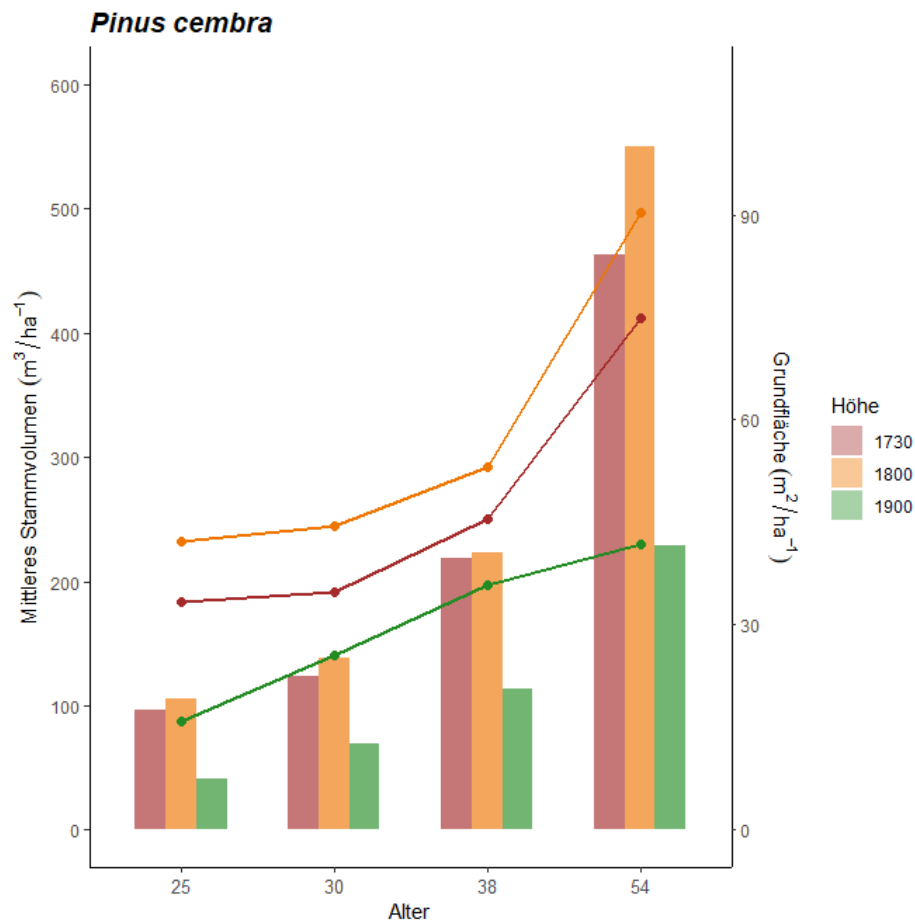


Abbildung 27 Gesamte mittlere Stammvolumenentwicklung (linke y-Achse, Balkendiagramm) und Grundfläche (rechte y-Achse, Liniendiagramm) in Abhängigkeit von der Höhe (1700 m, 1800, 1900 m) für *Pinus cembra*.

Tabelle 11. Ergebnisse des einseitigen Anova-Tests zum Vergleich des Gesamtstammvolumens, gemittelt über die Probenahmezeiträume 1995-2024.

Parzelle	Seehöhe (m)	Volumen ($m^3 ha^{-1}$)	SD	df	f	p
DV1	1730	225,5	154,3			
DV3	1800	254,2	188,2	21	2,05	0,15
DV5	1900	113,4	76,3			

SD = Standardabweichung, df = Freiheitsgrad, f = F Statistik, p = p-Wert

Biomasse

Während des gesamten Bestandesentwicklungszeitraums 1995-2024 bestand der größte Teil der Gesamtbiomasse (Stamm, Äste und Nadeln) aus *P. cembra* (>85 %) mit geringen Anteilen von *L. decidua* und *P. abies* (<10 %). Die Gesamtbiomasse von *P. uncinata* stieg von nur 4 % (1995) auf 8 % im Jahr 2024 (Abb. 28).

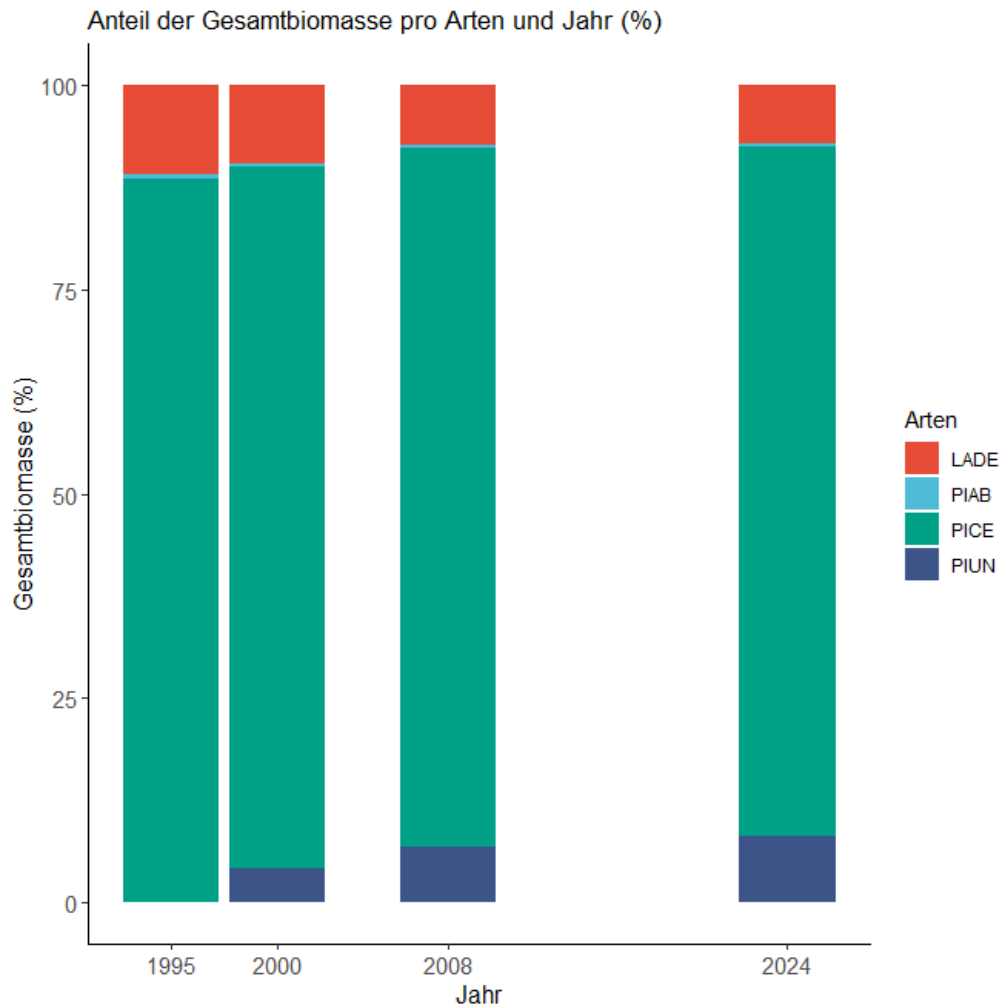


Abbildung 28 Prozentualer Anteil der Gesamtbiomasse (Mg ha^{-1}) -Stamm, Äste, und Nadeln- nach Baumarten über die Inventurjahre, 1995, 2000, 2008, 2024. LADE = *Larix decidua*, PIAB = *Picea abies*, PICE= *Pinus cembra*, PIUN= *Pinus uncinata*

Die Stammbiomasse stellte über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg den größten Anteil an der Gesamtbiomasse dar, gefolgt von der Biomasse der Äste und Nadeln. *Pinus cembra* in der Parzelle DV4 wies zwischen 1995 und 2024 mit einem Anstieg von 32 % die größte relative Zunahme der Stammbiomasse auf. Im Vergleich dazu erhöhte sich der Anteil der Stammbiomasse von *P. abies* in der Parzelle DV6 im selben Zeitraum lediglich um 10 %. In allen Parzellen war ein Rückgang der Astbiomasse zu verzeichnen, wobei der stärkste Rückgang mit 38 % bei *L. decidua* in der Parzelle DV4 auftrat. Alle Parzellen zeigten einen Rückgang der Nadelbiomasse. Den stärksten Rückgang wies jedoch *P. cembra* in der Parzelle DV4 auf, mit einer Abnahme von 22 %. (Abb. 29).

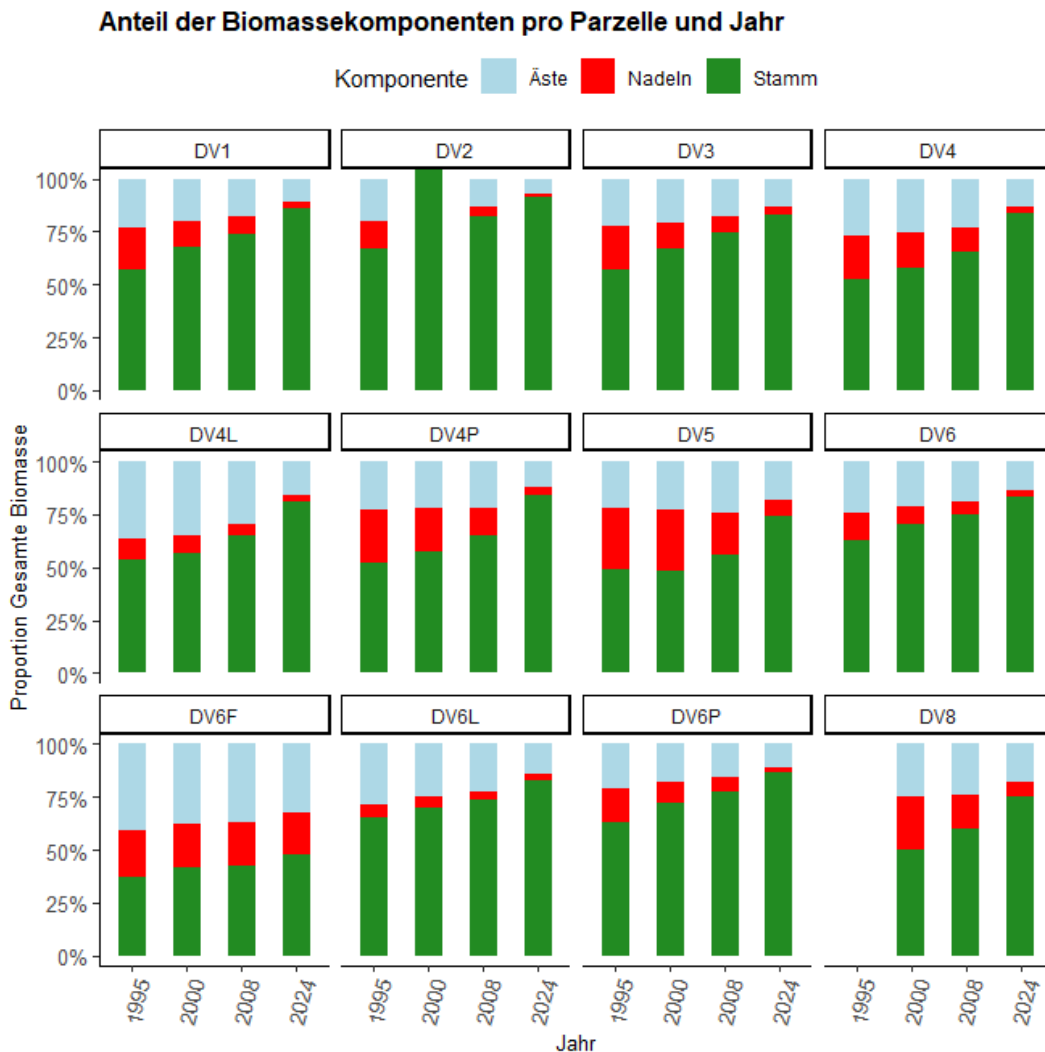


Abbildung 29 Anteil der Stämme, Äste und Nadeln pro Parzelle und Baumart für den Zeitraum der Bestandsentwicklung 1995-2024 (Bestandsalter 25-59). DV4L= Parzelle 4 *Larix decidua*, DV4P= Parzelle DV4 *Pinus cembra*, DV6F = Parzelle DV6 *Picea abies*, DV6L = Parzelle DV6 *Larix decidua*, DV6P = Parzelle DV6 *Pinus cembra*. Anmerkung: Für Parzelle DV2 Jahr 2000 fehlen die Äste und Nadeln Daten.

Zwischen 1995 und 2024 nahm die Stamm-Biomasse in allen Parzellen zu, mit dem größten Anstieg in *P. cembra* in der Parzelle DV2 (168,6 t/ha⁻¹, 234% Anstieg) obwohl die größte Prozent Anstieg mit 670% in *P. cembra* Parzelle 5 beobachtet war (Tab. 12). Dagegen entwickelte sich die Biomasse von Ästen und Nadeln unterschiedlicher. Der größte Anstieg der gesamten Astbiomasse wurde in der Parzelle DV5 beobachtet, wo sie von 10,0 t ha⁻¹ im Jahr 1995 auf 42,3 t ha⁻¹ im Jahr 2024 zunahm. Das geringste Wachstum bzw. ein Rückgang der Astbiomasse wurde in der Parzelle DV4L festgestellt, mit einem Verlust von -3,4 t ha⁻¹ im gleichen Zeitraum wegen der Intensität der Durchforstung. Den größten Anstieg der Nadelbiomasse zwischen 1995 und 2024 verzeichnete die *P. cembra*-Parzelle DV5 mit einem Zuwachs von 4,6 t ha⁻¹. Den stärksten Rückgang zeigte hingegen die *P. cembra*-Parzelle DV1, in der die Nadelbiomasse um 14,4 t ha⁻¹ abnahm (Abb. 30). Nach 60 Jahren Aufforstung wies, die nicht durchforstet Parzelle DV2 mit 263,4 t ha⁻¹ die höchste geschätzte Gesamtbiomasse auf, während *P. abies* in Parzelle DV6 mit 20,2 t ha⁻¹ die geringste Biomasse erreichte. Die stärkste relative Zunahme der Gesamtbiomasse wurde bei *P. cembra* in der hochgelegenen Parzelle DV5 (1900 m) mit einem Anstieg von 406 % zwischen 1995 und 2024 festgestellt – etwa doppelt so viel wie in DV2 (Abb. 31).

Tabelle 12. Mittlere Volumen, Stamm, Aste, Nadel und Gesamtbiomasse pro Parzelle und Arten pro Inventurjahr.

Parzelle	Arten	Jahr	Vol m ³	Stamm t ha ⁻¹	Atm t ha ⁻¹	Ntm t ha ⁻¹	Gesamt t ha ⁻¹
DV1	PICE	1995	97,1	55,0	21,9	19,4	96,3
DV1	PICE	2000	123,7	67,5	20,3	11,8	99,7
DV1	PICE	2008	218,1	97,5	24,0	11,1	132,6
DV1	PICE	2024	463	168,5	21,8	5,0	195,3
DV2	PICE	1995	196,9	72,0	21,4	13,6	107,1
DV2	PICE	2000	295,8	107,0	*	*	*
DV2	PICE	2008	414,5	150,9	24,4	7,8	183,0
DV2	PICE	2024	661,2	240,7	19,1	3,6	263,4
DV3	PICE	1995	105,3	64,1	25,5	22,6	112,2
DV3	PICE	2000	138,8	83,6	26,1	15,4	125,2
DV3	PICE	2008	223	113,7	27,5	11,0	152,2
DV3	PICE	2024	550	200,2	32,3	9,4	241,9
DV4	LADE	1995	20,5	12,8	8,7	2,4	23,9
DV4	LADE	2000	9,7	15,8	9,6	2,3	27,7
DV4	LADE	2008	19,2	12,2	5,5	1,1	18,9
DV4	LADE	2024	60,5	27,5	5,4	1,0	33,8
DV4	PICE	1995	47	33,1	14,5	15,9	63,5
DV4	PICE	2000	89,2	40,3	15,4	14,1	69,8
DV4	PICE	2008	114,1	66,9	22,3	13,1	102,4
DV4	PICE	2024	374,6	154,6	22,9	5,9	183,4
DV5	PICE	1995	41,5	22,5	10,0	13,7	46,2
DV5	PICE	2000	69,7	38,1	17,8	22,5	78,3
DV5	PICE	2008	113,7	62,1	27,3	21,3	110,7
DV5	PICE	2024	228,5	173,3	42,3	18,3	233,9
DV6	PIAB	1995	2,2	1,3	11,8	9,1	22,2
DV6	PIAB	2000	3,5	1,2	11,6	6,3	19,2
DV6	PIAB	2008	5,0	2,2	13,1	5,3	20,6
DV6	PIAB	2024	14,6	5,3	12,1	2,8	20,2
DV6	LADE	1995	25,2	21,7	9,4	2,0	33,1
DV6	LADE	2000	36,3	26,7	9,4	1,9	38,0
DV6	LADE	2008	74,4	35,5	10,9	1,9	48,4
DV6	LADE	2024	127	60,7	10,4	1,8	72,9
DV6	PICE	1995	70	35,8	11,8	9,1	56,8
DV6	PICE	2000	82,8	46,6	11,6	6,3	64,5
DV6	PICE	2008	134,5	64,3	13,1	5,3	82,7
DV6	PICE	2024	189,5	97,1	12,1	2,8	112,0
DV8	PIUN	2000	50,7	18,5	9,2	9,0	36,6
DV8	PIUN	2008	78,8	43,0	17,3	11,7	72,0
DV8	PIUN	2024	291,2	98,9	23,6	8,5	131,0

*Daten fehlen Vol = Volumen, Atm = Äste Trockenmasse, Ntm= Nadel Trockenmasse,
Gesamt = Gesamtbiomasse von Stämmen, Äste, und Nadeln.

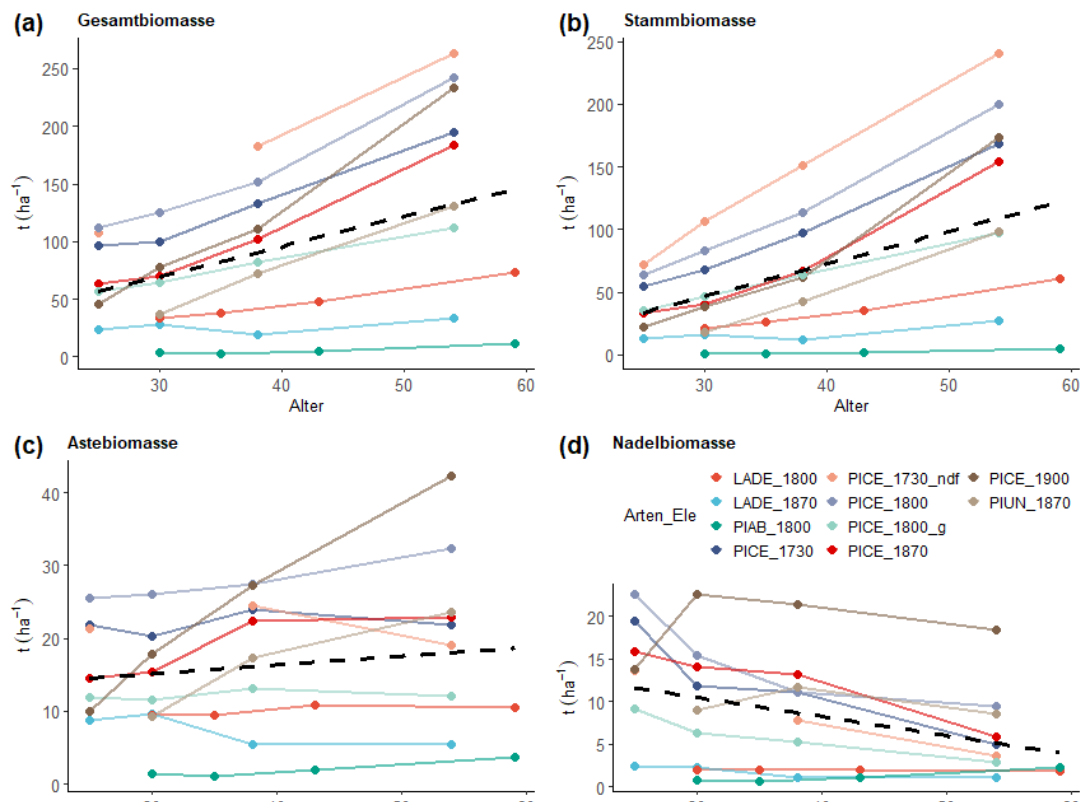


Abbildung 30 Entwicklung der Gesamtbiomasse (a), Stamm-Biomasse (b), Ast-Biomasse (c), Nadel-Biomasse (d) im Verlauf der Bestandsentwicklung nach Baumarten und Höhenlage. Die gestrichelte schwarze Linie zeigt den durchschnittlichen Trend über alle Baumarten und Höhenlage. ndf= Nicht durchforstet, g = Gemischtebestand

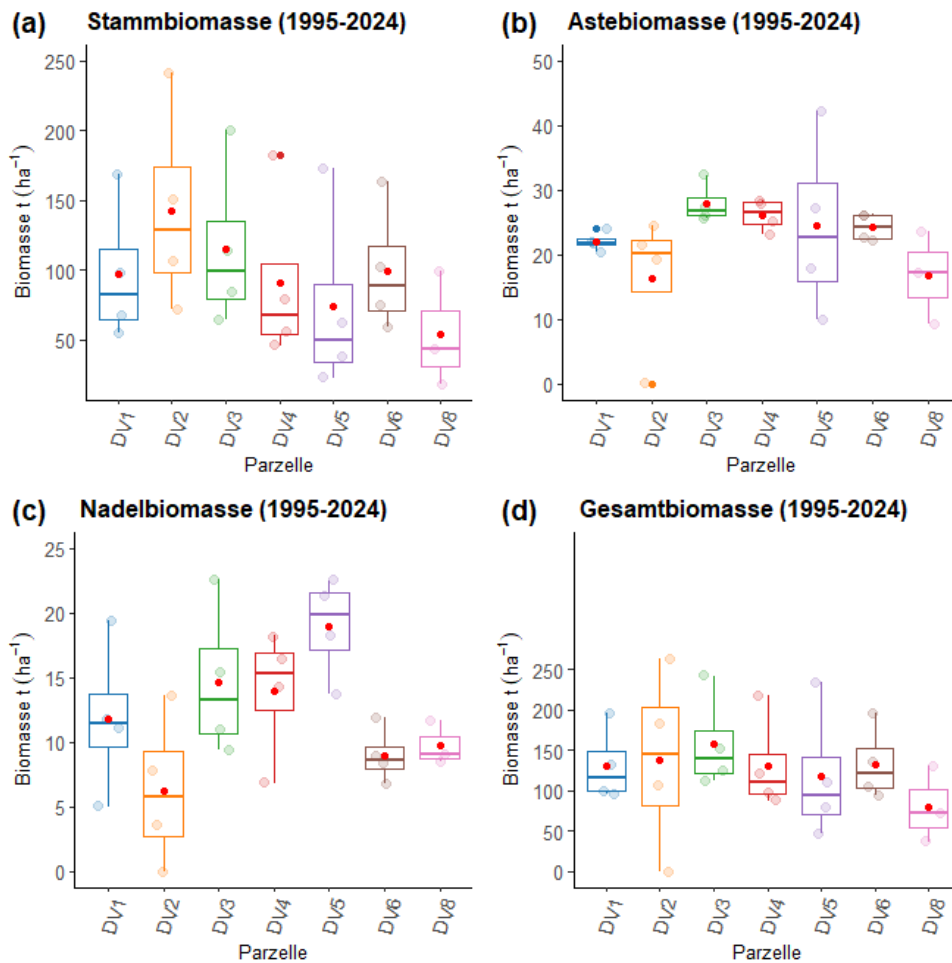


Abbildung 31 Biomassemengen pro Parzelle (DV1, DV2, DV3, DV4, DV5, DV6, DV8) für Stamm, Äste, Nadeln und Gesamtbiomasse (Summe aus Stamm, Äste, Nadeln) für den Bestandsentwicklungszeitraum 1995-2024. In den gemischten Parzellen DV4 und DV6 wurden die Biomassewerte der Arten *Pinus cembra*, *Larix decidua* und *Picea abies* addiert, um einen Gesamtbiomassewert pro Parzelle zu erhalten. Die roten Punkte zeigen den durchschnittlichen Gesamtwert pro Parzelle für den gesamten Entwicklungszeitraum der Bestände. Jeder Punkt steht für die Gesamtbiomasse auf Parzellenebene, die durch Addition der Biomasse aller Probebäume innerhalb einer Parzelle für jedes Inventarjahr (1995, 2000, 2008 und 2024) berechnet wurde.

Der größte jährliche Anstieg der Gesamt-Biomasse im Zeitraum 2000-2008 wurde in *P. cembra* in der Parzelle DV1 mit $3,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ ja}^{-1}$ beobachtet, mittlerweile der größte Rückgang war in DV5 beobachtet von einem jährlichen Vorrat zwischen 1995-2000 von $6,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ ja}^{-1}$ bis $4,0 \text{ t ha}^{-1} \text{ ja}^{-1}$ in Jahren 2000-2008 ein a Rückgang von $-2,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ ja}^{-1}$. Im Zeitraum zwischen den letzten Erhebungen 2008-2024 wurde die größte Biomassevorrat in *P. cembra* in Parzelle DV5 mit $3,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ ja}^{-1}$ berechnet während *P. abies* lediglich einen Anstieg von nur $3,6 \text{ t ha}^{-1}$ verzeichnete, was einem jährlichen Anstieg von nur $0,08 \text{ t}$ pro Jahr entspricht (Abb. 32).

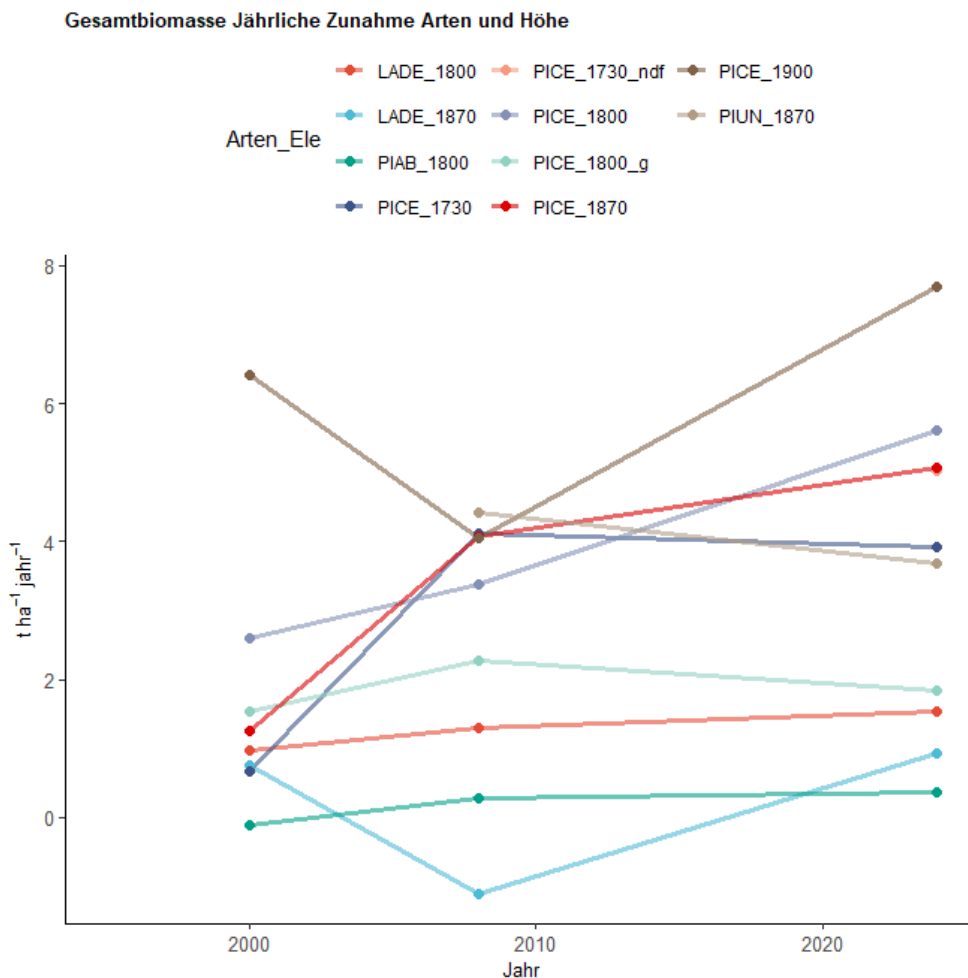


Abbildung 32 Jährlicher Zuwachs der Gesamtbiomasse pro Baumarten und Höhenlage über im Bestandesalter von 30-59 Jahren. Daten für Bestandesalter unter 30 Jahren fehlen. ndf = nicht-durchforstet, g = Gemischtebestand

Diskussion

Die Ergebnisse dieser Studie sind eine Fortsetzung der Arbeiten von Kronfuß (1985, 1997) Kronfuß und Havranek (1999), die sich mit den klimatischen Auswirkungen auf das Höhenwachstum von *P. cembra*, *L. decidua*, *P. abies* und *P. uncinata* in der Hochlagenaufforstung Haggen bis 1995 befassten. Wir haben diese Datengrundlagen erweitert, indem wir die Reaktion des Höhenwachstums auf den Eintritt der Bestände in die nächste Entwicklungsphase sowie die Wachstumstrends wichtiger Schutzwaldattribute (z.B. BHD, HD-Werte) und Kronenparameter (Kronenansatz, Kronenlänge und Kronenbreite) zwischen der anfänglichen Bestandsgründung und den heutigen Bestandsbedingungen (mehr als 50 Jahre nach der Pflanzung) untersucht haben. Die Untersuchungen umfassten zudem Veränderungen von Bestandsstrukturmerkmalen, wie Grundfläche, Stammzahl und QMD.

Bestandsmerkmale

Die Bestandsstruktur wird häufig anhand von Kennzahlen wie der Stammzahl pro ha, der QMD und der Grundfläche bewertet. Die Grundfläche ist ein wichtiges Maß für die Bestandsdichte, die mit dem

Volumen und dem Wachstum korreliert, und wird häufig als Richtschnur für waldbauliche Entscheidungen bei der Bestandsbewirtschaftung verwendet (Zhao et al. 2020). Allgemeine Muster in der Bestandsstruktur, die in der Aufforstungsfläche Haggen beobachtet wurden, zeigten eine Zunahme der Grundfläche und der QMD in allen Parzellen im Laufe der Zeit mit einer Abnahme der Bestandsdichte, wie sie nach der Entfernung von Bäumen durch Durchforstungsmaßnahmen und Baumsterben zu erwarten war. Beim Vergleich aller Parzellen wies die nicht durchforstete Parzelle DV2 sowohl nach den ersten 25 Jahren als auch im Bestandesalter 54 die höchste mittlere Gesamtgrundfläche, wie auch den niedrigsten mittleren QMD-Wert zwischen dem Bestandsalter 30 und 54 auf. Der QMD ist ein Maß für den mittleren Durchmesser der Bäume in einem Bestand in Bezug auf die Querschnittsfläche und verleiht größeren Bäumen in einem Bestand mehr Gewicht (Curtis und Marshall 2000). Der niedrigere QMD-Wert deutet darauf hin, dass eine hohe Stammdichte im Gegensatz zu Bäumen mit größerem Durchmesser zu der großen Menge an Grundfläche beigetragen hat, wobei die Parzelle DV2 im Vergleich zu den durchforsteten Beständen auch die größte mittlere Gesamt-, Lebende- und Totholzdichte aufwies und im Bestandsalter 54 eine Mortalitätsrate von 50 % erreichte. Durchforstete Bestände hingegen wiesen während der gesamten Bestandsentwicklung eine Mortalitätsrate von weniger als einem Prozent auf. Es ist bekannt, dass waldbauliche Maßnahmen wie Durchforstungen die Sterblichkeitsrate verringern, indem sie die Bestandsdichte unter einer bestimmten wettbewerbsbedingten Mortalitätsschwelle halten (Powers et al. 2010).

Einfluss der Höhenlage

Bei der Bewertung des Zusammenhangs zwischen der Höhenlage und den einzelnen Wachstumsparametern haben wir unseren Datensatz so gefiltert, dass nur Parzellen mit reinen, durchforsteten *P. cembra*-Bäumen einbezogen wurden (DV1, 3, 5), um störende Auswirkungen von waldbaulichen Maßnahmen und Mischbaumarten zu reduzieren. Während der Vegetationsperiode (Mai-September) sind ausreichende und häufige Niederschläge in den europäischen Alpen typischerweise ein weniger wachstumsbegrenzender Faktor als die Temperatur, „Wenn die Feuchtigkeit ausreicht, um das Baumwachstum zu ermöglichen, werden die Waldgrenze und die Baumgrenze hauptsächlich durch die Mindesttemperatur während der Vegetationsperiode gesteuert“ (Korner 2012, Vittoz et al. 2008). Wieser et al. (2019) stellten bei ihren Messungen in den Tiroler Alpen fest, dass das Höhenwachstum von *P. cembra* stark mit der mittleren Lufttemperatur der Vegetationsperiode korreliert. Unsere Analyse zeigte, dass bei *P. cembra* die mittlere kumulative Baumhöhe mit zunehmender Höhe im Laufe von mehr als 50 Jahren Bestandsentwicklung abnahm (Tab. 8). Ähnliche Ergebnisse werden von Li und Yang (2004) berichtet, die eine Abnahme des kumulativen Höhenwachstums von *P. cembra* mit zunehmender Höhe ab einem Alter von 16 Jahren feststellten, sowie von Oswald (1963) in natürlich vorkommenden *P. cembra*-Beständen. Dieser Trend ist auch für *L. decidua* in den ersten 40 Jahren der Bestandsentwicklung in Haggen zu beobachten, wobei die Bäume in der Parzelle DV6 in niedrigerer Höhe (1800 m) eine größere mittlere kumulative Höhe aufwiesen als in Parzelle DV4 (1870 m). Die Bäume in Parzelle DV6 waren jedoch fünf Jahre älter als die Bäume in Parzelle DV4. Nach Kronfuß (1985) ist davon auszugehen, dass der Wind das Wachstum in den höher gelegenen Testfläche zusätzlich reduziert. Kronfuß beobachtete zudem von der Ausbildung einer „warmen Hangzone“ in mittlerer Höhenlage (1800 m SH), von Bedingungen, die das Wachstum in dieser Höhenlage zumindest in den ersten Jahrzehnten der Aufforstung deutlich begünstigten. Li und Yang (2004) berichteten, dass der jährliche Höhenzuwachs bei *P. cembra* mit dem Bestandsalter zunimmt und mit zunehmender Höhe abnimmt. Unsere Ergebnisse zeigten, dass dies in den ersten 40 Jahren der Bestandsentwicklung der Fall war, als *P. cembra* in Parzelle DV1 im Vergleich

zu den Parzellen DV3 und DV5 einen größeren jährlichen Höhenzuwachs aufwiesen. Zwischen dem Bestandsalter von 40 und 54 Jahren war in den Parzellen DV1 und DV3 ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen, während die Bäume in der Parzelle DV5 einen deutlichen Anstieg aufwiesen. Das Wachstum des Durchmessers, gemessen als Veränderung des Durchmessers in Brusthöhe zwischen den Erhebungsjahren, nahm in den ersten 40 Jahren der Bestandsentwicklung von *P. cembra* mit zunehmender Höhe ab. Bei der letzten Erhebung (2024) wurden jedoch keine signifikanten Unterschiede im BHD zwischen den Höhenlagen festgestellt. Coomes und Allen (2007) berichteten ebenfalls über eine Verringerung des Durchmesserwachstums mit zunehmender Höhe. Bei kühleren Temperaturen neigen Photosynthate dazu, in nicht-strukturelle Kohlenhydrate integriert zu werden, was das Durchmesserwachstum begrenzen könnte (Wiesauer 2019). Die Klimadaten unseres Standorts zeigen zwischen 1995-2024, dass es in der mittleren Vegetationsperiode in höheren Lagen durchweg kühler war als in niedrigeren Lagen, wenn auch nur um 1°C oder weniger, was darauf hindeutet, dass andere Mechanismen/Faktoren zur Verringerung des Stammumfangs und der Stammhöhe mit zunehmender Höhe beitragen.

Das Verhältnis von Stammhöhe zu BHD ist eine grundlegende Komponente für die Schätzung von Volumen, Biomasse, Bestandsproduktivität sowie für die Bewertung der Bestandsstabilität (Sumida 2015, Sharma et al. 2019, Vanclay, 2004, Vospernik et al. 2010). Kleine HD-Werte sind mit einer größeren Kronenlänge, einer großen Kronenprojektionsfläche und einer höheren Stabilität aufgrund einer niedrigeren Schwerpunktlage des Baumes verbunden (Rottman 1985, Sharma et al. 2016). Hohe HD-Werte stehen für Bäume, die unter beengten Verhältnissen oder in offenen Gebieten mit wenig Konkurrenz wachsen (Sharma et al. 2019). Das Verhältnis von Höhe zu Durchmesser wird häufig verwendet, um die Anfälligkeit eines Baumes für Schäden durch Schnee oder Wind zu beurteilen, und Bäume mit einem hohen HD-Wert sind tendenziell anfälliger für Stammbruch oder Entwurzelung (Urata et al. 2012).

Markart (2000) weist in seiner Arbeit zum Wasserhaushalt der Aufforstung in Haggen darauf hin, dass überbestockte/dichte Bestände (Testfläche DV 2) kurze Kronen mit relativ großen spindeligen Bäumen (hohes H/D-Verhältnis) ausbilden. Kronfuß (1999) ermittelte für die nicht durchforstete Parzelle DV2 im Alter 25 eine Höhe von 4,50 m und ein H/D-Verhältnis von 0,70 bei einem Vorrat von 162 Vfm/ha, als Folge der hohen Stammzahl. Auf der zweimal durchforsteten Vergleichsfläche (DV1) gleichen Alters wies der arithmetische Mittelstamm eine Höhe von 5,30 m, einen H/D-Wert von 0,51 und der Bestand einen Vorrat von 99 Vfm/ha auf.

Die Ergebnisse der Kruskal-Wallis-Tests zeigten, dass die Höhenlage nur einen geringen Einfluss auf die HD-Werte hat, wobei es in den ersten 30 Jahren der Entwicklung keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Höhenstufen gab, die zwischen 49,9 am Standort DV5 (2000) und 56,2 DV3 (2000) lagen. In einer Studie von Woon und O'Hara (2001) wurden Bäume mit einem HD-Wert von 80: oder weniger als stabil eingestuft. Es hat also den Anschein, dass der HD-Wert von *P. cembra* in jeder Höhenlage im Laufe der Bestandsentwicklung stabil blieb. Dieser Befund kann jedoch nicht allein auf die Höhenlage zurückgeführt werden. Schwankungen der HDR werden häufiger mit den Baumabständen in Verbindung gebracht, und Studien über die Abstände verschiedener westlicher nordamerikanischer Nadelbäume haben bestätigt, dass die HD-Verhältnisse mit zunehmendem Abstand zwischen den Bäumen abnehmen (Cochran und Seidl 1999, Oliver 1997). Außerdem üben Konkurrenz und Bestandsdichte einen starken Einfluss auf die HD-Wert aus (Sharma et al. 2019).

Einzelne Baumkronen und Baumkroneneigenschaften haben einen direkten Einfluss auf die Lichtmenge, die in einen Bestand eindringt, von den Bäumen absorbiert wird und das Wachstum

steuert (Binkley et al. 2013). Uns interessierte, ob die Kronenparameter (Kronenansatz, Kronenlänge und Kronenbreite) mit der Höhenlage variieren. Wir stellten fest, dass die Kronenansatz zwischen der Parzelle mit der niedrigsten Höhe DV1 und der Parzelle mit der höchsten Höhe DV5 signifikant abnahm, jedoch nicht zwischen den Parzellen DV1 und DV3 im Laufe der Bestandsentwicklung (Abb. 22). Diese Erkenntnis spiegelt die Ergebnisse der Baumhöhen wider. Mit zunehmender Baumhöhe nimmt die Kronenansatz aufgrund der natürlichen Astreinigung im unteren Teil der Krone, die nicht mehr photosynthetisch aktiv sind, zu (Sumida et al. 2013). Unsere Daten zeigen, dass die mittlere Kronenlänge in den ersten 30 Jahren der Bestandsentwicklung ebenfalls mit der Höhenlage abnimmt mit Ausnahme der *P. cembra*-Bäume in 1870 m Höhe, bei denen eine um 13 % längere mittlere Kronenlänge im Vergleich zu Bäumen in 1800 m Höhe festgestellt wurde.

Danach wiesen die Bäume in der Parzelle DV3 im Vergleich zu den Bäumen in den Parzellen DV1 und DV5 deutlich längere Kronenlängen auf. Auch die Kronenbreite nahm in den ersten 30 Jahren der Bestandsentwicklung mit der Höhenlage ab und nahm danach in der Parzelle DV5 im Vergleich zu den niedrigen gelegenen Parzellen leicht zu. Die Ergebnisse der Vergleiche von Wachstumsparametern über einen Höhengradienten hinweg bestätigten unsere Hypothese, dass Bäume in höheren Lagen ein geringeres Wachstum aufweisen würden, basierend auf den Wachstumsparametern, die während der anfänglichen Bestandsetablierungsperiode (25 Jahre) gemessen wurden, und dass sich dieser Trend bis zum Alter von etwa 40 Jahren fortsetzen würde. Danach waren die Unterschiede bei den Wachstumsparametern nicht mehr signifikant, und in einigen Fällen, z. B. bei der Kronenbreite, wurde festgestellt, dass sie am obersten Standort DV5 am größten war.

Auswirkungen der Durchforstungen

Die Durchforstung ist eine integrale Bewirtschaftungsmaßnahme, die darauf abzielt, die Stammdichte zu verringern und gleichzeitig die Wachstumsbedingungen für die verbleibenden Bäume zu verbessern, die Gesundheit des Waldes zu fördern, die künftige Mortalität zu verringern und gleichzeitig die Holzqualität für den wirtschaftlichen Ertrag zu optimieren (Puettman et al. 2009, Söderberg und Ledermann 2003). Bei der Aufforstung in Haggen wurden Jungpflanzen oft in extrem hoher Dichte gepflanzt (> 10000 Bäume ha^{-1}), um die zu erwartende Sterblichkeit auszugleichen und eine angemessene Rekrutierungsrate zu gewährleisten (Smith et al. 1996). In der Aufforstung Haggen lag die Pflanzdichte anfangs bei bis zu 18000 Bäumen ha^{-1} , im Alter von 25-30 Jahren betrug die Anzahl der Individuen zwischen 3000 und 5830 Bäumen ha^{-1} (Markart et al. 2002). In diesem Alter ermittelte Markart (2000) in der nicht durchforsteten Fläche DV2 immer noch ca. 12.700 Individuen. Aufgrund der Lage an einem Sonnhang erwartete Professor Aulitzky (Neuner 2000 - mündliche Mitteilung) sehr hohe Ausfälle, an diesem steilen, südexponierten Hang aufgrund von Austrocknung und sehr hohen Temperaturen an der Bodenoberfläche, wie sie z.B. von Aulitzky (1961) in Waldgrenzbeständen bei Poschach bei Obergurgl gemessen wurden. Daher wurde die Aufforstung im ältesten Teil mit sehr hohen Stammzahlen (18.000 Individuen ha^{-1} und mehr) begründet. Diese Befürchtungen waren jedoch unbegründet. Wie spätere Messungen von Kronfuß (1998) zeigen, war in Haggen im Schnitt jeder dritte Tag ein Regentag. Bei Boden-Matrix-Potenzial-Messungen in den Vegetationsperiode 1990-1994 mittels Tensiometern beobachtete Markart (2000) nur eine längere Trockenphase im Juli 1990 mit einer Dauer von ca. 3 Wochen, in den Folge-Jahren waren niederschlagsfreie Perioden deutlich kürzer. Die Aufforstung in hohen Lagen ist ein langsamer Prozess, der wiederholte Behandlungen erfordert (Pitterele 1985). Schutzwälder können ihre Schutzfunktion nur erfüllen, wenn sie aktiv bewirtschaftet werden, da sie sonst Gefahr laufen, überaltert und instabil zu werden (Dorren et al. 2004). In der

Literatur ist gut belegt, dass Durchforstungsmaßnahmen zu einem verstärkten Wachstum der verbleibenden Bäume führen, da sie die Konkurrenz um Licht, Nährstoffe, Wasser und andere Ressourcen verringern. Die Ergebnisse unserer Analyse zeigen, dass die *P. cembra*-Bäume in der nicht durchforsteten Parzelle (DV2) in ihrer gesamten Bestandesentwicklung ein geringeres Wachstum aufweisen als die *P. cembra*-Bäume in der durchforsteten Parzelle (DV1). Insbesondere die Baumhöhe und der BHD waren in der durchforsteten gegenüber der nicht durchforsteten Parzelle nach jedem Erhebungszeitraum signifikant größer ($p = <0,001$) (Abb. 22). Auch das Verhältnis von Höhe zu Durchmesser (HD-Wert) war in der nicht durchforsteten Parzelle (DV2) signifikant höher ($p = <0,001$) als in der durchforsteten Parzelle (DV1) im Laufe der Bestandsentwicklung. Erhöhte Konkurrenz reduziert tendenziell das Durchmesserwachstum stärker als das Höhenwachstum, was zu höheren HD-Werten führt (Woon und O'Hara 2001). Die Bestandesdichte ist ein wichtiger Faktor, der die Kronenstruktur steuert, da eine höhere Dichte mit einer stärkeren Konkurrenz um Licht einhergeht (Long und Smith 1984, Li et al. 2022). Mit zunehmender Dichte verringert sich der Wuchsraum für einzelne Bäume, wodurch der Raum für die Kronenentwicklung eingeschränkt wird (Li et al. 2022). Unsere Analyse zeigt, dass die Kronenbreite bei den Bäumen in den durchforsteten gegenüber den nicht durchforsteten Parzellen größer war, da in den durchforsteten Parzellen mehr Platz je Einzelbaum für die Kronenentwicklung zur Verfügung stand. Auch die Kronenlänge war in durchforsteten Beständen länger als in nicht durchforsteten. In dichten Beständen ist die Kronenlänge oft reduziert, während die Durchforstung eher zu einer Verteilung des Laubes über die Länge des Stammes führt als zu einer Konzentration im oberen Teil des Baumstammes (Assmann 1970, Forrester et al. 2012). Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass die Durchforstung am Standort Haggen einen positiven Einfluss auf das Wachstum in Bezug auf die Höhe, den Stammumfang und die Kronenmerkmale hatte und die Sterblichkeit im Vergleich zur nicht durchforsteten Fläche deutlich reduzierte. Der zusätzliche Wachstumsraum, der durch einen größeren Anfangsabstand oder eine Durchforstung geschaffen wird, ermöglicht es den verbleibenden Bäumen, ein schnelles Durchmesserwachstum beizubehalten, was ihre Anfälligkeit für Schneeschäden verringern kann, wenn der Wind keine Rolle spielt (Cremer et al. 1983).

Baumartenzusammensetzung

Die Parzelle DV6 war die einzige Parzelle in der Studie, die drei Arten - *P. cembra*, *L. decidua* und *P. abies* - enthielt, um die Wachstumsparameter auf derselben Höhe und unter derselben waldbaulichen Durchforstungsbehandlung zu vergleichen. Während des gesamten Entwicklungszeitraums des Bestandes wies *L. decidua* im Vergleich zu *P. cembra* und *P. abies* eine signifikant größere mittlere Stammhöhe auf. Sowohl *L. decidua* als auch *P. cembra* wiesen im Vergleich zu *P. abies* nach jeder Erhebung eine signifikant größere mittlere Stammhöhe auf, in keinem Bestandsalter wurden signifikante Unterschiede in der Stammhöhe zwischen *L. decidua* und *P. cembra* festgestellt. Über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg wies *L. decidua* in Relation zu allen anderen Baumarten das größte Wachstum in Bezug auf Höhe, Kronenansatz, Kronenlänge und Kronenbreite auf, während *P. abies* durchwegs das geringste Wachstum aufwies. In einer Studie in den Bergen der Tschechischen Republik (Zeidler et al. 2022) wurde ebenfalls festgestellt, dass *L. decidua* im Vergleich zu *P. abies* sowohl in älteren Wäldern als auch in aufgeforsteten Gebieten, die früher landwirtschaftlich genutzt wurden, in Bezug auf Stammhöhe, BHD und Volumen deutlich stärker wächst. *Pinus cembra* und *L. decidua* sind im Vergleich zu *P. abies* wesentlich schattenintoleranter. *Larix decidua* wachsen schneller als andere Nadelbaumarten, indem sie eine Pionierstrategie anwenden, um die günstigen Lichtverhältnisse eines offenen Kronendachs zu nutzen und so ihr Wachstum zu fördern, während sie

aufgrund ihres schnellen Wachstums auch wirtschaftlich wichtig sind (Cukor et al. 2020, Ritsch et al. 2003). Durchforstungsmaßnahmen, bei denen die Lücken im Kronendach erhalten bleiben und der Kronenschluss verringert wird, verschaffen *L. decidua* und *P. cembra* einen Vorteil gegenüber der Schatten toleranteren *P. abies*. Die 1963-1965 aufgeforsteten *P. abies*-Pflanzen stammten nach Hensler (1972) aus einer Höhenlage um ca. 1300 m SH, das schränkt die Eignung für Haggen (Aufforstung liegt über 1700 m SH) zwangsläufig ein. Ein weiterer maßgeblicher Grund für den geringeren Höhen- und Durchmesserzuwachs bei *P. abies* ist der Pflanzchock unmittelbar nach der Verpflanzung. Die Pflanzen blieben ca. 6-8 Jahre nahezu "stehen", beginnen dann zu wachsen und erreichen erst in den Folgejahren allmählich eine *L. decidua* und vergleichbare Wuchsleistung.

Lessons learned für die Praxis

- Standortsgerechte Provenienzen / Standortstauglichkeit: Die erste, 1963 in Haggen angelegte Fläche wurde mit *L. decidua* und *P. abies* aufgeforstet, *P. cembra* stand nicht zur Verfügung. Bei der *L. decidua* handelte es sich um Tieflage-Provenienzen aus der Steiermark. Dies äußerte sich in späteren Jahren durch eine vermehrte Anfälligkeit für Lärchen-Krebs, schlechte Wuchsform und starken Wollaus-Befall (letzteres insbesondere bei höherer Stammzahlhaltung. Bei *P. abies* wurden Pflanzen aus ca. 1300 m SH verwendet, diese zeigten verzögertes Anwachsen und langsamem Wuchsfortschritt bis ca. Alter 20 Jahre. Dabei fanden anfangs Pflanzen Pflanzmaterial aus dem Langtaufener Tal in Südtirol Verwendung (Hochlagen-Provenienz). Wohl auch aufgrund der geringen räumlichen Distanz zum Herkunftsort und vergleichbarer Höhenlage zeigt *P. cembra* sehr gute Wuchsleistungen. *P. uncinata*, deren östliche Verbreitungsgrenze in den Ostalpen die Linie Ofenpass (Engadin / Schweiz) - Fernpass in Tirol darstellt, es gibt noch Relikten in den Salzburger Kalkalpen (Mayer 1976), zeigte in Haggen ein sehr gutes Wuchsverhalten in jungen Jahren, reagiert aber bei Dichtstand aufgrund des feuchteren Mikroklimas mit Pilzbefall und Wachstumsverlusten. Ab dem Alter 45-50 Jahre zeigte *P. uncinata* in der Testfläche DV8 deutliche Wuchsverluste – wohl auch aufgrund des Dichtstandes. Die Bäume blieben quasi "stehen". Bei einer Exkursion des Tiroler Forstvereins im September 2023 zur Fläche DV8 wurde daher die Verwendung von *P. uncinata* für Hochlagenaufforstungen außerhalb ihres angestammten Bereiches kritisch gesehen, da sie Dichtstand nur schwer verträgt und einigen Pflegaufwand verlangt (häufige und rechtzeitige Eingriffe).
- Baumarten Entwicklungstendenzen: Während der anfänglichen Bestandsgründung und vor dem Beginn des Kronenschlusses begünstigte die offene Kronenposition des Bestandes das Höhen- und BHD-Wachstum der schattenintoleranten Art *L. decidua* im Vergleich zu der schattentoleranteren *P. abies*. *Larix decidua* wies während der gesamten Bestandsentwicklung bei allen Wachstumsparametern das höchste Wachstum auf, einschließlich größerer Kronenstrukturen. Das Wachstum von *P. cembra* in Bezug auf Höhe, BHD und Kronenparameter war im Vergleich zu *L. decidua* etwas geringer, aber im Vergleich zu *P. abies* und *P. uncinata* deutlich größer. Im Hinblick auf die Etablierung eines Bestandes für Schutzmaßnahmen wären diese beiden Arten geeignet, wenn die Zeit bis zur Etablierung ein kritischer Faktor ist. Darüber hinaus sind diese beiden Arten im Vergleich zu *P. abies* weniger anfällig für Windschäden und Insektenbefall.
- Bei Begründung mit sehr hohen Stammzahlen (wie bereits angeführt im ältesten Teil der Aufforstung Haggen mit teils über 18.000 Individuen ha⁻¹), ist bei ausgeglichener Wasserversorgung nicht notwendig. Wenn also wie im Zeitraum der Intensiv-Beobachtungen

in Haggen (1975-1995) ausreichend Niederschlag in Abstand in mehrtägigen Abständen gegeben ist (siehe Kronfuß 1997), stellt die Begründung mit hohen Stammzahlen nur eine Mehrfachbelastung in monetärer Hinsicht und infolge des erhöhten Betreuungsaufwandes dar. Bei Aufforstung mit lediglich 6000 *Pinus cembra* würde nach 20 Jahren Kronenschluss erreicht, in Haggen musste die WLV außerhalb der Testflächen des BFW im Alter 20 Jahre (1983) bereits die erste Durchforstung durchführen. Zwei weitere Eingriffe erfolgten in den Jahren 1989 und 1997. Nach Mundt (1999 - mündliche Mitteilung) mussten allein beim dritten Eingriff im Jahr 1997 im alten Teil der Aufforstung die WLV 50 bis 70% des stehenden Bestandes entnehmen. Je nach Eingriffsstärke, Struktur und Bestandesdichte entstanden bereits damals (1997) Durchforstkosten von ATS 70.000 (5.110 €) bis ATS 170.000 (12.410 €) ha⁻¹ (Mundt 1999 - mündliche Mitteilung, in Markart 2000). Nach Markart (2000) hätten in Haggen beim gegebenen standörtlichen Wuchspotential (vgl. Kronfuß 1985, Neuwinger 1972) mit Pflanzzahlen zwischen 5.000 und 6.000/ha zumindest zwei Durchforstungseingriffe eingespart werden können. Zudem wäre die Dickungspflege in lichter Beständen leichter und aufgrund der geringeren Individuenzahl kostengünstiger durchzuführen. Aktuell werden vom Tiroler Landesforstdienst Aufforstungen i.d.R. mit maximal 2500 Individuen ha begründet, da es leichter und kostengünstiger ist bei Ausfällen nachzubessern als später in vermehrte und kostenintensive Durchforstungsmaßnahmen zu investieren.

- Testfläche Durchforstung Maßnahme: Innerhalb der Parzellen wurde eine Reihe von Durchforstungsmaßnahmen durchgeführt, beginnend im Jahr 1983, gefolgt von Durchforstungen in den Jahren 1995, 2000 und 2008. Es folgte ein sechzehnjähriger Zeitraum ohne Eingriffe bis zur letzten Durchforstung im Jahr 2024 (Bestandsalter 54|59). Nach der ersten Durchforstung im Jahr 1983 schwankte die Bestandsdichte zwischen 3000 (DV6) und 5800 (DV3) Individuen pro ha⁻¹. Nachfolgende Durchforstungen in den Jahren 2000 und 2008 trugen dazu bei, die Bestandsdichte auf unter 2000 Individuen pro Hektar zu senken, allerdings nicht in allen Parzellen. Dies gilt insbesondere für die Parzellen DV3, 5 und 8, wo die Dichte der lebenden Bäume über 2000 ha⁻¹ blieb. Im Zeitraum 2008-2024 nahm die lebende Grundfläche um 69 % (Parzelle DV3) und 106 % (Parzelle DV8) zu, was auf eine Verringerung des Wachstumsraums für die verbleibenden Bäume hindeutet. Eine rechtzeitige Durchforstung in den dazwischen liegenden Jahren hätte dazu beigetragen, den Wuchsraum zu vergrößern und gleichzeitig den Kronenschluss zu verringern.
- Auch aus hydrologischer Sicht (im Hinblick auf die Hochwasser-Prävention) ist die Begründung von Hochlagenaufforstungen mit sehr hohen Stammzahlen mit Ausnahme von Trockenstandorten nicht notwendig. In Haggen wurden in fünf aufeinander folgenden Vegetationsperioden (1990-1994) kaum Wasserspannungen > 1000 hPa gemessen, da bedeutet ein immer noch ausreichendes Wasserangebot im Mittelporenbereich, den Poren, aus denen die Pflanzen das Wasser entnehmen (Markart 2000). Im angeführten Zeitraum waren keine Ausfälle aufgrund Wassermangels zu beobachten. Bei Begründung mit geringeren Stammzahlen erfolgt der Bestandesschluss nur wenige Jahre später. Durch Voll- bzw. Überbestockung lassen sich die Nadelmasse und damit die Kronenspeicherkapazität nur in geringem Maße steigern (6,2 mm bei Überbestockung gegenüber 5,4 mm pro N-Ereignis in den Testflächen von Markart (2000) in Haggen).
- Im nicht durforstet Bestand DV2 liegt der HD-Wert nach 55 Jahre Wachstum im Mittel bei 78, die annähernd gleich alten durchforsteten Bestände weisen HD-Werte von 46 bis 66 auf, also deutlich niedriger. Daher sind rechtzeitig und mehrfach durchforstete Bestände stabiler bei

Nassschnee und Windeinfluss. Feldbeobachtungen in Haggen zeigen, dass vor allem die *P. cembra* bei Dichstand vermehrt Wipfelbrüche aufweist.

- Die Bedeutung des Einflusses der Höhenlage auf den Höhen- und BHD-Verlauf zwischen dem niedriger gelegenen Parzelle DV1 1730 m und dem höher gelegenen Parzelle 1900 m war bei *P. cembra* in den ersten 15-25 Jahren der Bestandsentwicklung am stärksten ausgeprägt. In diesem Zeitraum ging der kumulative Höhenzuwachs in den ersten 15 Jahren nach der Etablierung allmählich von 100 % auf 1730 m auf 94 % auf 1800 m und auf 89 % auf 1870 m zurück, wobei der Rückgang auf 1900 m mit 62 % noch dramatischer ausfiel, was auf die höheren Windgeschwindigkeiten im offenen Wald auf der höchsten Höhe zurückgeführt wurde (Kronfuss und Havranek 1999). Nach der Parzelle auf 1900 m erreichte einen Kronenschluss (~ Bestandsalter von 20) zeigte ein deutlich jährliches Wachstum die beobachtet wurde. Sobald die Parzelle die Bestandsgrenze bei 1900 m (~ Bestandsalter 20) erreicht hatte, wurde ein deutlicher Anstieg des jährlichen Wachstums beobachtet. Der Unterschied in der mittleren Baumhöhe zwischen die Parzelle DV1 (1730 m) und die Parzelle DV5 (1900 m) im Bestandsalter 25 betrug 2 m. Im Bestandsalter 55 (2024) verringerte sich der Höhenunterschied auf nur 1 m. Der Brusthöhendurchmesser war mit einem mittleren Höhenunterschied von nur vier cm im Bestandsalter 25 weniger betroffen, und im Bestandsalter 55 lag der mittlere BHD in allen Höhenlagen zwischen 20-21 cm. Der deutliche Anstieg der Durchschnittstemperatur während der Vegetationsperiode (Mai-September) in den letzten 25 Jahren begünstigt das Wachstum in allen Höhenlagen, auch am höchstgelegenen Standort auf 1900 m. Die natürliche Verjüngung von *L. decidua* oberhalb des Versuchsstandorts deutet darauf hin, dass die bisher auf 1900 m festgelegte Aufforstungsgrenze bei künftigen Aufforstungsmaßnahmen in der oberen subalpinen Zone angehoben werden kann.
- Baumkronen-Struktur: Die hohe anfängliche Pflanzdichte und die anhaltende Überfüllung infolge unzureichender Durchforstung oder der Zeit, die ohne Durchforstungsmaßnahmen verging, wirkten sich auf die Baumkronenstruktur aus. Bei der letzten Erhebung 2024 lag der Prozentsatz der Bäume mit Zwieseln in jeder Parzelle zwischen 38 und 82 %. Dies kann sich auf das zukünftige Wachstum und den wirtschaftlichen Wert der Bäume auswirken. Im Zusammenhang mit Schutzwäldern sollte der durch intensive Durchforstung erzielte Abstand zur Förderung eines besseren Wachstums mit dem angestrebten Kronenschluss in Einklang gebracht werden, der nach den europäischen Leitlinien für die Schutzwaldbewirtschaftung zwischen 30 und 70 % liegen sollte, um den Lawinenschutz zu gewährleisten (Perzl et al. 2001).

Fazit

Zu Beginn dieser Studie war man skeptisch, ob die Keimlinge den Bedingungen an einem hohen, nach Süden ausgerichteten Hang, der seit Jahrhunderten stark beweidet wurde, standhalten würden (Kronfuss 1997). Mehr als fünfzig Jahre nach der Wiederaufforstung ist eine der wichtigsten Erkenntnisse, dass diese Keimlinge nicht nur überlebt haben, sondern zu Beständen herangewachsen sind, die für die Gemeinde Haggen eine Schutzfunktion gegen Lawinen haben. Die regelmäßige Überwachung über diesen Zeitraum hat einen einzigartigen Datensatz geliefert, mit dem festgestellt werden kann, wie Faktoren wie Höhenlage, Durchforstungsmaßnahmen und Artenzusammensetzung wichtige Schutzwaldattribute wie Baumhöhe, BHD und Kronenparameter im Laufe der

Bestandsentwicklung in einem der am längsten kontinuierlich überwachten und gemessenen Aufforstungsgebiete in den Österreichischen Alpen beeinflussen.

Die Erhaltung subalpiner Wälder und die Aufforstung bis zur potenziellen Baumgrenze waren und sind obligatorisch, um neue subalpine Schutzwälder zu schaffen und die Lawinenbildung zu verhindern (Holtmeier und Broll 2018). Für die Entwicklung geeigneter Bewirtschaftungspläne ist es wichtig zu verstehen, wie sich verschiedene waldbauliche Maßnahmen auf das Baumwachstum in unterschiedlichen Höhenlagen auswirken. Unsere Ergebnisse zeigen, dass die nicht durchforstete Parzelle DV2 im Vergleich zu den durchforsteten Parzellen die größte Grundfläche und die höchste Stammdichte während des gesamten Entwicklungszeitraums des Bestandes aufwies. Allerdings wies die Parzelle DV2 auch den niedrigsten durchschnittlichen QMD-Wert über den gesamten Untersuchungszeitraum auf, was darauf hindeutet, dass eher eine höhere Dichte als eine Ansammlung von Bäumen mit großem Durchmesser den größten Teil des Wuchsrums einnahm. Die Ergebnisse unserer Studie weisen darauf hin, dass die Durchforstungsmaßnahmen hatten, positiv Auswirkungen auf die Wachstumsparameter (Baumhöhe, BHD, Kronenlänge, und Kronenbreite), die in Bestand DV1 im Vergleich zu Bestand DV2 nach den ersten 25 Jahre und nach 55 Jahren Entwicklungszeit deutlich größere waren. Darüber hinaus lag die Mortalitätsrate in allen durchforsteten Beständen während der gesamten Wuchsperioden bei $< 1\%$ während in den nicht durchforstet Bestand mit 50% bei Bestandsalter 50.

Auch die Höhenlage hat einen Einfluss auf das Wachstum. In den ersten 40 Jahren der Bestandsentwicklung wurden bei *P. cembra* in der niedrigeren Höhenlage DV1 ein größeres kumulatives Höhenwachstum, ein höherer BHD eine größere Kronenansatz, längere Kronenlängen und breitere Kronen beobachtet als bei *P. cembra* in der höheren Höhenlage DV5 1900 m. Nur der BHD und die Kronenbreite waren im Bestandsalter von 40-50 Jahren an allen Standorten ähnlich, während *P. cembra* in den niedrigeren Lagen weiterhin größere gemessene Wachstumsmerkmale aufwies.

Was die Artenzusammensetzung im Verlauf der Bestandsentwicklung betrifft, so zeigte *L. decidua* das größte Wachstum aller Arten in Bezug auf Höhe, BHD und Kronenmerkmale, gefolgt von *P. cembra*. Sowohl bei *P. uncinata* als auch bei *P. abies* wurde bei allen Wachstumsparametern ein deutlich geringeres und begrenztes Wachstum festgestellt. Die Bewertung des Wachstums von *P. cembra* und *L. decidua* ist wichtig, da diese beiden Arten bei Aufforstungsbemühungen zur Erhöhung der Widerstandsfähigkeit von Fichtenmischbeständen als Ergänzung zu *P. abies*, einer Kernbaumart der hochmontanen Zone, die zunehmend anfällig für Windwurf, Insektenbefall und Trockenheit ist, an Bedeutung gewinnen (Budeanu et al. 2024, Obojes et al. 2018).

Dank

Die vorliegende Arbeit baut auf zweieinhalb Jahrzehnten intensiver Arbeit unseres leider viel zu früh verstorbenen Kollegen Dipl.-Ing. Herbert Kronfuß auf. Er hat mit seinem Einsatz die Grundlagen für die weiterführenden Arbeiten im Rahmen des vorliegenden Projektes geschaffen – die einzige biometrische Dokumentation einer Hochlagenaufforstung in Österreich über einen Zeitraum von 60 Jahren.

Wir bedanken uns bei DI Gebhard Walter, Leiter der Sektion Tirol der Wildbach- und Lawinenverbauung (WLV), und DI Josef Plank, Leiter der Gebietsbauleitung Mittleres Inntal der WLV für die Genehmigung der Durchführung und die Unterstützung bei den Geländearbeiten im

Aufforstungsgebiet Haggen. Besonderer Dank geht an Fabian Bucher Mitarbeiter der Gebietsbauleitung mittleres Inntal für seinen unermüdlichen Einsatz bei der Durchforstung der Testflächen im August 2024.

Literaturverzeichnis: AP7

Adamec Z, Drápela K (2015) Generalized additive models as an alternative approach

to the modelling of the tree height-diameter relationship. *For. Sci.* 61(6): 235-243. doi: 10.17221/14/2015-JFS

Altman DG (2009) Parametric v. non-parametric methods for data analysis. *BMJ.* 338. <https://doi.org/10.1136/bmj.a3167>.

Anselmetto N, Weissburg P, Garbarino M (2024) Global change in the European Alps: A century of post-abandonment natural reforestation at the landscape scale. *Landscape Urban Plan* 243. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2023.104973>

Assmann E (1970) *The Principles of Forest Yield Studies*. Pergamon Press, Oxford, 506 pp.

Aulitzky H (1961) Die Bodentemperaturen in der Kampfzone oberhalb der Waldgrenze und im subalpinen Lärchen-Zirben-Wald. In: *Ökologische Untersuchungen in der subalpinen Stufe - Teil 1, Mitteilungen der Forstlichen BundesVersuchsanstalt* 59: 153-208.

Binkley D, Campoe OC, Gspaltl M, Forrester DI (2013) Light absorption and use efficiency in forests: why patterns differ for trees and stands. *For. Ecol. Manage.* 288:5-13. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.002>

Budeanu M, Poescu F, Besliu E, Apostol EN (2024) Adaptability of Swiss stone pine (*Pinus cembra*) in two different environmental conditions of Romanian Carpathians. *Appl. Sci.* 14(16), 7428. <https://doi.org/10.3390/app14167428>.

Cochran PH, Seidl KW (1999) Growth and yield of western larch under controlled levels of stocking in the Blue Mountains of Oregon. *USDA For. Serv. PNW-RP-517*. 35 p.

Coomes DA, Allen RB (2007) Effects of size, competition and altitude on tree growth. *J. Ecol.* 95(5):1084-1097.

Cremer KW, Carter PR, Minko G (1983). Snow damage in Australian pine plantations. *Aust. For.* 46(1):53-66. doi:10.1080/00049158.1983.106.

Cukor J, Zeidler A, Vacek Z, Vacek S, Šimunek V, Gallo J (2020) Comparison of growth and wood quality of Norway spruce and European larch: effect of previous land use. *Eur. J. For. Res.* 139. 459-472. doi.org/10.1007/s10342-020-01259-7.

Curtis RO, Marshall DD (2000) Why quadratic mean diameter? *West. J. Appl. For.* 15(3):137-139.

Dorren LKA, Berger F, Imeson A, Maier B, Rey F (2004) Integrity, stability and management of protection forests in the European Alps. *For. Ecol. Manage.* 195(1-2): 165-176. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.057>

Forrester DI, Collopy JJ, Beadle CL, Baker TG (2012) Interactive effects of simultaneously applied thinning, pruning and fertiliser application treatments on growth, biomass production and crown architecture in a young *Eucalyptus nitens* plantation. *For. Ecol. Manage.* 267:104-116. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.039>

Göbl F, Ladurner H (2000) Mykorrhizen und Pilze der Hochlagenaufforstung Haggen. *Forstlichen Bundesversuchsanstalt: Wien, Österreich*.

<https://bfw.ac.at/publ/neu/mitteilungen173/kapitel1-3.pdf>

Hager H (1999 - schriftliche Mitteilung) Anmerkungen zur Genese von Podsolon. Institut für Waldökologie, Universität für Bodenkultur, 1190 Wien.

Hartman H (1992) Terrestrisch- Ökologische Wiederholungsuntersuchung in einer Hochlagenaufforstung zur Wiederbesiedlung durch Insekten nach 15 Jahren bei Haggen im Sellraintal (Tirol). Diplomarbeit aus Zoologie, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck.

Hensler W (1972) Erfahrungen bei der Hochlagenaufforstung Haggen; Mittl. Forstl.

Bundesversuchsanstalt Wien, 96. Heft, 209-219.

Holtmeier FK, Broll B (2019) Treeline research-From the roots of the past to present time. A Review. *Forests* 11(1):38. <https://doi.org/10.3390/f11010038>

Hug M (1991) Vergleichende Untersuchungen an Fluginsekten mit Malaise-Fallen in drei verschiedenen Höhenlagen (Thaur – Rinn – Haggen) in Nordtirol. Diplomarbeit aus Zoologie, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck.

Kilian W, Müller F, Starlinger F (1994) Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs-Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien, Österreich

Körner C (2012) Alpine Treelines: Functional ecology of the global high elevation tree limits. Springer, Basel, Switzerland, 220.

Krajci P, Kirnbauer R, Parajka P, Schöber J, Blöschl G (2017) The Kühtai data set: 25 years of lysimetric, snow pillow, and meteorological measurements. *Wat. Resour. Res.* 53(6):5158-5165. <https://doi.org/10.1002/2017WR020445>.

Kronfuß H (1985) Die Zuwachsleistung einer Hochlagenaufforstung mit Zirbe (*Pinus cembra* L.) auf einem Südhang in Abhängigkeit von der Seehöhe; IUFRO Meeting and Study Tour – Mountain Forests, Snow and Avalanches; September 16-21, Switzerland, Italy, Austria, 47-71.

Kronfuß H (1995) Height growth in cembran pine as a factor of air temperature. In: Proceedings-International workshop on subalpine stone pines and their environment: the status of our knowledge.US Department of Agriculture, General Technical Report INT-GTR-309, 99-104.

Kronfuß H (1997) Das Klima einer Hochlagenaufforstung in der subalpinen Höhenstufe- Haggen im Sellraintal bei St. Sigmund, Tirol (Periode 1975-1994). FBVA-Berichte. Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien. Nr. 100, 331 S.

Kronfuß H, Havranek WM (1999) Effects of elevation and wind on the growth of *Pinus cembra* L. in a subalpine afforestation. *Phyton*. 39: 99-106.

Li MH, Yang J (2004) Effects of microsite on growth of *Pinus cembra* in the subalpine zone of the Austrian Alps. *Ann. For. Sci.* 61:319-325. <https://doi.org/10.1051/forest:2004025>

Li Q, Liu Z, Jin G (2022) Impacts of stand density on tree crown structure and biomass: A global meta-analysis. *Agricul. For. Met.*326. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2022.109181>

Ledermann T, Neumann M (2006) Biomass equations from data of old long-experimental plots. *Aust. J. For. Sci.* 123(1):47-64.

Long JN, Smith FW (1984) Relation between size and density in developing stands: a description and possible mechanisms. *For. Ecol. Manage.* 7(3)191-206.

Malanson GP, Resler LM, Bader MY, Holtmeier FK, Butler DR, Weis DJ, Daniels LD, Fagre DB. 2011: Mountain Treelines: A Roadmap for Research Orientation. *Arct. Antarct. Alp. Res.* 43(2): 167-177. <https://doi.org/10.1657/1938-4246-43.2.167>

Markart G (2000) Zum Wasserhaushalt von Hochlagenaufforstungen – am Beispiel der Aufforstung von Haggen bei St. Sigmund im Sellrain. FBVA-Bericht, Nr. 117.

Markart G, Kronfuß H, Havranek M (2002) Die Hochlagenaufforstung von Haggen im Tiroler Sellraintal. In STEINICKE, E. (Hsg.): Geographischer Exkursionsführer Europaregion Tirol, Südtirol, Trentino, Band 2: Spezialexkursionen im Bundesland Tirol. Innsbrucker Geographische Studien 33/2, 195-207.

Mayer H (1976) Waldbau. Gustav Fischer Verlag, 2. Auflage.

Mietkiewicz N, Kulakowski D, Rogan J, Bebi P (2017) Long-term change in sub-alpine forest cover, tree line and species composition in the Swiss Alps. *J. Veg. Sci.* 28(5): 951–96. <https://doi.org/10.1111/jvs.12561>

Mundt H (1999 – mündliche Mitteilung) Aufwendungen für Durchforstungen in der Hochlagenaufforstung Haggen, Forsttechnischer Dienst für Wildbach- und Lawinenverbauung, Gebietsbauleitung mittleres Inntal,

Innsbruck. In: Markart G (2000) Zum Wasserhaushalt von Hochlagenaufforstungen – am Beispiel der Aufforstung von Haggen bei St. Sigmund im Sellrain. FBVA-Bericht, Nr. 117.

Neuner J (2000 - mündliche Mitteilung) Begründung für die Pflanzung mit extrem hohen Stammzahlen in der Hochlagenaufforstung in Haggen. (J. Neuner war Leiter der Sektion Tirol der Wildbach- und Lawinenverbauung).

Neuwinger I (1970) Böden der subalpinen und alpinen Stufe in den Tiroler Alpen; Mittl. Ostalp.-din. Ges. f. Vegetationskunde., Bd. 11, Obergurgl – Innsbruck, Juli 1970, 135- 150.

Neuwinger I (1972) Standortuntersuchungen am Sonnberg im Sellrainer Obertal, Tirol Forstlichen Bundesversuchsanstalt: Vienna, Austria.

Neuwinger I, Czell A (1959) Standortuntersuchungen in subalpinen Aufforstungsgebieten, Forstwiss. Centralbl., 78. Jg., Heft 11/12, 327 – 372.

Opio C, Jacop N, Coopersmith D (2000) Height to diameter ratio as a competition index for young conifer plantations in northern British Columbia, Canada. For. Ecol. Manage. 137:245-252. DOI:10.1016/S0378-1127(99)00312-6

Obojes N, Meurer A, Newesely C, Tasser E, Oberhuber W, Mary S, Tappeiner U (2018) Water stress limits transpiration and growth of European larch up to the lower subalpine belt in an inner-alpine dry valley. New Phytol. 220(2):460-475. <https://doi.org/10.1111/nph.15348>

Oliver WW (1997) Twenty-five-year growth and mortality of planted ponderosa pine repeatedly thinned to different stand densities in northern California. West. J. Appl. For. 12(4):122–130.

Oswald H (1963) Verteilung und Zuwachs der Zirbe (*Pinus cembra*) der subalpinen Stufe an einem zentralalpinen Standort. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Mariabrunn. 60:437–499.

Perzl F, Bono A, Garbarino M, Motta R (2021) Protective effects of forests against gravitational natural hazards. In: Protective forests as ecosystem-based solution for disaster risk reduction (Eco-DDR), eds: Teich M, Accastello C, Perzel F, Kleemayr K. doi: 10.5772/intechopen.99506.

Pitterle A (1985) Performance of high altitude afforestation in the Alps since 1865: Analyses of damages and chances of success. Proc. 3rd IUFRO Workshop. P1.07-00. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswes. Ber. 270:241-250.

Powers MD, Palik BJ, Bradford JB, Fraver S, Webster CR (2010) Thinning method and intensity influence long-term mortality trends in a red pine forest. For. Ecol. Manage. 260(7): 1138-1148. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.002>

Puettmann K, Coates DK, Messier C (2009) A critique of silviculture managing for complexity. Island press. Washington D.C. USA.

Rainer G, Kuhnert R, Unterholzer M, Dresch P, Grubrer, A, Peinter U (2015) Host-specialist dominated ectomycorrhizal communities of *Pinus cembra* are not affected by temperature manipulation. J. Fungi. 1(1):55-75. doi: 10.3390/jof1010055

Reiter W (1975) Die Wiederbesiedlung einer Hochlagenaufforstung durch phytophage Insekten (Haggen – Sellrain, 2000m ü.d.M.). Hausarbeit aus Zoologie, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck.

Risch AC, Nagel LM, Schütz M, Krüsi BO, Kienast F, Bugmann H (2003) Structure and long-term development of subalpine *Pinus montana* Miller and *Pinus cembra* L. forests in the central European Alps. Forstw. Cbl. 122 (2003), 219–230. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0337.2003.03011.x>.

Roepke A, Krauss R (2013) High montane-subalpine soils in the Montafon Valley (Austria, northern Alps) and their link to land-use, fire and settlement history. Quarterly International 308-309:178-189.

Rottmann M (1985) Schneebruchschäden in Nadel-holzbeständen. Beiträge zur Beurteilung der Schneebruchgefährdung. Zur Schadensvorbeugung und zur Behandlung schneegeschädigter Nadelholzbestände. J.D. Sauerländer's Verlag. Frankfurt am Main, 159 p. Rubatscher D, Munk K, Stöhr D, Bahn M, Mader-Oberhammer M, Cernusca A. Biomass expansion functions for *Larix decidua*: A contribution to the estimation of forest carbon stocks (2006) Austrian J. Sci. 123:87–101. Ruhm F (1991) Modell-aufforstung im Tiroler Sellrainer Wald. Die Presse, Wien, 15.06.1991. Sharma RP, Vacek Z, Vacek S (2016) Modeling individual tree height to diameter ratio for Norway spruce and European beech in Czech Republic. Trees 30:1969–1982.

- Sharma RP, Vacek Z, Vacek S, Kučera M (2019) A nonlinear mixed-effects height-to-diameter ratio model for several tree species based on Czech National Forest Inventory data. *Forests* 10(1). <https://doi.org/10.3390/f10010070>
- Söderbergh I, Ledermann T (2003) Algorithms for simulating thinning and harvesting in five European individual-tree growth simulators: a review. *Comput. Electron. Agric.* 39(2) 115-140.
- Sumida A (2015) The diameter growth–height growth relationship as related to the diameter–height relationship. *Tree Physiol* 35:1031–1034. doi:10.1093/treephys/tpv100
- Urata T, Shibuya M, Koizumi A, Torita H, Cha JY (2012) Both stem and crown mass affect tree resistance to uprooting. *J. For. Res.* 17(1):65–71. <https://doi.org/10.1007/s10310-011-0249-6>
- Vittoz P, Rulence B, Largey T, Freléchoux F (2008) Effects of climate and land-use change on the establishment and growth of cembra pine (*Pinus cembra* L.) over the altitudinal treeline ecotone in the central Swiss Alps. *Artc. Antrc. Alp. Res.* 40(1): 225-232.
- Vorren KD, Mørkved B, Bortenschlager S (1993) Human impact on the Holocene forest line in the central Alps. *Veg. Hist. Archaeobot.* 2:145-156.
- Vospernik S, Monserud RA, Sterba H (2010) Do individual-tree growth models correctly represent height:diameter ratios of Norway spruce and Scots pine? *For. Ecol. Manage.* 260(10):1735-1753 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.055>.
- Wieser G, Oberhuber W, Gruber A (2019) Effects of climate change at treeline: Lessons from space-for-time studies, manipulative experiments, and long-term observational records in the central Austrian Alps. *Forests* 10(508). DOI: 10.3390/f10060508
- Woon HT, O'Hara KL (2001) Height : diameter ratios and stability relationships for four northern Rocky Mountain tree species. *West. J. Appl. For.* 16(2): 87-94. <https://doi.org/10.1093/wjaf/16.2.87>
- Zhao D, Bullock BP, Montes CR, Wang M (2020) Rethinking maximum stand basal area and maximum SDI from the aspect of stand dynamics. *For. Ecol. and Manag.* 475. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118462>
- Zang H, Lei X, Zeng W (2016) Height–diameter equations for larch plantations in northern and northeastern China: a comparison of the mixed-effects, quantile regression and generalized additive models. *Forestry* 89(4):434-445. doi:10.1093/forestry/cpw022.
- Zangerle D, Bitterlich W (2023): Fachexkursion: Scheibbach, Wolfstal- und Judtallawine, Haggen, Kühtai. In: Hochlagenaufforstung und Lawinenschutz in den Tiroler Alpen – eine lange Erfolgsgeschichte. Verein der Diplomingenieure der Wildbach- und Lawinenverbauung - Studienreise 2023 in die Sektion Tirol, Zeitschrift für Wildbach-, Lawinen-, Erosion- und Steinschlagschutz, 20-24. https://www.wlv-austria.at/images/studienreisen/2023_Studienreise-Tirol.pdf
- Zeidler A, Vacek Z, Cukor J, Borůvka V, Vacek S, Prokúpková A, Linda R, Vacek O (2022) Is European larch (*Larix decidua* Mill.) a suitable substitute for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) for agricultural land afforestation? *For. Ecol. Manage.* 517 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120257>

AP 8: FERNERKUNDUNG – RÄUMLICHER UPSCALE

Einleitung

Das Arbeitspaket 8 im Bergauf Projekt inkludierte räumliche Analysen aus der Fernerkundung um die Ergebnisse der anderen Arbeitspakete in einen räumlichen Kontext zu stellen und eine Abschätzung der wichtigsten Parameter im Umfeld der Aufforstungen zu treffen. Insbesondere wurde die BFW Vorratskarte, die Waldkarte, die Projektflächen und historische Karten einbezogen.

Ziel des Arbeitspakets war eine vollumfängliche Darstellung der folgenden Parameter:

- Historische Waldfläche 2005; 2015 und momentane Waldfläche der Untersuchungsgebiete (Stand 2024)
- Wiederaufforstungspotenzial innerhalb von ca. 5 km Luftline
- Vorratsberechnung der Bestände in der unmittelbaren Umgebung der beprobten Flächen
- Baumgrenze aus historischen Waldkarten und aus aktueller Waldkarte
- Detailkarte der Aufforstungen der Projektflächen an der Sticklerhütte

Des Weiteren lieferte die Fernerkundungsabteilung zum Vergleich mit den Probepunkten die Vorrats- und Biomasseschätzung aus den Fernerkundungsdaten. Diese wurden im Arbeitspaket 6 Waldwachstum weiterverarbeitet.

Folgende Datengrundlagen wurden für die Analyse verarbeitet und fließen zumeist indirekt in die dargestellten Informationen ein:

- BFW Waldkarte 2024 (BFW 2025)
- Vegetationshöhenmodell
- BEV Orthofotos Verarbeitungsstand 2024 (BEV 2025a)
- BFW Baumartenkarte – Stand 2024
- BEV Digitales Geländemodell Verarbeitungsstand 2024 (Seehöhe – BEV 2025b)
- BEV Österreich Karte 1:50 000 (BEV 2025c)

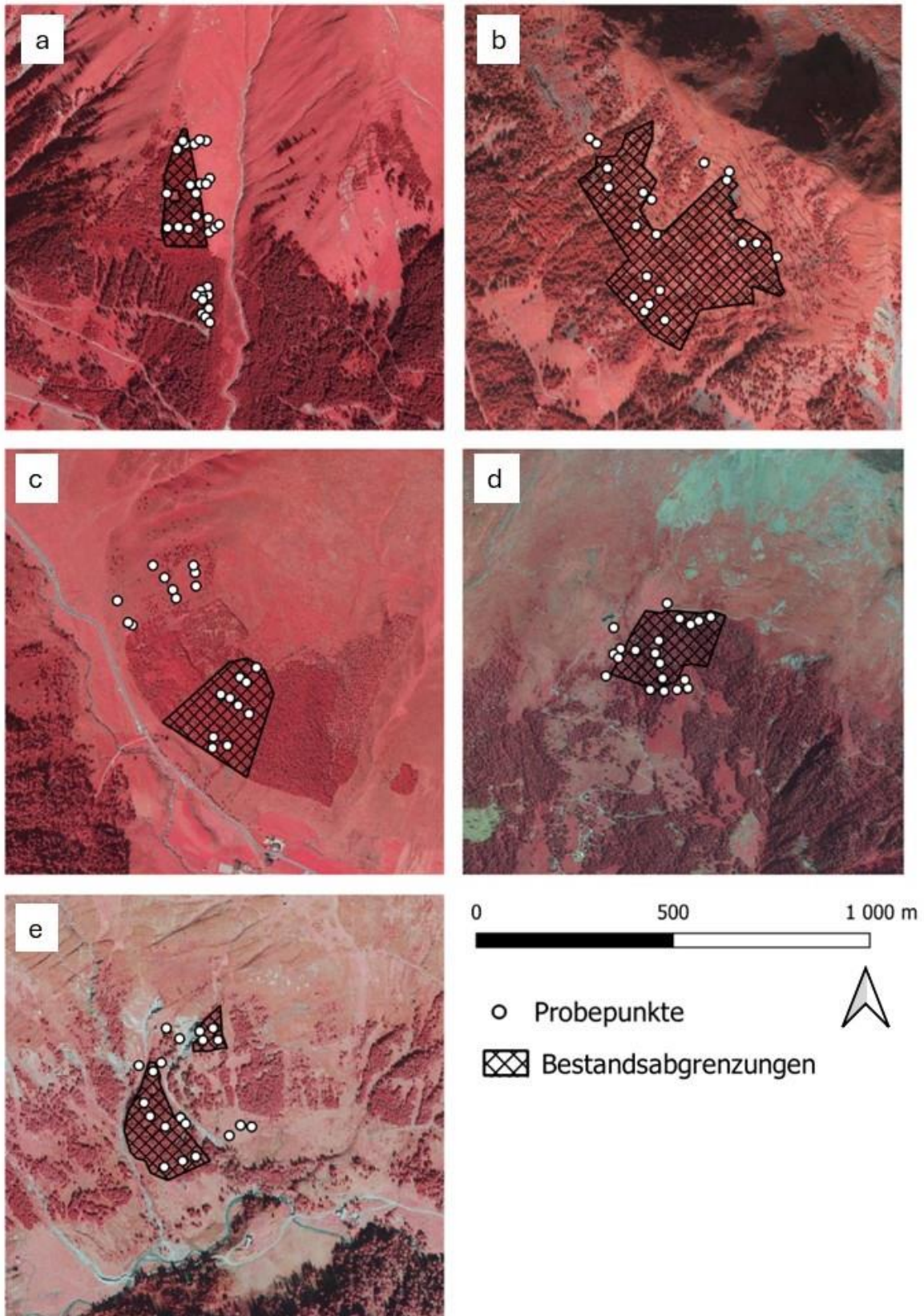


Abbildung 1: Übersichtskarten mit Bestandesabgrenzungen. a: Bschlabs; b: Grabbeskopf; c: Haggen; d: Irschen; e: Sticklerhütte; Im Hintergrund ist das Falschfarben Orthofoto des Jahres letzten verfügbaren Jahres dargestellt.

Methodik

Historische und aktuelle Waldkarten

Die historischen und aktuellen Waldkarten wurden basierend auf den Orthofotos der Jahre 2005, 2015 und 2024 in einem Umkreis von ca. 5 km für jedes Untersuchungsgebiet händisch erzeugt. Die Karten geben eine Einschätzung über die Fläche des Waldes in den Untersuchungsgebieten laut folgender Definition (Österreichische Waldinventur Feldinstruktionen):

- Mindestgröße 500 m²
- Mindestbreite 10 Meter
- Mindestüberschirmung 30%

- Inkl. Latsche und Grünerle (Krummholz)
- Inkl. Forststraßen
- Inkl. Lücken bis 500m²
- Inkl. Temporär unbestockte Flächen

- Keine Rodungen
- Keine Parks, Gärten, Obstgärten, Baumreihen (Windschutz), Energieholzplantagen
- Keine öffentlichen Straßen
- Keine Gewässer breiter 3 Meter oder größer 500m²
- Keine Felsflächen breiter 10 Meter
- *Waldgrenze grundsätzlich am Boden*

Die Karten geben einen Überblick der Flächen außerhalb des Waldes und einen Eindruck welche Flächen evtl. in den vergangenen 20 Jahren hinzu- oder abgegangen sind. Dennoch ist für eine genaue Einschätzung die Beurteilung vor Ort wichtig. Es können keine expliziten Flächenveränderungen abgeleitet werden, da die exakte Walddefinition aus Luftbildern und Orthofotos nie eindeutig beurteilt werden kann.

Berechnung des Aufforstungspotenzials in Hochlagen

Für die Berechnung des Aufforstungspotenzials wurden die Flächen in den Projektgebieten analysiert und darauf basierend ein einfaches Modell entwickelt, welches das Aufforstungspotenzial in ähnlichen Hochlagen abbilden kann. Hierfür sind in Tabelle 1 beispielhaft die Seehöhenparameter aus dem DGM aufgeführt. Diese wurden um die Hangneigung in Grad und die Hangausrichtung in Nord-Süd und in Ost-West zusätzlich erweitert. Für die Berechnung des Aufforstungspotenzials wurde angenommen, dass sich in der Umgebung der Projektgebiete die Seehöhe zwischen minimaler Seehöhe und maximaler Seehöhe der beprobten Bestände befinden sollte, bei der Hangneigung und Ausrichtung wurde zusätzlich eine Unschärfe von 1 Standardabweichung vom Median der Hangneigung bzw. 1,5 Standardabweichungen der Hangausrichtung hinzugefügt (siehe Tab. 2).

Die Berechnung des Aufforstungspotenzials in Hochlagen begrenzte sich auf die unmittelbare Nähe, d.h. in einer 10km x 10km Kacheln mit den Projektflächen in der Mitte. Diese liegen also entsprechend ca. 5km von jedem Rand der Kacheln entfernt. Zusätzlich wurden die aus den Invekos Daten die

Almflächen berücksichtigt und eine Überschneidung dieser mit der Fläche des Aufforstungspotenzials in Hochlagen wird angegeben. Die bestehende Waldfläche wurde als Potenzialfläche ausgeschlossen.

Tabelle 1: Statistische Analyse der Seehöhe über die Bestände der Projektgebiete

Projektgebiet	Seehöhe MIN [m]	Seehöhe MAX [m]	Seehöhe MEDIAN [m]	Seehöhe STD [m]
Grappeskopf	1822.03	2063.5	1937.8	58.18
Bschlabs	1621.30	1828.52	1695.61	52.52
Haggen	1716.55	1917.89	1797.97	52.40
Irschen	1822.39	1991.12	1892.93	37.50
Stricklerhütte	1779.08	2000.17	1829.37	55.68

Tabelle 2: Anwendung der analysierten DGM Bestandsparameter als Kriterium zur Ausweisung von potenziellen Aufforstungsflächen in ähnlichen Höhenlagen

Layer	Kriterium
Seehöhe	zwischen min und max
Hangneigung	median +/- std
Hangausrichtung in Nord-Süd und in Ost-West	median +/- std * 1,5

Vorrats- und Biomasseberechnung

Die Vorrats- und Biomassekarte der BFW Abteilung Fernerkundung liegt als Rasterdatensatz mit 1 m x 1 m Auflösung österreichweit vor (Berger und Gschwantner, 2025). Die Karten wurden genutzt um eine Abschätzung des Vorrats auf Bestandesebene der Projektflächen zu erstellen. Gleichzeitig wurde ein direkter Vergleich der Fernerkundungsdaten zu den Probepunkten möglich.

Die Vorratskarte, sowie auch die Biomassekarte wird mit linearen Regressionsmodellen aus folgenden Parn gewonnen:

- Vegetationshöhe (Differenz aus Höhe aus Oberflächenmodell im Wald und der Erdoberfläche)
- Laubholzanteil
- Seehöhe
- Hangneigung
- Hangausrichtung

Die Berechnung auf Bestandesebene erfolgt aus dem arithmetischen Mittel aller im Bestand vorhandenen Rasterpixel. Die Biomassenkarte enthält ausschließlich Stammbiomasse + Astbiomasse in t/ha. Die Zielgröße ist die Summe aus Stamm- und Astbiomasse wobei Nadeln und Blätter fehlen. Es ist ebenfalls möglich dass dünne Äste < 7cm nicht in der Biomassenkarte aufgenommen sind.

Baumgrenzen Abschätzung

Zur Abschätzung der Baumgrenze wurde ein mehrstufiges Verfahren entwickelt, das digitale Höhenmodelle (DGM) und die vorhandene Waldkarte nutzt. Der hier vorgestellte Prozess läuft automatisiert über die Untersuchungsgebiete und alle 3 verfügbaren Waldkartenversionen (2005, 2015, 2024) hinweg.

Zunächst werden die Waldkartenflächen (WK) als Polygon-Shapefiles eingelesen und in Linienobjekte umgewandelt. Diese Linien werden anschließend auf jene Bereiche beschränkt, die oberhalb von 1600 m Meereshöhe liegen. Parallel dazu wird das digitale Höhenmodell für jedes Untersuchungsgebiet auf die Ausdehnung der WK-Flächen zugeschnitten. Die WK-Linien werden anschließend rasterisiert und maskieren das DGM, sodass nur Höheninformationen entlang der Waldgrenzen erhalten bleiben.

Innerhalb dieser maskierten Bereiche werden in einem regelmäßigen Raster (4 m Gitterweite) lokale Maxima der Höhenwerte ermittelt. Um tatsächliche Höhenpunkte entlang der Baumgrenze zu extrahieren, werden aus diesen lokalen Maxima wiederum nur jene Punkte ausgewählt, die das höchste Höhenprofil in einem Umkreis von 150 m darstellen. Zusätzlich wird eine Qualitätsfilterung vorgenommen, bei der die unteren 20 % der Höhenpunkte verworfen werden, um Ausreißer mit atypisch niedrigen Höhen zu eliminieren.

Die resultierenden Höhenpunkte stellen somit eine robuste Annäherung an die tatsächliche Baumgrenze dar und werden für jedes Untersuchungsgebiet und Jahr als Punkt-Shapefiles gespeichert. Dadurch entsteht eine wertvolle Grundlage für die quantitative Analyse und den Vergleich der Baumgrenzenentwicklung über verschiedene Zeiträume hinweg.

Im Anschluss an die Identifikation der höchsten Baumgrenzpunkte wurde eine statistische Auswertung durchgeführt, um Veränderungen der Höhenlage im Zeitverlauf quantifizieren zu können. Für jedes Untersuchungsgebiet (AOI) und jedes Jahr wurden die zentralen Kenngrößen – Median, 95. Perzentil, Standardabweichung sowie die Anzahl der extrahierten Punkte – berechnet. Dadurch wird eine robuste Charakterisierung der Höhenverteilung entlang der Baumgrenze ermöglicht.

Zur Überprüfung signifikanter Veränderungen zwischen den Jahren wurden paarweise t-Tests durchgeführt. Hierbei wurden die Höhenwerte der Jahre 2005 und 2015, 2015 und 2024 sowie 2005 und 2024 miteinander verglichen. Ein besonderes Augenmerk lag auf der statistischen Signifikanz: Ergebnisse mit einem p-Wert kleiner als 0,05 wurden als signifikant (*) gewertet, während p-Werte zwischen 0,05 und 0,10 als tendenziell signifikant (#) interpretiert wurden. Dadurch konnten Verschiebungen der Baumgrenze sowohl über Dekaden hinweg als auch im gesamten Beobachtungszeitraum präzise nachgewiesen werden.

Detaillkarte Aufforstungen Sticklerhütte

Für das Projektgebiet Sticklerhütte wurde zur Einschätzung der Aufforstungsmaßen eine Karte aus den 1960er Jahren bereitgestellt. Diese wurde vom AP8 aufbereitet und georeferenziert. Somit ist nun eine digitale Einschätzung der Aufforstungsmaßnahmen der einzelnen Jahre im Projektgebiet Sticklerhütte möglich.

Ergebnisse

Historische und aktuelle Waldkarten

Der Vergleich der historischen Waldkarten aus 2005 und 2015 mit der aktuellen Waldkarte aus 2024 zeigt, dass es zwischen 2005 und 2015 eine leichte Waldzunahme in allen Projektgebieten gegeben hat. Zwischen 2015 und 2024 nahm die Waldflächen ebenfalls in kleinen Teilbereichen leicht zu und stagnierte hauptsächlich auf dem Niveau von 2015. Eine Übersicht der Projektgebiete und deren direktes Umfeld ist in Abb. 2 dargestellt.

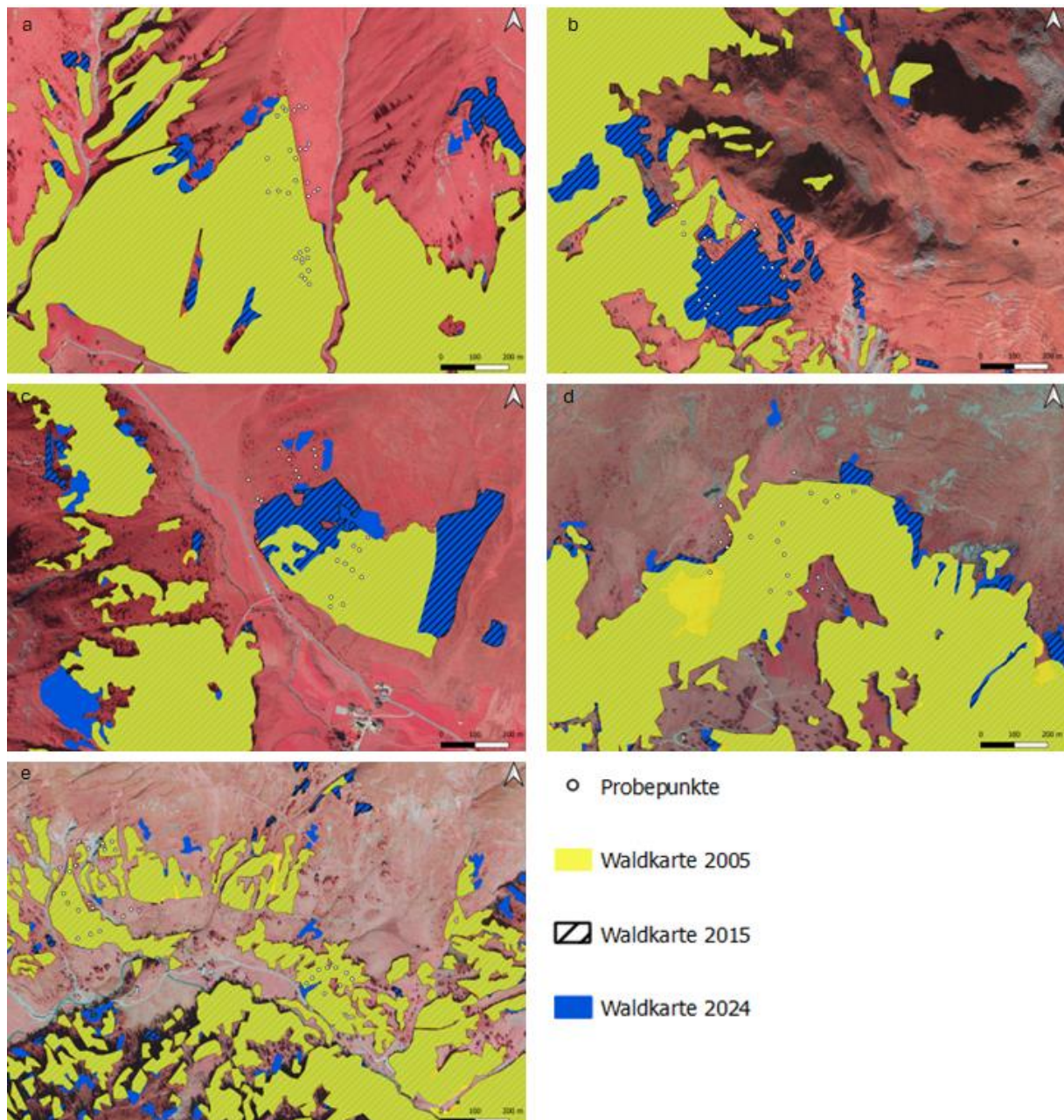


Abbildung 2: Vergleich historischer und der aktuellen Waldkarten in den Projektgebieten. a: Bschlabs; b: Grabbeskopf; c: Haggen; d: Irschen; e: Sticklerhütte; Im Hintergrund ist das Falschfarben Orthofoto des Jahres letzten verfügbaren Jahres dargestellt.

Aufforstungspotenzial

Das Aufforstungspotenzial wurde anhand der topographischen Ähnlichkeit zu den bereits Aufgeforsteten Flächen errechnet. Die Übersichtskarte in Abb. 3 zeigt beispielhaft das direkte Umfeld der Untersuchungsgebiete. Hier ist auch deutlich die Überschneidung mit vielen Almflächen zu erkennen. Die gesamte Überschneidung innerhalb der 10 km x 10 km Kachel wird in Tabelle 3 dargestellt.

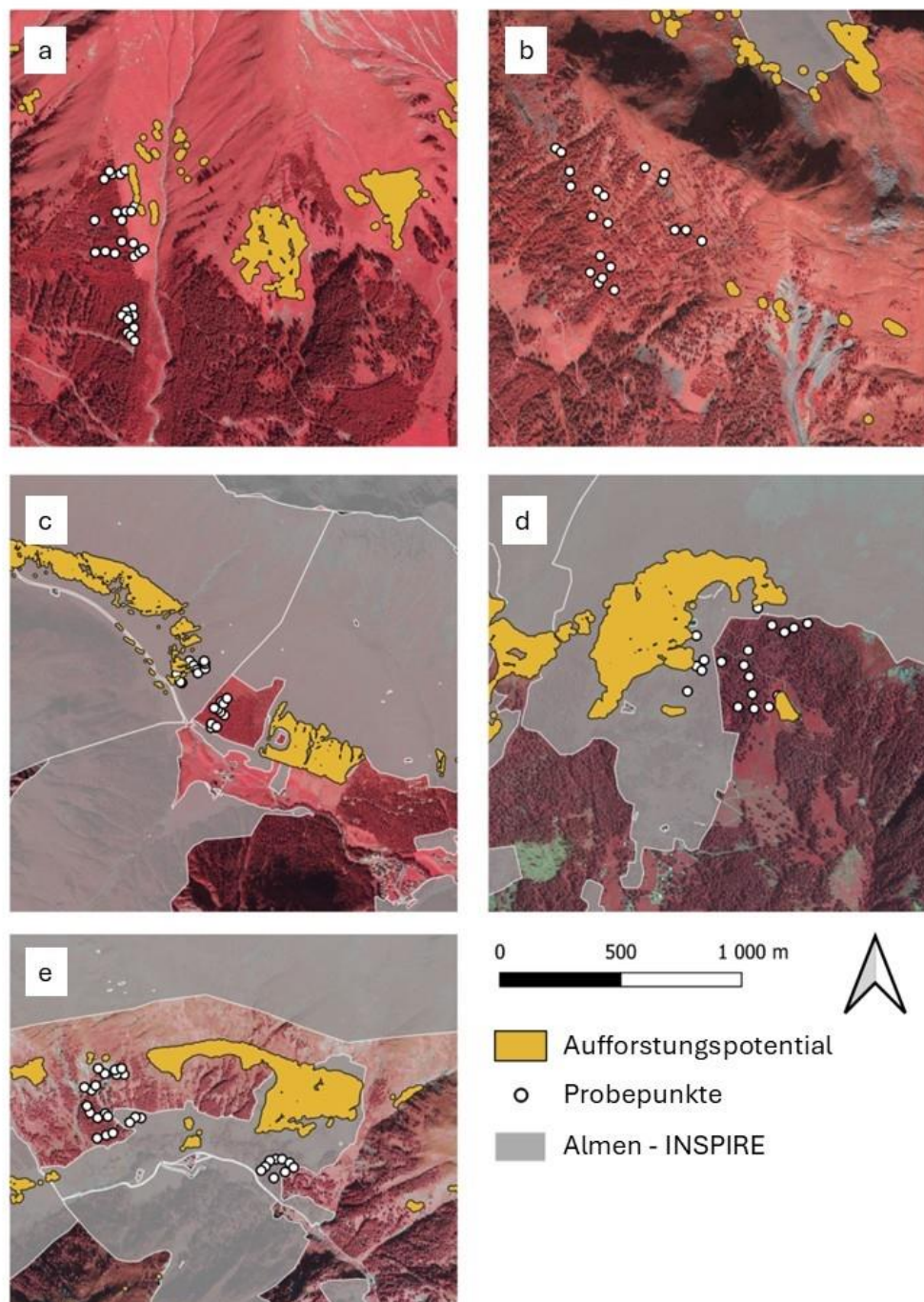


Abbildung 3: Übersichtskarte der Aufforstungspotenziale in den verschiedenen Untersuchungsgebieten. a: Bsclabs; b: Grabbeskopf ; c: Haggen; d: Irschen; e: Sticklerhütte; Im Hintergrund ist das Falschfarben Orthofoto des Jahres letzten verfügbaren Jahres dargestellt.

Tabelle 3: Aufforstungspotenzial für das unmittelbare Umfeld der Untersuchungsgebiete (ca. 5 km Umkreis)

Projektgebiet	Aufforstungspotenzial [ha]	Davon auf Almflächen [%]
Bschlabs	75	14
Grabbeskopf	257	47
Haggen	61	95
Irschen	195	95
Stricklerhütte_Jakobsalm	222	61

Vorrat und Biomasse pro Untersuchungsgebiet

Der berechnete Vorrat und die berechnete Biomasse aus den Fernerkundungskarten in den Untersuchungsgebieten bezieht sich explizit auf die Bestände die durch die Begehungen aufgenommen wurden. D.h. diese sind mit Schätzwerten der begangenen Bestände direkt vergleichbar. Da die Seehöhenstufen in allen Gebieten ähnlich waren, lassen sich die Gebiete auch gut untereinander vergleichen. Tab. 4 zeigt die unterschiedlichen Ergebnisse, wobei insbesondere die Projektgebiete Bschlabs (etwas tiefer liegend als die anderen Gebiete) und Stricklerhütte/Jakobsalm mit hohen Vorräten und hoher Biomasse hervorzuheben sind.

Tabelle 4: Vorrat und Biomasse aus Fernerkundungsdaten für die Bestände in den Projektgebieten

Bestand	Größe [ha]	Durchsch. Vorrat [vfm/ha]	Vorrat total [vfm]	Durchsch. Biomasse [t/ha]	Biomasse total [t]
Haggen	4,60	271,86	1250,08	154,75	711,56
Irschen	9,71	161,26	1565,97	77,69	754,42
Bschlabs	2,85	332,21	946,05	184,35	524,99
Stricklerhütte	2,10	294,16	617,58	154,30	323,94
Stricklerhütte kleine Teilfläche	0,36	200,18	72,26	98,53	35,57
Grappeskopf	6,4	101,97	652,55	53,74	343,92

Waldgrenze/Baumgrenze

Zur quantitativen Bewertung der Baumgrenzenentwicklung wurden aus den höchsten Baumgrenzpunkten zentrale statistische Kennzahlen berechnet (Tab. 5). Erfasst wurden der Median, das 95. Perzentil sowie die Standardabweichung (STD) der Höhenverteilung, jeweils für die Jahre 2005, 2015 und 2024 und für jedes Untersuchungsgebiet (AOI). Zusätzlich wurde die Anzahl der Punkte angegeben, die als höchste lokale Maxima identifiziert wurden.

Insgesamt zeigen die Mediane der Höhenlage nur geringe Veränderungen im Verlauf der drei Untersuchungsjahre. In einigen Gebieten wie Haggen und Irschen ist jedoch eine tendenzielle Anhebung der Baumgrenze zu erkennen, während in anderen AOIs, wie beispielsweise

Stickler_Jakobalm, die Höhenwerte nahezu konstant bleiben. Die Werte des 95. Perzentils spiegeln die höchsten Lagen der Baumgrenze wider und zeigen ebenfalls nur minimale Schwankungen, die meist im Bereich weniger Meter liegen. Die Standardabweichungen bleiben über die Jahre hinweg relativ stabil, was auf eine konstante Variabilität der Höhenverteilung hindeutet.

Tabelle 5: Statistische Kennwerte der höchsten Baumgrenzpunkte je Untersuchungsgebiet und Jahr (Median, 95. Perzentil, Standardabweichung und Anzahl der Punkte)

AOI	Jahr	Median	95. Perzentil	STD	Anzahl Punkte
Bschlabs	2005	2007,50	2138,90	107,79	160
Bschlabs	2015	2013,65	2140,98	109,52	159
Bschlabs	2024	2015,15	2140,98	108,09	159
Grappeskopf	2005	1979,08	2228,11	103,67	132
Grappeskopf	2015	1982,44	2220,79	101,56	130
Grappeskopf	2024	1982,23	2229,73	108,41	127
Haggen	2005	2095,05	2249,39	88,18	89
Haggen	2015	2118,50	2260,73	87,08	88
Haggen	2024	2123,79	2281,80	89,13	92
Irschen	2005	1968,26	2146,77	100,75	68
Irschen	2015	1987,10	2172,73	103,98	71
Irschen	2024	1991,19	2190,57	95,17	72
Sticklerhütte	2005	2032,66	2149,97	72,99	263
Sticklerhütte	2015	2032,66	2149,79	72,86	265
Sticklerhütte	2024	2033,53	2144,21	72,76	272

Ergänzend dazu wurde eine statistische Signifikanzanalyse durchgeführt (Tab. 6), bei der die Höhenwerte zwischen den einzelnen Jahren mittels t-Tests verglichen wurden. Für jedes AOI wurden drei Vergleiche vorgenommen: 2005–2015, 2015–2024 und 2005–2024. Die resultierenden p-Werte geben an, ob sich die Baumgrenze zwischen den Zeitpunkten signifikant verändert hat. Ergebnisse mit einem p-Wert unter 0,05 wurden als signifikant (*) und solche mit einem p-Wert zwischen 0,05 und 0,10 als tendenziell signifikant (#) markiert.

Die Analyse ergab, dass in den meisten Gebieten keine statistisch signifikanten Änderungen der Baumgrenzenhöhe auftraten. Nur in Haggen und Irschen konnten tendenzielle Verschiebungen festgestellt werden (p-Wert knapp unter 0,10). Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass in diesen beiden Gebieten leichte Höhenanstiege der Baumgrenze stattgefunden haben könnten, während in den anderen AOIs keine eindeutigen Trends nachweisbar sind. Eine weitere Beobachtung inklusive vor Ort dieser Gebiete wäre notwendig um genauere Aussagen treffen zu können. Insgesamt zeigt sich aber ein konstantes Bild, welches auch mit der Fachliteratur übereinstimmt (Harsch et al., 2013).

Tabelle 6: Ergebnisse der t-Tests zur Überprüfung von Höhenveränderungen der Baumgrenze zwischen den Jahren je Untersuchungsgebiet (p-Werte und Signifikanzstufen)

AOI	Vergleichsjahre	P-Value	Signifikanz
Bschlabs	2005-2015	0,92	
Bschlabs	2015-2024	0,93	
Bschlabs	2005-2024	0,85	
Grappeskopf	2005-2015	0,79	
Grappeskopf	2015-2024	0,70	
Grappeskopf	2005-2024	0,52	
Haggen	2005-2015	0,28	
Haggen	2015-2024	0,42	
Haggen	2005-2024	0,06	#
Irschen	2005-2015	0,22	
Irschen	2015-2024	0,62	
Irschen	2005-2024	0,07	#
Sticklerhütte	2005-2015	0,86	
Sticklerhütte	2015-2024	0,77	
Sticklerhütte	2005-2024	0,91	

Detailkarte Sticklerhütte

Die Karte ließ sich nur mit einer eingeschränkten Genauigkeit georeferenzieren. Lage und Ausmaß der Aufforstungsflächen können daher lediglich ungefähr angenommen werden. Abbildung 4 zeigt die Aufforstungsgebiete mit dem jeweiligen Jahr der Pflanzung und setzt diese in Bezug zur aktuellen Waldkarte 2024. Einige Bereiche der aufgeforsteten Flächen sind 2024 nicht mehr in ihrem ursprünglichen Ausmaß vorhanden. Diese Veränderung ist unabhängig vom Ort und Jahr der Aufforstung. Wird die aktuelle Waldkarte mit den Jahren 2005 und 2015 verglichen, so wird dennoch eine sukzessive Zunahme der Waldfläche erkennbar.

Diskussion

Das Arbeitspaket Fernerkundung des Bergauf Projekts konnte die Ergebnisse der anderen Arbeitspakete in einen räumlichen Kontext verorten. Insbesondere sind hier die Aufforstungspotenziale im Bereich der Almflächen, die Waldveränderung aus den Orthofotos der letzten 20 Jahre, der Vergleich der Probepunkte zu bestehenden österreichweiten Vorrats- und Biomassekarten und die Detailkarte der gelungenen Aufforstungen im Projektgebiet Sticklerhütte zu nennen.

Die Waldveränderungen der letzten 20 Jahre wurden aus den Orthofotos digitalisiert. Diese enthalten normalerweise einen Infrarotkanal der besonders die lebendige Vegetation hervorhebt. Dieser Kanal ist in den Orthofotos von 2005 noch nicht vorhanden, desweiteren ist die Auflösung der Bilder aus 2005 schlechter, weshalb eine Einschätzung der Waldgrenze in diesen Bildern erschwert wird.

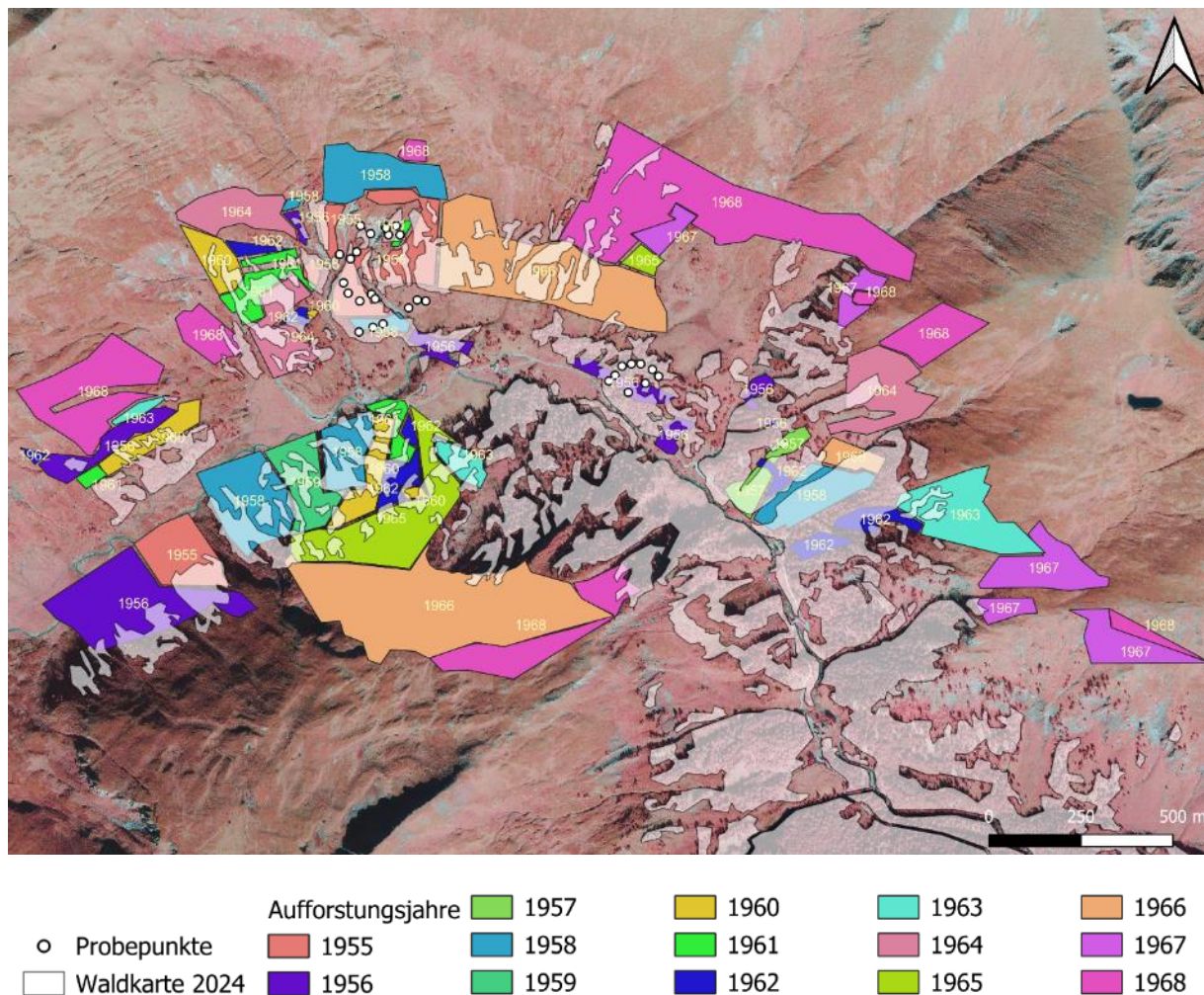


Abbildung 4: Ungefähre Positionen und Ausmaße der Aufforstungsflächen im Umkreis der Probefläche Sticklerhütte aus den Jahren 1955 bis 1968 jeweils farblich hinterlegt und in Bezug zur aktuellen Waldkarte (leicht transparent weiß) und den Probepunkten ((weiße Punkte) gesetzt

Die Vorrats- und Biomassekarte hängen von einer österreichweit basierten Parametrisierung mit Punkten der österreichischen Waldinventur ab. Entsprechend haben die Fernerkundungsparameter Seehöhe, Vegetationshöhe und Laubholzanteil einen großen Einfluss auf die Berechnung. Es ist nachgewiesen, dass das Modell insbesondere bei höheren Vorräten eher konservative (niedrige) Schätzungen ausgibt. Dies wird zumeist positiv in der Praxis bewertet da dort der Nutzen besonders im mittleren Bereich der Vorratsschätzung einen hohen Stellenwert einnimmt. Eine Verbesserung auf kleinräumige Gebiete – wie sie im Bergauf Projekt vorliegen – kann mit entsprechendem Aufwand erfolgen. Für eine österreichweite Ersteinschätzung sind die vorhandenen Modelle in jedem Fall geeignet.

Die Ergebnisse der vorliegenden Baumgrenzenanalyse zeigen nur geringe Höhenverschiebungen zwischen den betrachteten Jahren 2005, 2015 und 2024. In den meisten Untersuchungsgebieten blieb die Baumgrenze weitgehend stabil, mit nur leichten, tendenziellen Anhebungen in Regionen wie Haggen und Irschen. Diese Beobachtungen decken sich mit den Erkenntnissen aus der aktuellen Fachliteratur, insbesondere der Studie von Macias-Fauria und Johnson (2013), die ebenfalls zu dem

Schluss kommt, dass sich globale Baumgrenzen in den letzten Jahrzehnten trotz Klimawandel nur moderat verschoben haben.

Die beobachteten geringfügigen Änderungen deuten darauf hin, dass ökologische, mikroklimatische und standörtliche Faktoren eine entscheidende Rolle bei der Begrenzung der Baumgrenze spielen und klimatische Erwärmungen nicht zwangsläufig zu einer raschen Höhenwanderung führen. Die in Haggen und Irschen festgestellten tendenziellen Anhebungen könnten auf lokal günstigere Wachstumsbedingungen oder auf verzögerte Reaktionen der Baumarten auf veränderte Klimabedingungen hinweisen. Dies ist lediglich als Hinweis zu betrachten da keine eindeutige Signifikanz vorliegt. Insgesamt unterstreicht die Analyse die Komplexität der Baumgrendynamik und bestätigt, dass klimatische Einflüsse oft erst über längere Zeiträume hinweg signifikante geomorphologische und ökologische Veränderungen bewirken. Es wären weitere detaillierte Analysen inkl. Vorortbegehungen notwendig um bessere Aussagen treffen zu können.

Literaturverzeichnis AP8:

Berger, A., & Gschwantner, T. (2025). Effects of Choosing Different Parameterization Data in Two-Phase Forest Inventories for Standing Stock Estimation. *Forests* (19994907), 16(2).

BEV (2025a): Orthofoto Farbe. Online: <https://www.bev.gv.at/Services/Produkte/Luftbildprodukte/Orthophoto-Farbe.html>. Abgerufen am 22.02.2025

BEV (2025b): Digitales Geländehöhenmodell (DGM), Digitales Geländehöhenmodell – Höhenraster. Online: <https://www.bev.gv.at/Services/Downloads/Produktbezogene-Downloads/Unentgeltliche-Produkte/DGM.html>. Abgerufen am 22.02.2025

BEV (2025c): Österreichische Karte 1:50 000 – UTM ÖK50-UTM
<https://www.bev.gv.at/Services/Produkte/Landkarten/OEK50-UTM.html>. Abgerufen am 22.02.2025

BFW Institut 5, Abteilung Fernerkundung (2025): Waldkarte Österreich – INSPIRE Datensatz. Online: <https://geometadatensuche.inspire.gv.at/metadatensuche/inspire/ger/catalog.search#/metadata/b87c2f56-ecd5-4703-baa3-8398e138a58c>. Abgerufen am 22.02.2025

Harsch, M. A., Hulme, P. E., McGlone, M. S., & Duncan, R. P. (2009). Are treelines advancing? A global meta - analysis of treeline response to climate warming. *Ecology letters*, 12(10), 1040-1049.

Macias-Fauria, M., & Johnson, E. A. (2013). Warming-induced upslope advance of subalpine forest is severely limited by geomorphic processes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(20), 8117-8122.

ANNEX

Anhang 1: Artenliste der erhobenen Gefäßpflanzen.

Anhang 2: Zuordnung der FTIR-Absorptionsbanden mit den entsprechenden Molekülschwingungen.